

ESTRATÉGIA MARINHA

Relatório do 2º ciclo

Parte D

Reavaliação do Estado Ambiental e Definição de Metas

subdivisão Continente



REPÚBLICA
PORTUGUESA

MAR



Governo dos Açores



Região Autónoma
da Madeira
Governo Regional

Secretaria Regional
do Ambiente e Recursos Naturais
Direção Regional do Ordenamento
do Território e Ambiente

Diretiva Quadro
Estratégia Marinha

Março 2020

Índice

Lista de acrónimos.....	xx
PARTE D ESTADO AMBIENTAL DAS ÁGUAS MARINHAS E METAS AMBIENTAIS.....	21
D.1 SUBDIVISÃO DO CONTINENTE.....	21
D.1.1 Introdução.....	21
D.1.1.1 Áreas de avaliação.....	21
D.1.1.2 Áreas relevantes para a conservação da natureza.....	22
D.1.1.3 Metas ambientais estabelecidas no 1º ciclo.....	32
D.1.1.4 Referências.....	34
D.1.2 Descritor 1: Biodiversidade.....	37
D.1.2.1 Introdução.....	37
D.1.2.2 Metodologia geral.....	37
TEMA: Grupos de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes e cefalópodes marinhos.....	43
D.1.2.3 Aves marinhas.....	43
D.1.2.4 Mamíferos marinhos.....	56
D.1.2.5 Répteis-marinhos.....	69
D.1.2.6 Peixes.....	72
D.1.2.7 Peixes abrangidos pela Diretiva Habitats.....	87
D.1.2.8 Cefalópodes.....	88
TEMA: Habitats pelágicos.....	94
D.1.2.9 Habitats pelágicos.....	94
D.1.2.10 Considerações finais.....	111
D.1.2.11 Metas e indicadores.....	112
D.1.2.12 Referências.....	114
D.1.3 Descritor 2: Espécies não-indígenas.....	125
D.1.3.1 Introdução.....	125
D.1.3.2 Metodologia e dados.....	127
D.1.3.3 Resultados.....	130
D.1.3.4 Determinação e Avaliação do BEA.....	147

D.1.3.5	Metas e Indicadores	149
D.1.3.6	Referências	150
D.1.4	Descritor 3: Populações de peixes e moluscos explorados para fins comerciais.....	163
D.1.4.1	Introdução	163
D.1.4.2	Metodologia e dados	163
D.1.4.3	Resultados	170
D.1.4.4	Determinação e Avaliação do BEA	186
D.1.4.5	Considerações finais	193
D.1.4.6	Metas e Indicadores	194
D.1.4.7	Referências	199
D.1.5	Descritor 4: Teias tróficas.....	203
D.1.5.1	Introdução	203
D.1.5.2	Metodologia e dados	203
D.1.5.3	Resultados	211
D.1.5.4	Determinação e Avaliação do BEA	214
D.1.5.5	Considerações finais	221
D.1.5.6	Metas e Indicadores	221
D.1.5.7	Referências	221
D.1.6	Descritor 5: Eutrofização	225
D.1.6.1	Introdução	225
D.1.6.2	Metodologia e dados	225
D.1.6.3	Resultados	230
D.1.6.4	Determinação e avaliação do BEA	235
D.1.6.5	Metas e Indicadores	236
D.1.6.6	Referências	236
D.1.7	Descritor 6: Integridade dos fundos marinhos.....	241
D.1.7.1	Introdução	241
D.1.7.2	Metodologia e dados	242
D.1.7.3	Resultados	249
D.1.7.4	Determinação e avaliação do BEA	263

D.1.7.5	Metas e Indicadores	266
D.1.7.6	Referências	267
D.1.8	Descritor 7: Condições hidrográficas	275
D.1.8.1	Introdução	275
D.1.8.2	Metodologia e dados	277
D.1.8.3	Resultados	279
D.1.8.4	Determinação e avaliação do BEA	284
D.1.8.5	Considerações finais	291
D.1.8.6	Metas e Indicadores	292
D.1.8.7	Referências	292
D.1.9	Descritor 8: Contaminantes no meio marinho.....	296
D.1.9.1	Introdução	296
D.1.9.2	Metodologias e dados.....	296
D.1.9.3	Resultados	304
D.1.9.4	Determinação e Avaliação do BEA.....	307
D.1.9.5	Metas e Indicadores	310
D.1.9.6	Referências	311
D.1.10	Descritor 9: Contaminantes em organismos marinhos para consumo humano	313
D.1.10.1	Introdução	313
D.1.10.2	Metodologia e dados	313
D.1.10.3	Resultados	316
D.1.10.4	Determinação e avaliação do BEA	319
D.1.10.5	Metas e Indicadores	320
D.1.10.6	Referências	321
D.1.11	Descritor 10: Lixo marinho	323
D.1.11.1	Introdução	323
D.1.11.2	Metodologia e dados	324
D.1.11.3	Resultados	331
D.1.11.4	Determinação e avaliação do BEA	340
D.1.11.5	Considerações finais	340

D.1.11.6	Metas e Indicadores	341
D.1.11.7	Referências	342
D.1.12	Descritor 11: Ruído submarino.....	345
D.1.12.1	Introdução	345
D.1.12.2	Metodologia e dados	346
D.1.12.3	Resultados	350
D.1.12.4	Determinação e avaliação do BEA	357
D.1.12.5	Metas e Indicadores	358
D.1.12.6	Referências	360
ANEXOS	I
Anexo D-I: Áreas de avaliação.....		III
Anexo D-II: Biodiversidade (D1)		VII
Anexo D-III: Cadeias Tróficas (D4).....		XIX
Anexo D-IV: Dados das campanhas acústicas (D11)		XXII
Anexo D-V: Resumo das Metas Ambientais DQEM - 2º ciclo		XXIV

Índice de Figuras

Figura D-1. Limites da subdivisão do Continente	21
Figura D-2. Áreas SIC e ZPE em 2012 e em 2019 (SIC - Sítio de Importância Comunitária; ZPE - Zonas de Proteção Especial).....	23
Figura D-3. Área Marinha Protegida Complexo-Geológico Madeira-Tore.	30
Figura D-4. Área de avaliação dos grupos de espécies (aves, mamíferos, répteis, peixes e cefalópodes marinhos) na subdivisão do Continente.	40
Figura D-5. Áreas de avaliação dos habitats pelágicos na subdivisão do Continente.	40
Figura D-6. Densidade ou abundância (nº indivíduos estimados) por espécie e por ano, para área de estudo (A, B, e C).	48
Figura D-7. Frequência de ocorrência (painel superior) e índices de biomassa (painel inferior) para espécies dos grupos de: a) peixes costeiros, b) peixes pelágicos da plataforma continental; c) peixes demersais da plataforma continental; d) peixes de profundidade.....	78
Figura D-8. Percentil 95 da distribuição anual de comprimento (L_{95} , em cm) para espécies dos grupos de: a) peixes costeiros, b) peixes pelágicos (<i>Capros aper</i>) e demersais (restantes espécies) da plataforma continental.....	79
Figura D-9. Frequência de ocorrência (painel superior) e índices de biomassa (painel inferior) e para os grupos de cefalópodes costeiros/ da plataforma continental (<i>Alloteuthis</i> spp.) e cefalópodes de profundidade (restantes espécies).	89
Figura D-10. Percentil 95 da distribuição anual de comprimento (L_{95} , em cm) registada em campanhas de investigação para espécies de cefalópodes.....	90
Figura D-11. Série temporal da distribuição do rácio <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. : <i>Dinophysis</i> spp. nos habitats pelágicos costeiros por área	99
Figura D-12. Série temporal da distribuição sazonal do rácio <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. : <i>Dinophysis</i> spp. nos habitats pelágicos costeiros.	99
Figura D-13. Série temporal da distribuição do número de semanas com ocorrência de um evento de <i>Pseudo-nitzschia</i> spp., grupo <i>seriata</i> nos habitats pelágicos costeiros por área.	100
Figura D-14. Série temporal da distribuição sazonal do número de semanas com ocorrência de <i>Pseudo-nitzschia</i> spp., grupo <i>seriata</i> nos habitats pelágicos costeiros.	101
Figura D-15. Série temporal da distribuição do número de semanas com ocorrência de um evento de <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. grupo <i>delicatissima</i> nos habitats pelágicos costeiros, por área.	101

Figura D-16. Série temporal da distribuição sazonal do número de semanas com ocorrência de <i>bloom</i> de <i>Pseudo-nitzschia</i> spp., grupo <i>delicatissima</i> nos habitats pelágicos costeiros.	101
Figura D-17. Série temporal da distribuição do número de semanas com ocorrência de um evento de proliferação excecional de <i>Dinophysis acuta</i> nos habitats pelágicos costeiros, por área.	102
Figura D-18. Série temporal da distribuição sazonal do número de semanas com ocorrência de um evento proliferação excecional de <i>Dinophysis acuta</i> nos habitats pelágicos costeiros.	102
Figura D-19. Série temporal da distribuição do número de semanas com ocorrência de um evento proliferação excecional de <i>Dinophysis acuminata</i> nos habitats pelágicos costeiros, por área.	103
Figura D-20. Série temporal da distribuição sazonal do número de semanas com ocorrência de um evento proliferação excecional de <i>Dinophysis acuminata</i> nos habitats pelágicos costeiros.	103
Figura D-21 Anomalias das variações sazonais na concentração da clorofila-a, nas áreas de avaliação A (AC+AP), B (BC + BP) e C (CC+CP).	105
Figura D-22. Volumes médios (e intervalos de confiança 95%) de plâncton (ml/10m ³).	107
Figura D-23. Áreas de avaliação do D2 na subdivisão do Continente (IPMA, 2018).	128
Figura D-24. Divisões ICES na subdivisão do Continente.....	164
Figura D-25. Áreas de avaliação do D3 na subdivisão do Continente.....	164
Figura D-26. Caracterização do total de desembarques em peso (kg) em cada ano, para o período entre 2012 e 2017, por segmento de frota (Arrasto, Cerco, Polivalente).	172
Figura D-27. Percentagem do total de desembarques em peso (kg) em cada segmento de frota (Arrasto, Cerco, Polivalente) de acordo com o tamanho da embarcação para o período entre 2012 e 2017.....	173
Figura D-28. Composição por espécies (%) relativa ao total de desembarques em peso (kg) em cada segmento de frota (Arrasto, Cerco, Polivalente) de acordo com o tamanho da embarcação para o período entre 2012 e 2017.....	175
Figura D-29. Esquema ilustrativo da metodologia aplicada a cada critério (D3C1, D3C2, D3C3) de acordo com o grupo a que pertence o stock.	186
Figura D-30. Esquema ilustrativo da integração da classificação dos vários critérios (D3C1, D3C2, D3C3) para a avaliação do BEA para cada stock.	188

Figura D-31. Percentagem de unidades populacionais [grupo (a)] em que para cada um dos critérios (D3C1 e D3C2) avaliados no D3, o BEA foi atingido, o BEA não foi atingido ou não foi possível avaliar (n.a.).....	189
Figura D-32. Percentagem de <i>stocks</i> do grupo (a) nas quais o BEA foi atingido, o BEA não foi atingido ou não foram avaliados (n.a.).....	190
Figura D-33. Percentagem de unidades populacionais do grupo (b) cuja tendência para o período recente: ↗ aumentou, ↘ diminuiu, ↔ manteve-se estável, ? não é conhecida.....	192
Figura D-34. Resumo da avaliação do D3 na subdivisão do Continente.....	192
Figura D-35. Áreas de avaliação do D4 na subdivisão do Continente (IPMA, 2018).	204
Figura D-36. Proporção de Peixes Grandes (LFI) para as subdivisões A, B, C de 1989-2017..	212
Figura D-37. Nível Trófico Marinho (MTL _{desembarques}) estimado de 2003 a 2017 com base nos dados de desembarques de 64 espécies para as áreas de avaliação A, B e C.....	212
Figura D-38. Nível Trófico Marinho (MTL _{comunidade}) estimado de 1989 a 2017 com base nos dados das campanhas de investigação do IPMA, I.P. para as áreas A, B e C ...	213
Figura D-39. Espectro Trófico estimado para a média dos últimos 5 anos (2013-2017) e período de referência (2003-2007) com base nos dados de desembarques de 64 espécies por porto para as áreas A, B e C.....	214
Figura D-40. Espectro Trófico estimado para a média da última década (2007-2017) e período de referência (1989-1999) com base nos dados das campanhas de investigação do IPMA, I.P. para as áreas A, B, C.....	214
Figura D-41. Áreas de avaliação do D5 na subdivisão do Continente: Costeiras (AC, BC, CC), Intermédias (AI, BI, CI) e Oceânicas (AO, BO, CO) (IPMA, 2018).	226
Figura D-42. Áreas de avaliação do D6 na subdivisão do Continente (IPMA, 2018).	243
Figura D-43. Parque Natural do Litoral Norte (retirado de MAMAOT, 2012a).	244
Figura D-44. Reserva Natural das Berlengas (retirado de MAMAOT, 2012a).	244
Figura D-45. Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (Parque Natural da Arrábida) (retirado de MAMAOT, 2012a).....	245
Figura D-46. Reserva Natural das Lagoas de Santo André e Sancha e Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (retirado de MAMAOT, 2012a).....	245
Figura D-47. Localização dos habitats bentónicos da costa do Algarve (Sagres) classificados segundo o sistema EUNIS	250

Figura D-48. Localização dos habitats bentónicos da costa central do Algarve classificados segundo o sistema EUNIS	250
Figura D-49. Localização dos habitats bentónicos no Parque Marinho Professor Luiz Saldanha, classificados de acordo com o sistema EUNIS.	251
Figura D-50. Localização dos habitats bentónicos no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, classificados segundo o sistema EUNIS (PT – novos habitats). (Retirado de Monteiro <i>et al.</i> , 2013).	251
Figura D-51. Variação do esforço de pesca de arrasto de fundo da frota nacional por unidade de área nas áreas de avaliação no período 2012-2017.	258
Figura D-52. Novos habitats bentónicos propostos para inclusão na lista de ecossistemas marinhos vulneráveis (retirado de ICES 2018).	259
Figura D-53. Áreas de avaliação do D7 na subdivisão do Continente	278
Figura D-54. Geomorfologia simplificada do litoral português e divisão em células sedimentares.	281
Figura D-55. Mapa da taxa de variação do litoral arenoso de Portugal continental nos últimos 50 anos.	282
Figura D-56. Áreas de avaliação do D8 na subdivisão do Continente (IPMA, 2018).	297
Figura D-57. Áreas de avaliação definidas para a subdivisão do Continente. Os pontos representam os locais com os dados considerados no Descritor 8.	302
Figura D-58. Bom Estado Ambiental do D8 por área de avaliação (IPMA, 2018).	310
Figura D-59. Áreas de avaliação do D9 na subdivisão do Continente (IPMA, 2018).	314
Figura D-60. Bom Estado Ambiental do D9 por área de avaliação.	320
Figura D-61. Áreas de avaliação do D10 na subdivisão do Continente (IPMA, 2018).	324
Figura D-62. Localização das praias monitorizadas para o lixo macroscópico na orla costeira da subdivisão do Continente (2013-2017).	326
Figura D-63. Representação dos transectos lineares usados para identificação de detritos flutuantes (Sá <i>et al.</i> , 2016).	327
Figura D-64. Mapa de localização das estações de amostragem para o lixo macroscópico nos fundos marinhos da subdivisão do Continente (2013-2017).	328
Figura D-65. Localização das praias onde foi realizada a amostragem de microplásticos no sedimento da orla costeira da subdivisão do Continente.	329
Figura D-66. Localização das estações de amostragem de sedimentos para análise de microplásticos nos fundos marinhos da subdivisão do Continente.	330

Figura D-67. Principais fontes e atividades geradoras do lixo depositado nas praias da subdivisão do Continente, por área de avaliação, no período 2013-2017.	334
Figura D-68 Identificação das fontes de lixo presente nos fundos marinhos (2013-2017).	337
Figura D-69. Área de avaliação do D11 na subdivisão do continente.	346
Figura D-70. <i>Pulse block days</i> de ruído impulsivo, em 2012.....	351
Figura D-71. <i>Pulse block days</i> , em 2013.....	352
Figura D-72. <i>Pulse block days</i> , em 2014.....	353
Figura D-73. <i>Pulse block days</i> no ano 2015.....	354
Figura D-74. <i>Pulse block days</i> no ano 2016.....	355
Figura D-75. <i>Pulse block days</i> no ano 2017.....	356
Figura D-76. <i>Pulse block days</i> no ano 2018.....	357
Figura I-77. Trajeto de rastreio das campanhas da série PELAGO (PNAB/IPMA).	VIII

Índice de Tabelas

Tabela D-1. Resumo das Metas ambientais estabelecidas no 1º ciclo.....	33
Tabela D-2. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D1 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).	42
Tabela D-3. Grupos de espécies de acordo com a Decisão (UE) 2017/848.....	43
Tabela D-4. Espécies de aves selecionadas, por grupo de espécies, com indicação das áreas a que se refere a avaliação..	44
Tabela D-5. Resultados obtidos para os critérios D1C1, D1C2 e D1C4, avaliação do estado do elemento (EE) e avaliação do BEA por grupo de espécies de aves..	55
Tabela D-6. Espécies de mamíferos selecionadas, por grupo de espécies, com indicação das áreas a que se refere a avaliação.	57
Tabela D-7. Estimativas de mortalidade de cetáceos por captura acidental extrapoladas para a frota nacional com base em observadores, logbooks de declaração voluntária e monitorização eletrónica de capturas acidentais para o período 2010-2015	60
Tabela D-8. Mortalidade devido a captura acidental (CA), estimada com base em arrojamentos observados entre 2012 e 2016.....	61
Tabela D-9. Resultados obtidos para os critérios D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5 por espécie e grupo de espécies de mamíferos.	62
Tabela D-10. Resultados da avaliação dos critérios D1C1, D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5, avaliação do estado do elemento (EE) e avaliação do BEA por grupo de espécies de mamíferos.....	68
Tabela D-11. Informações sobre capturas acidentais de répteis por arte de pesca em lances efetuados na ZEE portuguesa, recolhidas no âmbito do PNAB/DCF entre 2012 e 2017.	70
Tabela D-12. Mortalidade mínima ¹ entre 2012 e 2016 devido a captura acidental estimada para Portugal continental, baseada em indivíduos arrojados e avaliados pela rede de arrojamentos de animais marinhos.	71
Tabela D-13. Resultados da avaliação dos critérios D1C1, D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5 para répteis, avaliação do estado da espécie (EE) e do BEA.	72
Tabela D-14. Espécies de peixes selecionadas no segundo ciclo de aplicação das estratégias marinhas na subdivisão do Continente, por grupo de espécies, com indicação das áreas a que se refere a avaliação.	74
Tabela D-15. Resultados obtidos na avaliação dos critérios D1C2 e D1C3 para peixes.	85
Tabela D-16. Avaliação do estado da espécie e do BEA de cada grupo de peixes.....	86

Tabela D-17. Espécies de peixes abrangidas pelos anexos II, IV ou V da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats) selecionadas no segundo ciclo de aplicação das estratégias marinhas na subdivisão do Continente.	87
Tabela D-18. Resultados da avaliação dos critérios D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5 e avaliação do estado ao nível da espécie dos peixes abrangidos pela Diretiva Habitats por critério, com base na avaliação efetuada ao abrigo da Diretiva Habitats (2007-2012)..	88
Tabela D-19. Espécies de cefalópodes selecionadas no segundo ciclo de aplicação das estratégias marinhas na subdivisão do Continente, por grupo de espécies, com indicação das áreas a que se refere a avaliação	89
Tabela D-20. Resultados obtidos na avaliação dos critérios D1C2 e D1C3 para cefalópodes.	93
Tabela D-21. Avaliação do estado da espécie e do BEA de cada grupo de cefalópodes. No caso de espécies que foram caracterizadas, mas não foram avaliadas no D3 apresentam-se as suas tendências..	93
Tabela D-22. Concentrações de referência para proliferações de espécies de fitoplâncton nocivas selecionadas e ocorrendo na costa portuguesa, com a indicação do impacto associado.	96
Tabela D-23. Número de amostras de plâncton recolhidas com o sistema CUFES por ano, área e tipo de habitat (costeiro: < 100m; Plataforma continental: entre a batimétrica dos 100 e dos 200m).	97
Tabela D-24. Resultados e avaliação do BEA dos habitats pelágicos, por área (A, B e C) e tipo de habitat.	108
Tabela D-25. Metas ambientais e indicadores para o D1.	112
Tabela D-26. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D2 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).	129
Tabela D-27. Espécies não indígenas registadas na área de avaliação da subdivisão do Continente (águas marinhas, estuários e lagoas costeiras), com referência ao ano do 1º registo, potenciais vetores de introdução: a- água de lastro; b- incrustação (<i>fouling</i>); c- aquacultura; d- desconhecido, estado atual da população (<i>E</i> - estabelecido, <i>NE</i> - não estabelecido, e <i>I</i> - indeterminado), distribuição atual (por área de ocorrência: A, B, C), e referência bibliográfica.	131
Tabela D-28. Avaliação dos critérios aplicáveis ao D2, e respetivo grau de confiança, por área de avaliação.	148
Tabela D-29. Metas ambientais e indicadores para o D2.	149
Tabela D-30. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D3 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).	165

Tabela D-31. Número de embarcações e dias de pesca por segmento de frota (Arrasto, Cerco, Polivalente) e comprimento da embarcação (<10m, 10<m<12, 12<m<18, 18<m<24, 24<m<40) para o período entre 2012 e 2017 (Fonte: DGRM, 2018).	171
Tabela D-32. Nome vulgar, nome científico e respetivo código FAO das espécies comerciais (peixes, cefalópodes e crustáceos) que representaram uma percentagem acumulada de 90% dos desembarques em valor, no período entre 2012 e 2017 e <i>ranking</i> em valor apresentado na avaliação inicial (MAMAOT, 2012a). – espécie ausente da tabela de <i>ranking</i> do Relatório Inicial;	177
Tabela D-33. Nome vulgar, nome científico das espécies comerciais (demersais e semi-pelágicas, pequenos e grandes pelágicos, elasmobrânquios, cefalópodes, bivalves e crustáceos), respetiva área de avaliação, indicação se a informação usada se baseou em amostragem em lota, a bordo e/ou campanhas de investigação do PNAB-DCF do IPMA (assinaladas com (X)) e/ou de projetos de investigação (assinalado com *), denominação do <i>stock</i> e indicação da organização internacional responsável pelo aconselhamento (ICES ou ICCAT).	179
Tabela D-34. Valores dos critérios, D3C1, D3C2 e D3C3, para os <i>stocks</i> do grupo (a), com base na metodologia descrita na secção D.1.4.2.2.	183
Tabela D-35. Valores dos critérios, D3C1, D3C2 e D3C3, para as espécies/ <i>stocks</i> do grupo (b)	184
Tabela D-36. Pontos de referência e níveis de classificação do Bom Estado Ambiental para os critérios do D3 e para os <i>stocks</i> do grupo (a), com base na comparação com os pontos biológicos de referência.	187
Tabela D-37. Resultados da avaliação do BEA para os <i>stocks</i> do grupo (a) e para cada um dos critérios (D3C1, D3C2).	188
Tabela D-38. Tendência do nível de biomassa para o período recente (2012-2017*) para as espécies/ <i>stocks</i> do grupo (b).	190
Tabela D-39. Metas ambientais e indicadores para o D3.	194
Tabela D-40. Critérios e respetivos elementos, e limiares aplicáveis ao D4 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).	205
Tabela D-41. Relação dos estratos considerados nas campanhas de investigação de arrasto de fundo do IPMA. Unidade de amostragem: retângulos de 5x5 milhas náuticas.	207
Tabela D-42. Avaliação do indicador: proporção de peixes grandes (LFI). São apresentados o valor- <i>p</i> do teste MK e a respetiva tendência estatística da estimativa. O grau de confiança dada à avaliação é expressa através de um grau qualitativo: moderado (não existe tendência) e elevado (tendência crescente).	216

Tabela D-43. Avaliação do nível trófico marinho calculado a partir dos dados de desembarques.....	217
Tabela D-44. Avaliação do nível trófico marinho calculado a partir dos dados das campanhas.....	217
Tabela D-45. Avaliação do espectro trófico de biomassa. É apresentado o valor- p do teste KS.....	218
Tabela D-46. Avaliação dos critérios D4C1 e D4C2 por metodologia, e avaliação do BEA do D4, e respetivo grau de confiança, por área de avaliação.....	220
Tabela D-47. Critérios e respetivos elementos, e unidades de medida ao D5 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).....	227
Tabela D-48. Critérios utilizados para a avaliação das áreas de avaliação na subdivisão do Continente de acordo com os dados disponíveis.	228
Tabela D-49. Limiares aplicáveis aos critérios de avaliação do D5.	228
Tabela D-50. Condições de referência e limiares utilizados para avaliação das áreas definidas na subdivisão do Continente.....	229
Tabela D-51. Dados disponíveis para a presente avaliação.....	230
Tabela D-52. Valores de fósforo inorgânico dissolvido (DIP), azoto inorgânico dissolvido (DIN) e Clorofila <i>a</i> (Chl _a) obtidos nas áreas de avaliação costeiras da subdivisão do Continente. A vermelho – valores superiores aos valores da condição de referência.....	233
Tabela D-53. Número de eventos de algas tóxicas na subdivisão do Continente.	234
Tabela D-54. Avaliação do BEA do D5, e respetivo grau de confiança, por área de avaliação.	235
Tabela D-55. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D6 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).....	246
Tabela D-56. Tipos de habitats bentónicos incluindo as comunidades biológicas a eles associadas (pertinentes para os critérios associados aos descritores 1 e 6), os quais correspondem a um ou mais tipos de habitats mencionados na classificação de habitats do Sistema Europeu de Informação sobre a Natureza (<i>European Nature Information System – EUNIS</i>) (Evans 2016).	247
Tabela D-57. Áreas impactadas (%) pela pesca de arrasto de fundo nacional no período 2012-2017 na subdivisão do Continente (Banco Goringe não incluído), calculadas a partir dos dados VMS da frota de pesca nacional.	257
Tabela D-58. Volumes e períodos das dragagens de manutenção realizadas na fase de exploração, assim como os períodos em que foram amostrados sedimentos para	

monitorizar o impacto das atividades sobre as comunidades bentónicas (retirado de Oliveira <i>et al.</i> , 2018b).....	261
Tabela D-59. Identificação e características das manchas de empréstimo potenciais (Andrade <i>et al.</i> , 2014).	262
Tabela D-60. Avaliação do BEA do D6 (com base nos critérios D6C1, D6C2 e D6C3), e respetivo grau de confiança, por área de avaliação.	265
Tabela D-61. Avaliação do BEA do Banco Gorringe e das cinco Áreas Marinhas Protegidas, com base nos critérios D6C1, D6C2 e D6C3.	265
Tabela D-62. Metas ambientais e indicadores para o D6.....	266
Tabela D-63. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D7 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).....	279
Tabela D-64. Evolução dos troços da linha de costa a interencionar (*APA, 2015; **Silva <i>et al.</i> , 2013; ***APA, 2014; ****Diogo <i>et al.</i> , 2014 <i>in</i> Andrade <i>et al.</i> , 2015).....	283
Tabela D-65. Balanço sedimentar na situação atual (✓).....	286
Tabela D-66. Balanço sedimentar na situação de referência.	288
Tabela D-67. Valores mínimo [Min (R)], máximo [Max (R)] e média (NR) das taxas de evolução (R) da linha de costa para os sistemas de praia arenosa - dunas (SBDS). Valores do comprimento total da linha de costa (km) e comprimento do litoral SBDS em km e em percentagem.	290
Tabela D-68. Avaliação do BEA do D7, e respetivo grau de confiança, por área de avaliação.	291
Tabela D-69. Critérios e respetivos elementos e unidades de medida aplicáveis ao D8 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).....	298
Tabela D-70. Limiares existentes para avaliação dos critérios de avaliação do BEA do D8.....	299
Tabela D-71. Valores de referência para as substâncias prioritárias na água, sedimento e biota	300
Tabela D-72. Nomes comuns, locais de captura, número de amostras (número de indivíduos > 10 por amostra) colhidas no âmbito do SNMB e tecido analisado.....	303
Tabela D-73. Valores medianos das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg ⁻¹ , peso húmido) obtidas neste período de avaliação, e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de amêijoas-brancas e mexilhões capturadas na área de avaliação A1.	304
Tabela D-74. Concentrações médias de Cd, Pb e Hg (mg Kg ⁻¹ , peso húmido) obtidas neste período de avaliação e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 das cinco espécies amostradas na subárea B1.2.	305

Tabela D-75. Valores medianos das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg ⁻¹ , peso húmido) obtidas neste período de avaliação, e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de amêijoia, conquilha, lingueirão e mexilhão capturados na subárea de avaliação B1.2.	306
Tabela D-76. Valores medianos das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg ⁻¹ , peso húmido) obtidas neste período de avaliação, e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de mexilhão capturadas na subárea de avaliação B1.3.	306
Tabela D-77. Valores medianos das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg ⁻¹ , peso húmido) obtidas neste período de avaliação e a estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de conquilha, mexilhão e ostra-gigante capturadas na área de avaliação C1.	307
Tabela D-78. Avaliação do BEA do D8, e respetivo grau de confiança, por área de avaliação.	310
Tabela D-79. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D9 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).	315
Tabela D-80. Nomes científico e comum, local de captura, número de amostras (número de indivíduos > 10 por amostra) e tecido analisado das espécies utilizadas para avaliação do D9.	316
Tabela D-81. Mediana e (percentil 90) das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg ⁻¹ , peso húmido) obtidas neste período de avaliação, e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de amêijoia-branca e mexilhão capturadas na área de avaliação A1.	317
Tabela D-82. Mediana e (percentil 90) das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg ⁻¹ , peso húmido) obtidas neste período de avaliação, e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de ameijola, conquilha, lingueirão, mexilhão, raia e pata-roxa capturadas na sub-área de avaliação B1.1.	317
Tabela D-83. Mediana e (percentil 90) das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg ⁻¹ , peso húmido) obtidas neste período de avaliação, e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de mexilhão capturadas na área de avaliação B1.2.	318
Tabela D-84. Mediana e (percentil 90) das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg ⁻¹ , peso húmido) obtidas neste período de avaliação e a estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de conquilha, mexilhão e ostra-gigante capturadas na área de avaliação C1.	319
Tabela D-85. Avaliação do BEA do D9, e respetivo grau de confiança, por área de avaliação.	320

Tabela D-86. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D10 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).....	325
Tabela D-87. Valores relativos à extensão de 100 metros das praias monitorizadas no período 2013-2017..	331
Tabela D-88. Caracterização dos transectos [retirado de Sá <i>et al.</i> (2016)].	335
Tabela D-89. Valores da quantidade de lixo nos fundos marinhos nas áreas de avaliação no período de 2013-2017.....	336
Tabela D-90. Potenciais espécies consideradas para avaliação dos Critérios D10C3 e D10C4 da DQEM.....	339
Tabela D-91. Metas ambientais e indicadores para o D10.....	341
Tabela D-92. Critérios e respetivos elementos, e limiares aplicáveis ao D11 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).....	347
Tabela D-93. Tipo de atividades geradoras de ruído de baixa frequência.....	348
Tabela D-94. Avaliação do BEA do D11.	358
Tabela D-95. Metas ambientais e indicadores para o D11.....	359
Tabela I-95. Limites geográficos das áreas de avaliação por descritor.	III
Tabela I-96. Média do rácio <i>Pseudo-nitzschia</i> spp.: <i>Dinophysis</i> spp. por área.	X
Tabela I-97. Média do rácio <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. : <i>Dinophysis</i> spp. por época sazonal	X
Tabela I-98. Média do número de semanas por ano com ocorrência de proliferações excepcionais de <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. grupo <i>seriata</i> e grupo <i>delicatissima</i> , por área....	X
Tabela I-99. Média do número de semanas por ano com ocorrência de proliferações excepcionais de <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. grupo <i>seriata</i> e grupo <i>delicatissima</i> , por época sazonal.	XI
Tabela I-100. Média do número de semanas por ano com ocorrência de proliferações excepcionais de <i>Dinophysis acuta</i> e <i>Dinophysis acuminata</i> , por área.....	XI
Tabela I-101 Média do número de semanas por ano com ocorrência de proliferações excepcionais de <i>Dinophysis acuta</i> e de <i>Dinophysis acuminata</i> , por época sazonal.	XI
Tabela I-102. Espécies de peixes e cefalópodes identificados durante as campanhas de investigação EMEPC/M@rBis/Berlenga2012 e EMEPC/M@rBis/Arrábida2014.....	XII
Tabela I-103. Espécies de peixes identificados na campanhas de investigação BIOMETORE 4 ao Banco Goringe (montes submarinos Ormonde e Gettysburg). Adaptado de Santos <i>et al.</i> (2017).....	XV

Tabela I-104. Espécies de peixes identificados na campanha de investigação BIOMETORE 7 no Banco Gorringe (montes submarinos Ormonde e Gettysburg). Adaptado de García-Seoane <i>et al.</i> (submetido)	XVI
Tabela I-105. Espécies incluídas na estimativa da Proporção de Peixes Grandes por área de avaliação do D4.	XIX
Tabela I-106. Espécies ou grupos de espécies incluídas nos métodos baseados em Nível Trófico; MTL e BTS.	XXI
Tabela I-107. Caracterização das campanhas sísmicas realizadas pela ENMC (Entidade Nacional para o Mercado de Combustíveis), IPMA (Instituto Português do Mar e da Atmosfera) e IH (Instituto Hidrográfico) (SPL - Sound Pressure Level, SL - Source Level; SEL - Sound Exposure Level)	XXII
Tabela I-108. Resumo das metas ambientais para o 2º ciclo DQEM, por tipo e descritor.	XXIV

Lista de acrónimos

APA	Agência Portuguesa do Ambiente, I.P.
BTS	<i>Biomass Trophic Spectra</i> (Espectro trófico de biomassa)
CE	Comissão Europeia
CPUE	Capturas por unidade de esforço
DGRM	Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços-Marítimos
DQA	Diretiva Quadro da Água
EBSA	<i>Ecologically or Biologically Significant Marine Area</i> (Áreas Marinhas de Importância Ecológica ou Biológica)
GT	Grupo de Trabalho
GTL	Grupo de Trabalho para o Litoral
GTS	Grupo de Trabalho para os Sedimentos
HELCOM	Comissão de Proteção do Ambiente Marinho do Báltico
ICCAT	<i>International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas</i> (Comissão Internacional para a Conservação dos Tunídeos do Atlântico)
ICES	<i>International Council for the Exploration of the Sea</i> (Conselho Internacional para a Exploração do Mar)
ICNF	Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I.P.
JRC	<i>Joint Research Centre</i> (Centro Comum de Investigação)
LFI	<i>Large Fish Indicator</i>
MSY	<i>Maximum sustainable yield</i> (Rendimento máximo sustentável)
MTL	<i>Marine Trophic Level</i> (nível trófico marinho)
OOAO	<i>One-Out-All-Out</i>
OSPAR	Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste
PBD	<i>Pulse block day</i> (número de dias em que o existe um pulso numa área ou bloco)
PNAB-DCF	Plano Nacional de Amostragem Biológica – <i>Data Collection Framework</i>
PP	Polipropileno
SNMB	Sistema Nacional de Monitorização de Bivalves
TG Litter	<i>Technical Group on Litter</i> (Grupo Técnico para o Lixo Marinho)
TG Noise	<i>Technical Group on Noise</i> (Grupo Técnico para o Ruído)
TSG Noise	<i>Technical Subgroup on Underwater Noise</i>
TL	<i>Trophic level</i> (nível trófico)
UE	União Europeia
VMS	<i>Vessel Monitoring System</i> (Sistema de Monitorização de Navios)
ZON	Zona Ocidental Norte

PARTE D - ESTADO AMBIENTAL DAS ÁGUAS MARINHAS E METAS AMBIENTAIS

D.1 SUBDIVISÃO DO CONTINENTE

D.1.1 Introdução

D.1.1.1 Áreas de avaliação

A Subdivisão do Continente inclui as águas marinhas nacionais em torno do território continental, até aos limites exteriores da ZEE subárea Continente, e faz parte da sub-região marinha Golfo da Biscaia e da Costa Ibérica (Figura D-1).

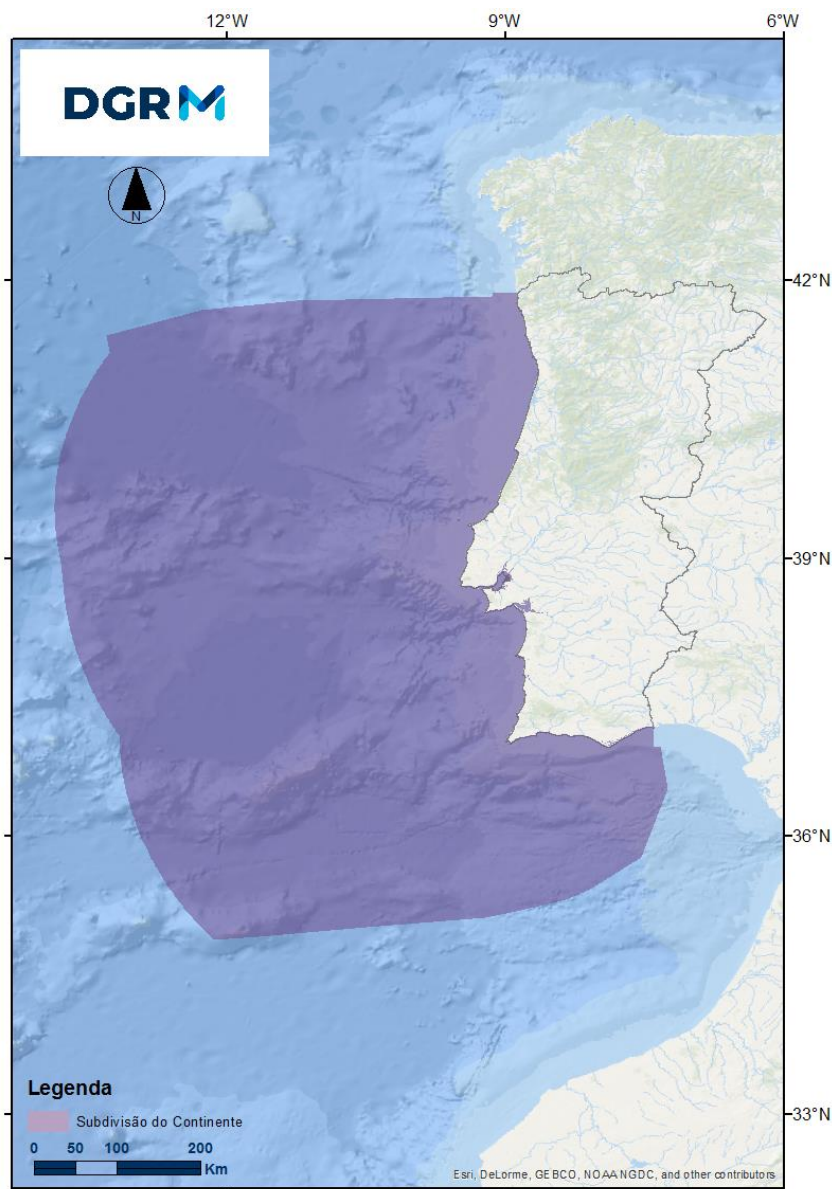


Figura D-1. Limites da subdivisão do Continente

A avaliação do Bom Estado Ambiental (BEA) dos elementos dos critérios de cada descritor deve basear-se em áreas de avaliação definidas a uma escala adequada, a nível ecológico, para os elementos do ecossistema (espécies, habitats e ecossistemas) e, à adoção de medidas de gestão, para os elementos de pressão (MSFD CIS, 2017). Uma vez que a Decisão (UE) 2017/848 estabeleceu novas orientações relativamente às escalas de avaliação, os limites das áreas de avaliação neste 2.º ciclo não são sempre coincidentes com os limites das áreas de avaliação adotados no 1.º ciclo. Na presente avaliação, a definição das referidas áreas foi feita tendo em consideração a informação disponível, as disposições da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, e a caracterização inicial do meio marinho, de 2012, em que foram utilizados os seguintes critérios, isoladamente, ou em combinação:

- Tipologia das águas costeiras definida no âmbito da Diretiva Quadro da Água;
- Batimetria;
- Geomorfologia, hidrodinâmica e biologia;
- Área de ocorrência das atividades económicas;
- Transetos associados a campanhas de amostragem.

As áreas de avaliação utilizadas na caracterização de cada um dos descritores encontram-se representadas nos respetivos subcapítulos “Metodologia e Dados”. Os limites geográficos das mesmas podem ser consultados no Anexo D-I.

D.1.1.2 Áreas relevantes para a conservação da natureza

Sobre as áreas relevantes para a conservação da natureza nesta subdivisão, salienta-se que, entre 2012 e 2018, foram incluídas novas áreas marinhas na Rede Natura 2000, e foi identificada, no Programa de Medidas DQEM (MAM, SRMCT, SRA 2014), uma área marinha *offshore* a designar no espaço marítimo nacional que abrange parte da subdivisão do Continente.

Importa referir também que, em 2017, por Despacho da Ministra do Mar¹, foi criado um Grupo de Trabalho (GT) com a missão de propor uma rede coerente de AMP. No relatório final deste GT² é apresentado um diagnóstico da situação atual e definidos os princípios orientadores para a consolidação de uma Rede Nacional de Áreas Marinhas Protegidas (RNAMP).

D.1.1.2.1 Rede Natura 2000

No período de 2012-2018 foram designados o Sítio de Importância Comunitária (SIC) Banco Gorringe e duas Zonas de Proteção Especial (ZPE): ZPE Aveiro/Nazaré e ZPE Cabo Raso, e alargados os limites das ZPE Cabo Espichel e ZPE Costa Sudoeste.

¹ Despacho nº 1/2017, de 6 de março

² Publicado através da Resolução do Conselho de Ministros n.º 143/2019

Fora do período a que se reporta este relatório, em 2019, foi ainda designado o SIC Maceda /Praia da Vieira e procedeu-se ao alargamento do SIC Costa Sudoeste.

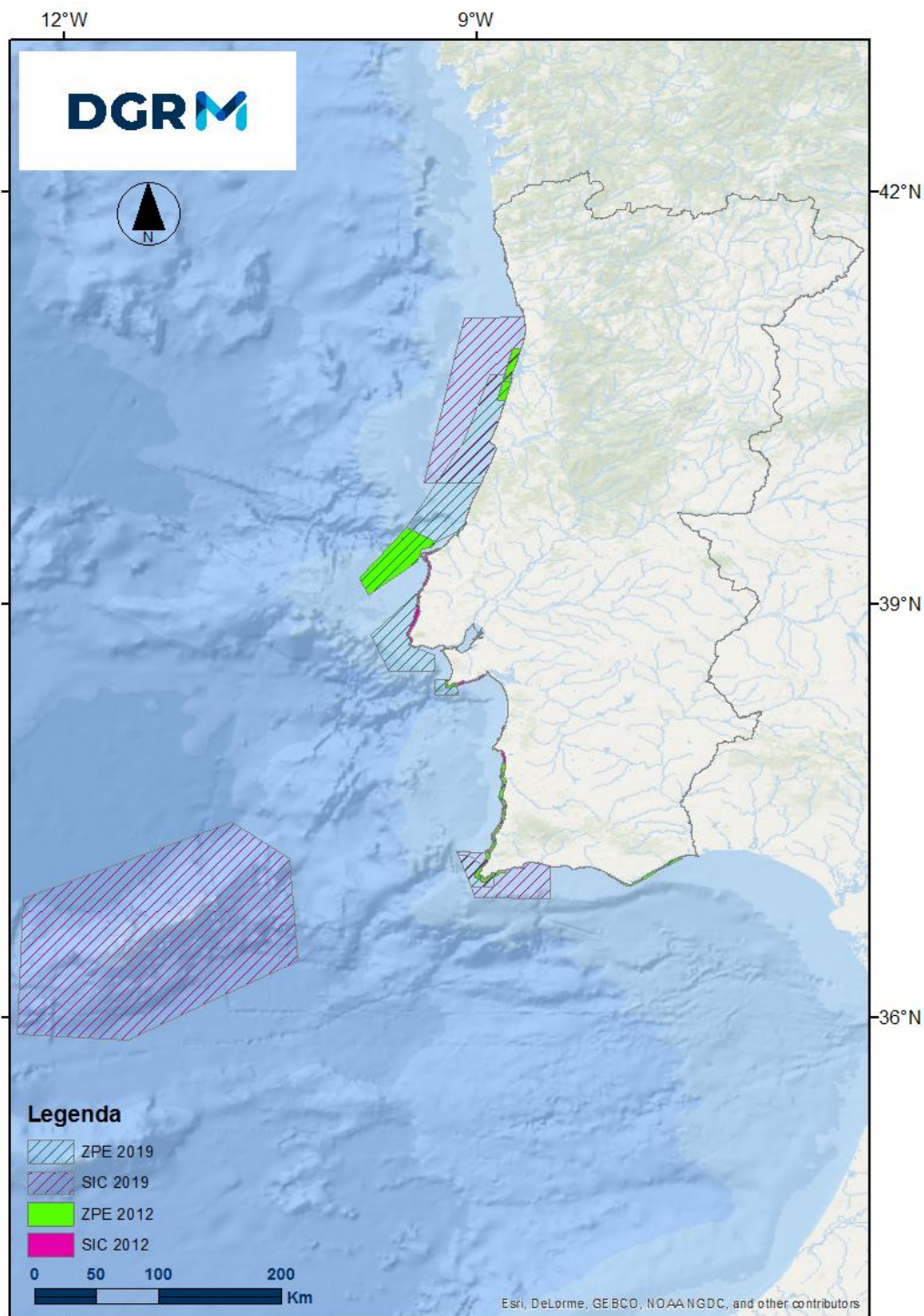


Figura D-2. Áreas SIC e ZPE em 2012 e em 2019 (SIC - Sítio de Importância Comunitária; ZPE - Zonas de Proteção Especial).

- SIC Banco Gorringe - PTCON0062

O SIC Banco Gorringe³, com uma área de 2.288.782,11 ha, localiza-se a sudoeste do Cabo de S. Vicente, a cerca de 200 km do território português continental, e é a única área classificada exclusivamente localizada para além do Mar Territorial na subdivisão do Continente. Pela importância dos valores naturais que ali ocorrem, a região foi incluída na Lista Nacional de Sítios, sendo que na sequência da sua indicação como SIC junto da Comissão Europeia, encontra-se em curso o processo de designação desta área como Zona Especial de Conservação (ZEC). Adicionalmente, a classificação de uma área de grandes dimensões como *Ecologically or Biologically Significant Marine Area* (EBSA), em que se inclui esta área classificada, foi submetida por Portugal ao Secretariado da Convenção da Diversidade Biológica (CDB) em 2016 (UNEP, 2016).

O Banco Gorringe é um monte submarino de grandes dimensões com uma orientação nordeste-sudoeste e uma extensão de mais de 180 km. Situa-se na zona de convergência das placas africana e euroasiática, no extremo Este da zona de fratura Açores-Gibraltar, num segmento de regime predominantemente compressivo em que a acomodação da deformação se encontra dispersa, e pertence à cadeia de montes submarinos da Ferradura, fazendo parte de um alinhamento morfológico que se prolonga do arquipélago da Madeira, ao extremo sul da subdivisão do Continente, e que inclui as Ilhas da Madeira e de Porto Santo, e os montes submarinos Siene, Ampère e Coral-Patch. A área abrangida pelo SIC Banco do Gorringe localiza-se ainda entre duas planícies abissais profundas, a Planície Abissal do Tejo, a norte e noroeste, que atinge profundidades superiores a 5000 m, e a Planície Abissal da Ferradura, a sul, que delimita o Banco do Gorringe perto dos 4500 m de profundidade. Na zona de topo do monte submarino, a partir da isóbata dos 1000 m, elevam-se os seus dois picos principais: o Ormonde, a nordeste, e o Gettysburg, a sudoeste, cujos topos se situam a profundidades de 48 m e 25 m, respetivamente (Alteriis *et al.*, 2003). A diferença de profundidades entre a base do Banco Gorringe e os seus pontos mais elevados constitui-se assim como uma variação batimétrica assinalável e uma barreira topográfica importante numa zona de confluência de correntes, fortemente influenciada pela corrente dos Açores e pela massa de água proveniente do Mediterrâneo. À interação entre a circulação oceânica e a topografia deste monte submarino estão associados diversos fenómenos oceanográficos, incluindo, a formação de ondas internas que se propagam ao longo da coluna de água, o aumento da turbulência e recirculação da água em seu redor, *eddies* anticiclónicos e colunas de Taylor, que proporcionam a ascensão dos nutrientes de águas profundas, previnem a deposição sedimentar, e podem causar o aprisionamento das larvas transportadas nas correntes marítimas (Dionísio e Arriegas, 2016; Genin e Dower, 2007). Elevando-se desde a zona abissal à zona eufótica, e com vertentes caracterizadas por declives

³ Criado pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 59/2015, de 31 de julho

acentuados e imponentes, verifica-se assim a ocorrência de um vasto número de *habitats* e espécies, incluindo *habitats* de pouca profundidade onde ocorrem comunidades fotossintéticas. Estão identificados dois *habitats* do Anexo I da Diretiva 92/43/CEE: o *habitat* 1110 “Bancos de areia permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda”, e o *habitat* 1170 “Recifes”.

O Banco Gorringe tem sido objeto de sucessivas missões oceanográficas, o que tem permitido aprofundar o conhecimento sobre as comunidades biológicas presentes. Hoje, é considerado um *hotspot* de biodiversidade marinha, com a presença, inclusive, de endemismos em alguns grupos. A zona fótica deste monte submarino é caracterizada por uma densa cobertura de algas castanhas do filo Ochrophyta, com destaque para as colónias de *Laminaria ochroleuca* Bachelot de la Pylaie, 1824, *Saccorhiza polyschides* Batters, 1902 e *Zonaria tournefortii* Montagne, 1846, e algas dos filios Chlorophyta e Rhodophyta. Nos sedimentos das camadas superiores ocorrem anelídeos, artrópodes, briozoários, equinodermes, braquiópodes, ascídias e hidrozoários comuns nas águas costeiras adjacentes. No grupo dos moluscos incluem-se várias espécies de *Calliostoma* Swainson, 1840 e cefalópodes como *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 e *Sepia orbignyana* Férussac, 1826 e as ostras *Neopycnodonte cochlear* que formam extensas agregações em substratos duros.

“Com o aumento da profundidade assiste-se à gradual redução da diversidade de macroalgas, mantendo-se apenas as espécies de algas vermelhas calcáreas, juntamente com os organismos suspensívoros incluindo ascídias, corais de águas-fria e esponjas incrustantes. As comunidades de esponjas presentes incluem colónias das classes Calcarea, Demospongiae e Hexactinellida, e as de corais de água fria, por espécies das ordens Antipatharia, Alcyonacea, Anthoathecata, Corallimorpharia e Scleractinia. Abaixo dos 150 m de profundidade, os *habitats* são caracterizados pela ausência de algas e pela presença de jardins de corais, agregações de esponjas e campos de ofiurídeos, em zonas intercaladas por *habitats* do tipo recife e bancos de areia. Nas zonas rochosas ocorrem comunidades de esponjas, com a presença de colónias de espécies das classes Demospongiae e Hexactinellida, e jardins de corais, onde ocorrem espécies das ordens Scleractinia, Alcyonacea, Antipatharia, Ceriantharia e Pennatulacea.

Os níveis de biomassa e produtividade na região do Gorringe atraem predadores de topo, incluindo grandes peixes pelágicos, alguns com interesse comercial, cetáceos e répteis e aves marinhas. Espécies da Diretiva Habitats que ocorrem nesta área incluem: a tartaruga-comum *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) e o roaz *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), identificadas no Anexo II, e a tartaruga-de-couro *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761), o golfinho-comum *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758, a baleia-anã *Balaenoptera acutorostrata* Lacépède, 1804, a baleia-comum *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758), o grampo *Grampus griséus* (G. Cuvier, 1812), o golfinho-riscado *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833) e o golfinho-pintado do Atlântico *Stenella frontalis* (Cuvier, 1829) entre outras espécies de cetáceos com

estatuto de protecção no âmbito do Anexo IV da Diretiva Habitats. Espécies de aves marinhas, que utilizam a zona para alimentação, incluem cagarra *Calonectris diomedea* (Scopoli, 1769), roquinho *Oceanodroma castro* (Harcourt, 1851), fura-bucho do Atlântico *Puffinus puffinus* (Brünnich, 1764), alma-de-mestre *Hydrobates pelagicus* (Linnaeus, 1758), gaivota-de-asa-escura *Larus fuscus* Linnaeus, 1758, casquilho *Oceanites oceanicus* (Kuhl, 1820) e garajau do Ártico *Sterna paradisaea* Pontoppidan, 1763.

Em suma, a riqueza do Gorringe contrasta com o ambiente profundo envolvente, conferindo a este monte um papel ecológico, biológico e biogeográfico relevante, que justifica a sua conservação.

- [SIC Maceda/Praia da Vieira - PTCO0063](#)

Os valores naturais presentes na faixa litoral entre Maceda e Praia da Vieira justificaram a sua recente inclusão na lista nacional de sítios⁴ e consequentemente a sua designação formal como SIC.

Este SIC, com uma área de 502.673,98 ha, exclusivamente em meio marinho, corresponde a uma zona onde a plataforma continental geológica é extensa e apresenta produtividade relativa elevada, devido, nomeadamente, aos fenómenos de afloramento costeiro e a influência da descarga fluvial dos rios Vouga e Mondego, com caudais significativos.

Ocorrem dois habitats marinhos do Anexo I da Diretiva Habitats, o *habitat* 1110 “Bancos de areia” que apresenta, nesta área, uma extensão relevante a nível nacional, e o *habitat* 1170 “Recifes” que cobre cerca de 11% da área total do SIC. A área agora classificada foi identificada como uma área particularmente importante para o boto *Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758) mas também para o roaz *Tursiops truncatus*, espécies do Anexo II da Diretiva Habitats, e o golfinho-comum *Delphinus delphis*. Três espécies de peixes anádmomas, o sável *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), a savelha *Alosa fallax* (Lacepède, 1803) e a lampreia *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758, também identificadas no Anexo II da Diretiva Habitats, apresentam concentrações importantes no período pré-reprodutor que antecede os caudais de chamada dos rios Vouga e Mondego. Esta faixa litoral faz ainda parte do corredor de passagem de duas espécies de répteis marinhos, a tartaruga-boba *Caretta caretta* (Anexo II) e a tartaruga-de-couro *Dermodochelys coriacea* (Anexo IV).

- [SIC Costa Sudoeste – PTCO0012](#)

O SIC Costa Sudoeste⁵ foi recentemente objeto de alargamento⁶ integrando atualmente uma área marinha de 163.870 ha, 30% da qual é abrangida pela ZPE com

⁴ Resolução de Conselho de Ministros n.º 17/2019, 23 de janeiro

⁵ Criado pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 142/97, de 28 de agosto

o mesmo nome e 15% pelo Parque Marinho do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV).

A componente marinha deste SIC inclui o *habitat* 1110 “Bancos de areia”, uma extensão importante do *habitat* 1170 “Recifes”, e ainda o *habitat* 8330 “Grutas submersas”, presente sobretudo na região do promontório de Sagres.

Relativamente às espécies do Anexo II da Diretiva, ocorrem nesta área: o boto *Phocoena phocoena*, geralmente em zonas mais costeiras, o roaz *Tursiops truncatus*, a tartaruga-comum *Caretta caretta*, e a savelha *Alosa fallax*.

- ZPE Aveiro/Nazaré – PTZPE0060

A ZPE Aveiro/Nazaré⁷ ocupa uma extensa área exclusivamente marinha (292.928,65 ha), maioritariamente localizada dentro das águas territoriais e com uma distância máxima à costa de cerca de 45 km. Esta região assume particular importância para diversas espécies de aves marinhas migradoras, que ocorrem na costa continental portuguesa sobretudo durante os períodos de migração e invernada, constituindo uma área de passagem, mas também de descanso e alimentação. De especial relevância em termos de conservação, destacam-se a cagarra *Calonectris diomedea*, a tordamergulheira *Alca torda* Linnaeus, 1758, o garajau-comum *Sterna hirundo* Linnaeus, 1758, a gaivota-de-asa-escura *Larus fuscus*, a gaivota-de-patas-amarelas *Larus michahellis* J.F. Naumann, 1840, a gaivota-de-cabeça-preta *Larus melanocephalus* Temminck, 1820, o guincho *Larus ridibundus* Linnaeus, 1766, a gaivota-tridáctila *Rissa tridactyla* (Linnaeus, 1758), o airo *Uria aalge* (Pontoppidan, 1763), o alma-de-mestre *Hydrobates pelagicus*, a negrola *Melanitta nigra* (Linnaeus, 1758) e a chilreta *Sternula albifrons* (Pallas, 1764). Algumas espécies, como é o caso do alcatraz *Morus bassanus* (Linnaeus, 1758), ocorrem na região durante grande parte do ano, tal como acontece com a pardela balear *Puffinus mauretanicus* Lowe, 1921, cujos indivíduos podem ser observados, em deslocações com orientação geral N-S e S-N, e enquanto executam movimentos locais, designadamente em alimentação, mas também em jangadas.

- ZPE Cabo Raso – PTZPE0061

A ZPE Cabo Raso⁸ constitui uma extensa área marinha, que ocupa 13.354,86 ha, localizados sobretudo em Mar Territorial e com uma distância máxima à costa de cerca de 30 km.

Esta área marinha costeira situa-se sobre a plataforma continental geológica numa zona de profundidades, em geral, não superiores a 100m, registando-se uma produtividade relativamente elevada na região em resultado possivelmente da sua

⁶ Resolução de Conselho de Ministros n.º 18/2019, de 23 de janeiro

⁷ Decreto Regulamentar n.º 17/2015, de 22 de setembro

⁸ Criada pelo Decreto Regulamentar n.º 17/2015, de 22 de setembro

topografia e eventos oceanográficos de mesoescala associados, e dos fenômenos sazonais de *upwelling* costeiro. Acresce a proximidade ao estuário do rio Tejo, cujo aporte de sedimentos e nutrientes contribuirá também para as condições favoráveis à permanência das aves nesta área.

Durante os períodos de migração e invernada ocorrem ao longo da costa continental portuguesa diversas espécies migradoras marinhas, que usam a área particularmente como área de passagem mas também como área de descanso e alimentação. Algumas espécies usam a área durante grande parte do ano, é o caso do alcatraz *Morus bassanus* e da pardela-balear *Puffinus mauretanicus*. Concentrações regulares da última são observadas, sobretudo, nas migrações pós-nupciais, e períodos de invernada, possivelmente em resultado da proteção que a costa oferece aos ventos predominantes de noroeste. Números elevados de gaivota-de-cabeça-preta *Larus melanocephalus* são observados no inverno, pelo que esta ZPE é considerada um local de invernada particularmente importante para esta espécie. Outras espécies presentes, identificadas no Anexo I, da Diretiva Aves, incluem: a cagarra *Calonectris diomedea*, o alma-de-mestre *Hydrobates pelagicus* e a negrola *Melanitta nigra*.

- ZPE Cabo Espichel – PTZPE0050

A ZPE Cabo Espichel⁹ inclui actualmente 155,54 km² de área marinha, que correspondem a cerca de 95% da sua área total e que se sobrepõem em parte às áreas do Parque Natural da Arrábida e do SIC Arrábida-Espichel. Muitas espécies migradoras usam a área, em particular como local de passagem, mas também como áreas de descanso e alimentação, principalmente durante os períodos de pós-nupcial e de invernada.

Esta área adquire particular importância para a pardela-balear *Puffinus mauretanicus*, cujos indivíduos podem ser observados em deslocações com orientação geral N-S e S-N, ou em movimentos locais, designadamente em alimentação, e em jangadas, razão que levou à alteração dos limites desta ZPE.

De entre as diversas espécies de aves marinhas que ocorrem na área da ZPE, destacam-se a cagarra *Calonectris diomedea*, o alma-de-mestre *Hydrobates pelagicus*, o alcatraz *Morus bassanus*, a gaivota-de-cabeça-preta *Larus melanocephalus* e a negrola *Melanitta nigra*. Do ponto de vista da conservação, importa referir ainda a ocorrência do alcaide *Stercorarius skua* (Brünnich, 1764), do guincho *Larus ridibundus*, da gaivota-de-asa-escura *Larus fuscus*, do garajau-comum *Sterna hirundo*, do garajau-de-bico-preto *Sterna sandvicensis* Latham, 1787, da chilreta *Sternula albifrons* e da torda-mergulheira *Alca torda*.

⁹ Criada pelo Decreto-lei n.º 384-B/99, de 23 de setembro, alterado pelo Decreto-lei n.º 204/2015, de 17 de setembro

▪ ZPE Costa Sudoeste – PTZPE0015

A ZPE Costa Sudoeste¹⁰ contém actualmente mais de 530 km² de área marinha, que correspondem a mais de metade da sua área total, e que se sobrepõem parcialmente à área do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina e à área do SIC Costa Sudoeste. Inclui uma extensa área marinha localizada dentro das águas territoriais, com uma distância máxima de afastamento à linha de costa de cerca de 20 km.

É reconhecidamente uma das áreas com maior importância no contexto da conservação das aves a nível nacional e internacional, por constituir um importante corredor migratório para aves marinhas, e uma área de descanso e alimentação, principalmente durante os períodos de migração e invernada. A razão para o alargamento dos limites desta ZPE deve-se ao facto, desta área, adquirir particular importância para a pardela-balear *Puffinus mauretanicus*, uma vez que a quase totalidade da população desta espécie cruza o Cabo de São Vicente, nos seus movimentos entre as colónias de reprodução nas Ilhas Baleares e as zonas de invernada, de alimentação e de descanso localizadas na costa atlântica, designadamente ao largo do território continental português. Tanto as aves reprodutoras, como as não reprodutoras, atravessam esta zona em diferentes períodos do ano, pelo que a área marinha em torno do cabo é usada pela espécie durante grande parte do ano.

D.1.1.2.2 Programa de Medidas 2014

No Programa de Medidas (MAM, SRMCT, SRA, 2014), no âmbito do capítulo “Medidas de Proteção Espacial (n.º 4 do artigo 13.º da DQEM)” foi definida a necessidade de “Designar Áreas Marinha Protegidas no Espaço Marítimo”. Esta Medida pretende proteger um conjunto de montes submarinos no espaço marítimo português. Associados a áreas de maior produtividade, biomassa e biodiversidade, os montes submarinos são considerados *hotspots* de biodiversidade, registando-se tipicamente um elevado número de espécies bentónicas e bentopelágicas, mas também espécies migradoras e predadores de topo, nomeadamente, cetáceos e aves e tartarugas marinhas, que utilizam estas áreas para se alimentarem.

Concretamente, a medida prevê a criação de duas áreas marinhas protegidas de grandes dimensões, o complexo geológico Madeira-Tore e o Arquipélago Submarino Great Meteor. A primeira abrange uma área marinha relevante na subdivisão do continente, e na subdivisão da Madeira e PCE. (Figura D-3).

¹⁰ Criada pelo Decreto-Lei n.º 384-B/99, de 23 de setembro, alterado pelo Decreto-lei n.º 204/2015, de 17 de setembro

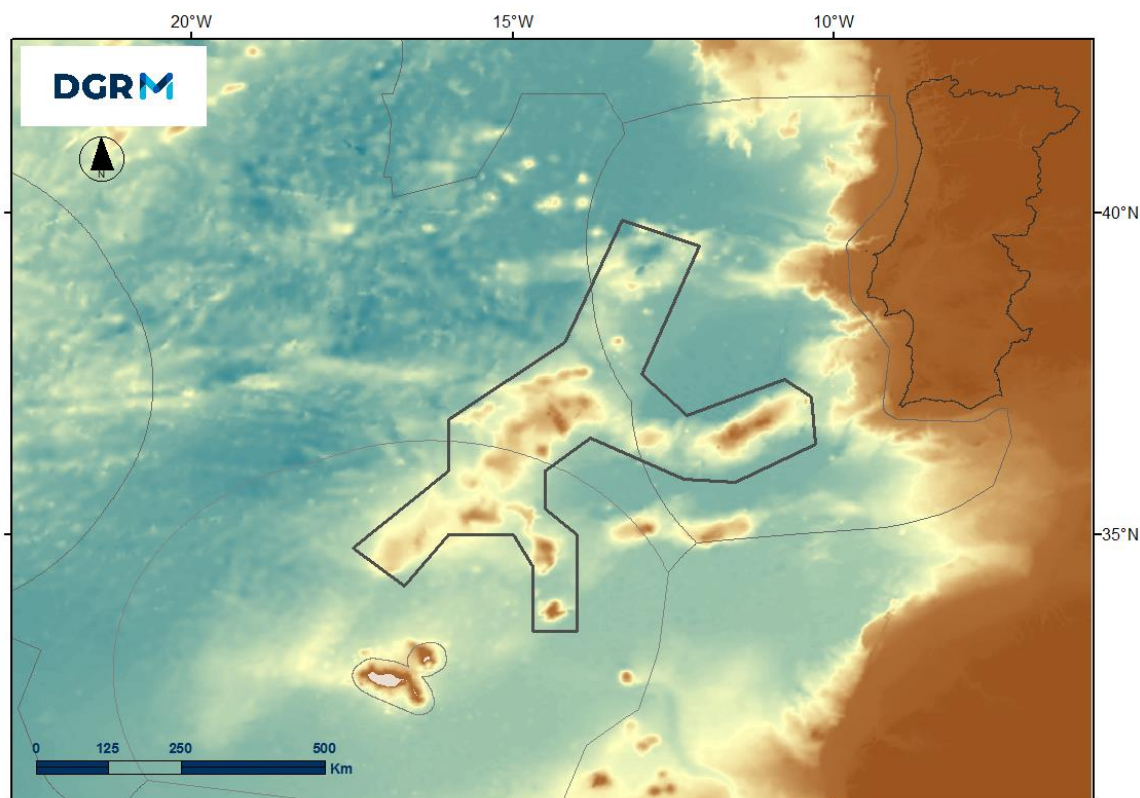


Figura D-3. Área Marinha Protegida Complexo-Geológico Madeira-Tore.

O complexo geológico Madeira-Tore inclui um conjunto de montes submarinos situado entre a plataforma continental geológica na margem ocidental da Península Ibérica e a plataforma insular da Madeira. Ocupa uma vasta área que integra parte das subáreas Continente e Madeira da ZEE de Portugal e fundos marinhos da PCE. Os montes submarinos Tore, Sponge-Bob, Ashton, Hirondelle II, Ormonde e Gettysburg (Banco Gorringe) fazem parte da subdivisão do Continente, os montes submarinos Jo-sister, Josephine, Gago Coutinho, Teresa, Pico Pia, Pico Julia e Toblerone Ridge da subdivisão da PCE e os montes submarinos Lion, Unicorn, Seine e Dragon da subdivisão da Madeira.

Na área que se pretende proteger, encontra-se já classificado como SIC, o Banco Gorringe, na subdivisão do Continente, e a coluna de água sobre o monte submarino Josephine na subdivisão da PCE, como Área Marinha Protegida em Alto Mar no âmbito da Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste (Decisão OSPAR 2010/5). A área proposta sobrepõe-se, ainda, em parte, à EBSA¹¹ Madeira-Tore, que Portugal submeteu no âmbito da Convenção da Diversidade Biológica (CDB). Estão presentes, *habitats* de conservação prioritária OSPAR (OSPAR, 2008), nomeadamente, montes submarinos, recifes de *Lophelia pertusa*, jardins de corais e agregações de esponjas, bem como *habitats* do Anexo I da Diretiva Habitats e concretamente, o *habitat* 1170 “Recifes” e o *habitat* 1110 “Bancos de areia

¹¹ Áreas Marinhas Ecológica ou Biologicamente Significativas (EBSA). A designação não representa um estatuto de protecção mas apenas o reconhecimento científico da sua importância ecológica.

permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda”. No âmbito da política das pescas, estão ainda previstas disposições que pretendem proteger um conjunto de habitats também presentes nesta AMP, designados neste âmbito Ecossistemas Marinhos Vulneráveis, e que incluem, de acordo com o Regulamento (UE) n.º 2016/2336, do Parlamento Europeu e do Conselho, jardins corais, agregações de esponjas de profundidade, campos de penas do mar, aglomerações de certas espécies em substratos lamacentos e arenosos, e ainda aglomerações de ceriantários e de briozoários.

De natureza vulcânica e uma orientação Sudoeste-Nordeste, o complexo geológico Madeira-Tore estende-se ao longo de cerca de 700 km, entre as planícies abissais Ibérica, do Tejo e Ferradura, a este, as planícies abissais Madeira e Seine, a sul, e pelo arquipélago da Madeira, a sudoeste sendo atravessado a norte pela Falha de Glória pertencente à Zona de Fractura Açores-Gibraltar, e cujos flancos se podem elevar até 400 m relativamente ao fundo marinho adjacente.

O amplo gradiente batimétrico dos montes submarinos que integram esta área, os fundos que os caracterizam e a circulação oceânica associada, determina a ocorrência de numerosos tipos de *habitats*, e, conseqüentemente, de uma diversidade notável de espécies. A caracterização tanto geológica como biológica dos montes submarinos abrangidos por esta AMP permanece, contudo, ainda muito desigual, sendo os montes mais estudados, o Josephine, o Seine e o Gorringe. Destaca-se a recente contribuição do projeto BIOMETORE, que incluiu campanhas oceanográficas, em 2015 e 2016, aos montes submarinos Gorringe, Josephine, Seine e Unicorn, ainda que muita da informação resultante deste esforço de recolha de dados esteja ainda a ser tratada.

Estudos do plâncton nos montes submarinos Ashton, Dragão, Gorringe, Josephine, Seine, Tore e Unicórnio atestam a elevada produção primária deste ecossistema. Os elevados níveis de produtividade nos montes submarinos favorecem, por sua vez a agregação de espécies demersais e bentopelágicos residentes, espécies migratórias e espécies de ampla área de distribuição, que as campanhas oceanográficas têm vindo a possibilitar inventariar.

A fauna bentónica, é dominada por organismos filtradores, nomeadamente corais de água fria e esponjas, e.g., *Antipathella wollastoni* (Gray, 1857), *Antipathes furcate* Gray, 1857, *Callogorgia verticillata* (Pallas, 1766), *Caryophyllia (Caryophyllia) smithii* Stokes & Broderip, 1828, *Ellisella flagellum* (Johnson, 1863) e *Flabellum (Ulocyathus) macandrewi* Gray, 1849. Consideradas espécies bioengenheiras, agregações destes organismos podem representar importantes áreas de alimentação e abrigo e potencialmente ter um papel de *nursery* para diversas espécies. É o caso do olho-de-vidro-laranja *Hoplostethus atlanticus* Collett, 1889, que desova nos montes submarinos Gorringe e Josephine.

Sendo áreas de agregação de espécies, os montes submarinos são alvo de pesca, dirigida tanto a espécies pelágicas como o Espadarte *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758,

o Gaiado *Katsuwonus pelamis* (Linnaeus, 1758), a Titureira *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758), e o Tubarão-anequim *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1810), como a demersais, nomeadamente, o Areeiro *Lepidorhombus whiffiagonis* (Walbaum, 1792), a Abrótea-da-costa *Phycis phycis* (Linnaeus, 1766), o Congro *Conger conger* (Linnaeus, 1758) ou o Tamboril *Lophius piscatorius* Linnaeus, 1758 e de profundidade, especialmente o Goraz *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768), o Peixe-espada-preto *Aphanopus carbo* Lowe, 1839, o Imperador *Beryx decadactylus* Cuvier, 1829, o Imperador-de-costa-estreita, *Beryx splendens* Lowe, 1834, o Cantarilho-legítimo *Helicolenus dactylopterus* (Delaroche, 1809) ou o Peixe-espada-branco *Lepidopus caudatus* (Euphrasen, 1788).

Apesar da insuficiência dos estudos sobre a ocorrência e distribuição espacial de mamíferos marinhos em águas *offshore* de Portugal, os dados existentes indicam que os montes submarinos que integram esta área fazem parte dos corredores de migração de alguns mysticetos, como a baleia-comum *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758), a baleia-azul *Balaenoptera musculus* (Linnaeus, 1758), e a baleia-anã *Balaenoptera acutorostrata* Lacépède, 1804, sendo também frequentados por espécies de odontocetos de águas profundas, como o zífio *Ziphius cavirostris* Cuvier, 1823 e o cachalote *Physeter macrocephalus* Linnaeus, 1758, e delfínídeos como o golfinho-riscado *Stenella coeruleoalba* e o roaz *Tursiops truncatus*. Estas áreas são também importantes para aves marinhas, que as utilizam como lugares para alimentação, destacando-se o caso da cagarra *Calonectris diomedea*, do roquinho *Oceanodroma castro* e da pardela-de-barrete *Puffinus gravis* (O'Reilly, 1818).

D.1.1.3 Metas ambientais estabelecidas no 1º ciclo

A atualização do Relatório Inicial (MAMAOT, 2012a) compreende, para além da atualização da avaliação inicial (artigo 8.º) e da definição do BEA (artigo 9.º), a reavaliação das metas ambientais estabelecidas em 2012.

As metas DQEM são definidas em adição às metas ou objetivos já estabelecidos noutros instrumentos legislativos aplicáveis e que também concorrem para o BEA, e podem ter as seguinte tipologias¹²:

- Meta de Estado – relacionada com o estado de um componente do ambiente marinho, proporcionando uma indicação sobre a condição física, química ou biológica do ambiente;
- Meta de Pressão – relacionada com o nível de pressão no ambiente marinho, estabelecendo desta forma o nível desejado ou aceite para uma determinada pressão.
- Meta Operacional – relacionada com a natureza das ações de gestão requeridas, sem que, contudo, se estabeleça diretamente uma medida específica.

¹² DG Environment & MRAG/UNEP - WCMC/URS, 2012

A reavaliação e definição de novas metas é efetuada, para cada descritor, nos capítulos subsequentes. Para esse efeito, importa atender ao ponto de situação da implementação das mesmas reunindo-se, na Tabela D-1, as metas estabelecidas no 1.º ciclo por tipo (estado, pressão ou operacional), o nível de execução das mesmas e a sua continuidade neste 2.º ciclo.

De salientar que no Relatório Inicial foram definidas metas para os descritores avaliados como não tendo atingido o BEA, bem como metas destinadas à aquisição de conhecimento. As metas definidas, em 2012, que se traduziram em medidas específicas constantes do Programa de Medidas não têm continuidade no presente ciclo da Estratégia Marinha para o Continente.

Tabela D-1. Resumo das Metas ambientais estabelecidas no 1º ciclo.

Tipo	Descritor	Metas	Ponto situação	2.º ciclo
ESTADO	D1	A população nidificante da cagarra (<i>Calonectris diomedea borealis</i>) da Reserva Natural das Berlengas aumenta em 15%, até 2019	Desconhecido	-
		Contribuir para a proteção da população da pardela-baleiar (<i>Puffinus mauretanicus</i>)	Parcialmente Atingida	ABIPT-T4-D1Cont
		Manter os índices de distribuição e abundância das espécies de cetáceos nos valores indicados no relatório 17º da Diretiva Habitats para o período 2007-2012	Parcialmente Atingida	ABIPT-T2-D1Cont
		Contribuir para a proteção das populações do bôto (<i>Phocoena phocoena</i>) e do roaz (<i>Tursiops truncatus</i>)	Parcialmente Atingida	ABIPT-T1-D1Cont ABIPT-T1-1Cont_Phocenaphocena ABIPT-T2-D1Cont ABIPT-T3-D1Cont
	D1 e D3	Recuperar os níveis de biomassa do stock da sardinha (<i>Sardinha pilchardus</i>)	Não atingida	ABIPT-T6-D1Cont ABIPT-T1-D3Cont
	D3	Recuperar os níveis de biomassa do stock da percada (<i>Merluccius merluccius</i>)	Atingida	-
		Explorar de modo sustentável o stock de tamboril branco (<i>Lophius piscatorius</i>) até 2020	Atingida	-
		Explorar de modo sustentável o stock do areeiro de quatro-manchas (<i>Lepidorhombus boscii</i>) até 2020	Atingida	-
		Explorar de modo sustentável o stock do tubarão-anequim (<i>Isurus oxyrinchus</i>) até 2020	Não atingida	ABIPT-T2-D3Cont
	PRESSÃO	D10	Diminuição ou manutenção em 2020 da quantidade (em peso) de lixo marinho relativamente ao nível de 2014 em praias selecionada(s)	Desconhecido
Tendência decrescente da quantidade de lixo depositado no fundo marinho capturado no âmbito da Campanha Científica de Crustáceos para o período decorrente entre 2014 e 2020			Desconhecido	-

Tipo	Descritor	Metas	Ponto situação	2.º ciclo
OPERACIONAL	D8	Reavaliar a concentração de contaminantes nos sedimentos, com especial atenção à área B1.1, considerando apenas a camada superior representativa do último ano	Não atingida	(Artigo 14., n.º4)
	D8 e D9	Analisar como varia a contaminação nas espécies (em função da idade, sazonalidade e maturidade sexual) em que foram encontrados níveis de contaminação acima dos valores de referência	Não atingida	-
		Acompanhar a evolução da concentração de contaminantes nos peixes, por forma a confirmar a tendência decrescente que se tem vindo a verificar	Não atingida	-
	D10	Desenvolver estudos para obter dados que permitam caracterizar a quantidade, distribuição e composição das micropartículas e a sua evolução ao longo do tempo e estabelecer protocolos com os procedimentos de amostragem e respectiva metodologia de avaliação dos resultados	Parcialmente atingida	ABIPT-T1-D10Cont-
		Acompanhar e sistematizar os resultados de estudos científicos futuros sobre a relação causa-efeito entre o lixo marinho, o biota e o meio marinho, selecionar para a subdivisão do continente o indicador biológico mais adequado para avaliar o impacto do lixo marinho no biota e estabelecer os protocolos adequados para avaliar o indicador 10.2.1	Parcialmente atingida	- ABIPT-T1-D10Cont
	D11	Elaborar estudo que avalie as condições e recursos necessários à instalação e funcionamento dos dispositivos de monitorização de ruído acústico submarino	Não atingida	- ABIPT-T2-D11Cont
	TODOS	Estudar, reformular e gerir as redes de monitorização que permitem recolher informação de suporte à caracterização do meio marinho, com ênfase para as situações que exigem maior atenção para manter ou atingir o BEA e para as que possam revelar as relações causais entre os resultados da monitorização e as atividades humana	Parcialmente atingida	-

D.1.1.4 Referências

Alteriis, G., Passaro, S. e Tonielli, R. (2003) New, high resolution swath bathymetry of Gettysburg and Ormonde Seamounts (Gorringe Bank, eastern Atlantic) and first geological results. *Marine Geophysical Researches* 24(3-4): 223–244.

Auzende, J., Olivet, J., Lann, A., Pichon, J., Monteiro, A., Nicolas, S. & Ribeiro, A. (1978). Sampling and observation of oceanic mantle and crust on Gorringe Bank. *Nature*, 273: 45–49.

Dionísio M. A e Arriegas P. I. (2016). Ecologically or Biologically Significant Marine Area Madeira-Tore. ICNF. Pp. 25.

- Genin, A. e Dower, J. (2007) Seamount plankton dynamics. In: Pitcher, T.J., T. Morato, P.J.B. Hart, M.R. Clark, N. Haggan e R.S. Santos (Eds) *Seamounts: Ecology, Fisheries & Conservation*. Fish and Aquatic Resources Series 12, Blackwell Publishing, Oxford, United Kingdom, pp 85-100.
- MSFD Common Implementation Strategy. 2017. *Background document on the determination of good environmental status and its links to assessment and the setting of environmental targets*. Brussels. Pp 70.
- Ryan, W., Hsu, K., Cita, M., Dumitrica, P., Lort, J., Maync, W., Nesteroff, W., Pautot, G., Stradner e W. & Wezel, F. (1973) Gorringe bank Site 120, Initial Reports Deep Sea Drilling Project, WashingtonNat. National Science Foundation. US government 13:11941.
- UNEP, 2019. Progress Report on Describing Areas Meeting the Criteria for Ecologically or Biologically Significant Marine Areas. Subsidiary Body on Scientific, Technical And Technological Advice (SBTSTTA), 20th meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity (CDB), Montreal, 25-30 April 2016

D.1.2 Descritor 1: Biodiversidade

A biodiversidade é mantida. A qualidade e a ocorrência de habitats e a distribuição e abundância das espécies são conformes com as condições fisiográficas, geográficas e climáticas prevalecentes.

D.1.2.1 Introdução

Em 2012, a avaliação do Descritor 1 (D1) na subdivisão do Continente foi efetuada de acordo com a Decisão da Comissão 2010/477/EU, de 1 de setembro, entretanto revogada, para os seguintes níveis ecológicos do ecossistema: espécies, habitats e grupos funcionais (MAMAOT, 2012a). Da análise efetuada concluiu-se que todos os elementos avaliados, com exceção da espécie *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792), atingiam o BEA, muito embora o nível de incerteza tenha sido considerado elevado. Foram referidos como principais fatores de incerteza, a insuficiente informação disponível para a construção de séries temporais longas, a deficiente cobertura espacial da informação disponível sobre os habitats e sobre as unidades funcionais em análise e, por último, o fraco conhecimento da estrutura e as relações entre as espécies nos seus ecossistemas. Foi também referida a inexistência de valores de referência para atribuição do BEA, limitação parcialmente ultrapassada pelo recurso a uma metodologia associada à determinação de um “valor biológico marinho” (Deros et al., 2007) para cada critério e elemento (exemplo: grupos de espécies, tipos de habitat) do ecossistema. Apesar do esforço efetuado, as limitações elencadas condicionaram fortemente as conclusões obtidas.

Na nova Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, a avaliação dos elementos dos ecossistemas foi dividida em quatro temas: i) grupos de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes e cefalópodes marinhos; ii) habitats pelágicos (de salinidade variável, costeiros, da plataforma continental e oceânicos/fora da plataforma continental); iii) habitats bentónicos; e iv) ecossistemas (incluindo teias tróficas). De forma a facilitar a sua leitura e compreensão, dividiu-se o presente capítulo pelos temas estabelecidos para avaliação do D1: i) grupos de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes e cefalópodes; e ii) habitats pelágicos. A caracterização e avaliação do BEA dos temas iii) habitats bentónicos e iv) ecossistemas é remetida para os Descritores 6 e 4 respectivamente.

D.1.2.2 Metodologia geral

D.1.2.2.1 Áreas de Avaliação

Neste segundo ciclo de implementação da DQEM foram consideradas as áreas definidas no Relatório Inicial cuja delimitação teve por base a topografia submarina,

tipo de fundo, profundidade e intensidade do afloramento costeiro, garantindo-se ainda a harmonização com as tipologias adotadas na Diretiva-Quadro da Água. Tendo ainda em conta a ecologia de cada grupo de espécies foram consideradas para as espécies de aves, mamíferos e répteis marinhos as seguintes áreas de estudo:

- **Área de estudo A:** área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 38°21'N (Sul do Cabo Espichel);
- **Área de estudo B:** área compreendida entre a latitude 38°21'N e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos);
- **Área de estudo C:** área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António).

Ao passo que para as espécies de peixes, cefalópodes e habitats pelágicos foram consideradas as seguintes áreas de estudo:

- **Área de estudo A:** área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche);
- **Área de estudo B:** área compreendida entre a entre a latitude 39°21'N e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos);
- **Área de estudo C:** área compreendida entre e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António);

As áreas de avaliação correspondem, no entanto, no caso dos grupos de espécies (aves, mamíferos, répteis marinhos, peixes e cefalópodes), à totalidade da subdivisão do continente, ou seja, ao conjunto das áreas de estudo, por se considerar que esta constitui a escala ecológica pertinente para os grupos de espécies avaliados (Figura D-4) ou, no caso de algumas espécies de peixes e cefalópodes, às áreas para as quais existe informação. No caso dos habitats pelágicos, as áreas de avaliação correspondem a subáreas das áreas de estudo, delimitadas para cada um dos tipos de habitat estabelecidos na Decisão (UE) 2017/848: costeiro, da plataforma continental e oceânico (Figura D-5, ver também Anexo D-I). Assumiu-se, como habitat pelágico costeiro (plataforma interior), as águas até à batimétrica dos 100 m (AC, BC, CC), o habitat pelágico da plataforma continental até à batimétrica dos 200 m (AP, BC, CC), e o habitat pelágico oceânico, a restante área até ao limite exterior da ZEE subárea Continente (AO, BO, CO). O limite entre os habitats pelágicos costeiros e da plataforma continental baseou-se nos resultados de Cabrita *et al.* (2015). O habitat pelágico da plataforma continental refere-se, mais precisamente, à porção mais externa da plataforma continental, habitualmente designada por plataforma continental exterior, ao passo que o habitat pelágico costeiro se refere à porção mais interna da plataforma, normalmente designada por plataforma continental interior. Não foram definidos habitats de salinidade variável (habitats a definir nas situações em que as plumas estuarinas se estendem para além das águas de transição na aceção da Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60(CE, de 23 de outubro). Apesar da informação existente sobre as plumas túrbidas formadas pelos principais rios do continente, cuja extensão está principalmente associada às descargas dos rios e

secundariamente ao vento e marés (Fernandez-Nóvoa *et al.*, 2017), é necessário proceder a mais estudos para definir espacialmente estes habitats de forma a serem caracterizados no âmbito da DQEM.

Foram, ainda, considerados alguns habitats especiais com extensão relevante e para as quais existe informação nova e pertinente no âmbito do D1, nomeadamente a Reserva Natural das Ilhas Berlengas, o Parque Marinho Professor Luiz Saldanha e o Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (incluídas na Rede Nacional de Áreas Classificadas). Não foi encontrada informação para o Parque Natural do Litoral Norte. Relativamente às áreas classificadas no âmbito da Rede Natura 2000, refere-se o Banco Gorringe, SIC, classificado no âmbito da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats). Os SIC (Litoral Norte, Arquipélago da Berlenga e Arrábida-Espichel) ou Zonas de Proteção Especial (ZPE) da Diretiva Aves (Diretiva 79/409/CEE) (Ilhas Berlengas, Costa Sudoeste), uma vez que correspondem, total ou parcialmente, a áreas incluídas na rede nacional de Áreas Classificadas, serão abordadas nessas secções.

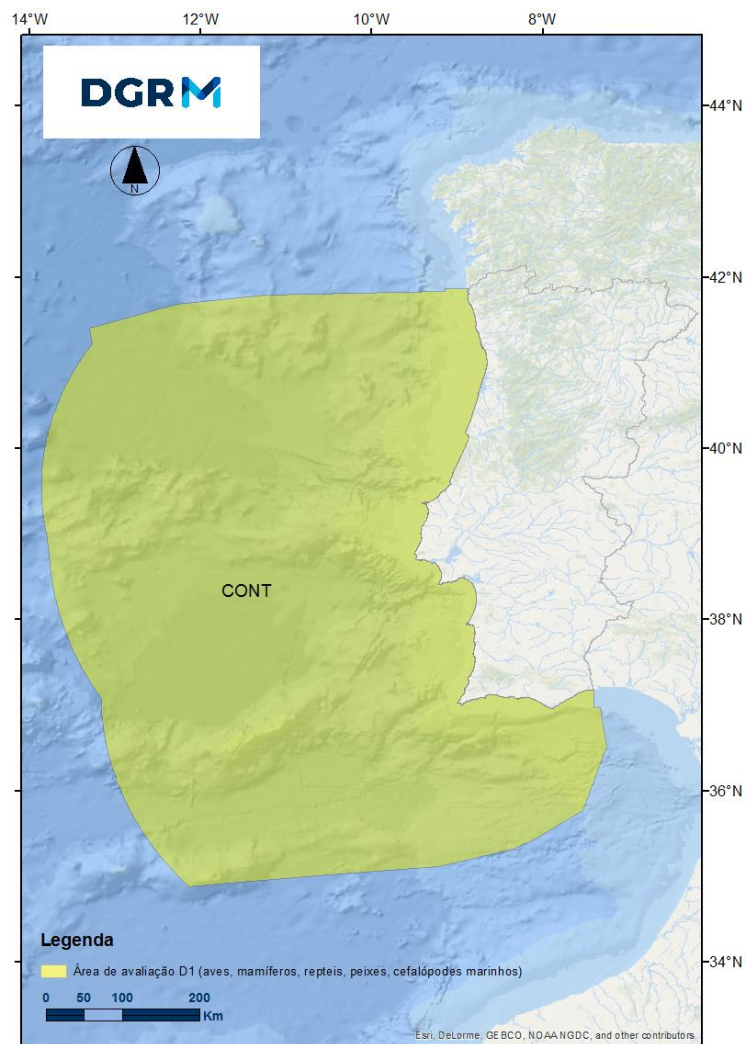


Figura D-4. Área de avaliação dos grupos de espécies (aves, mamíferos, répteis, peixes e cefalópodes marinhos) na subdivisão do Continente.

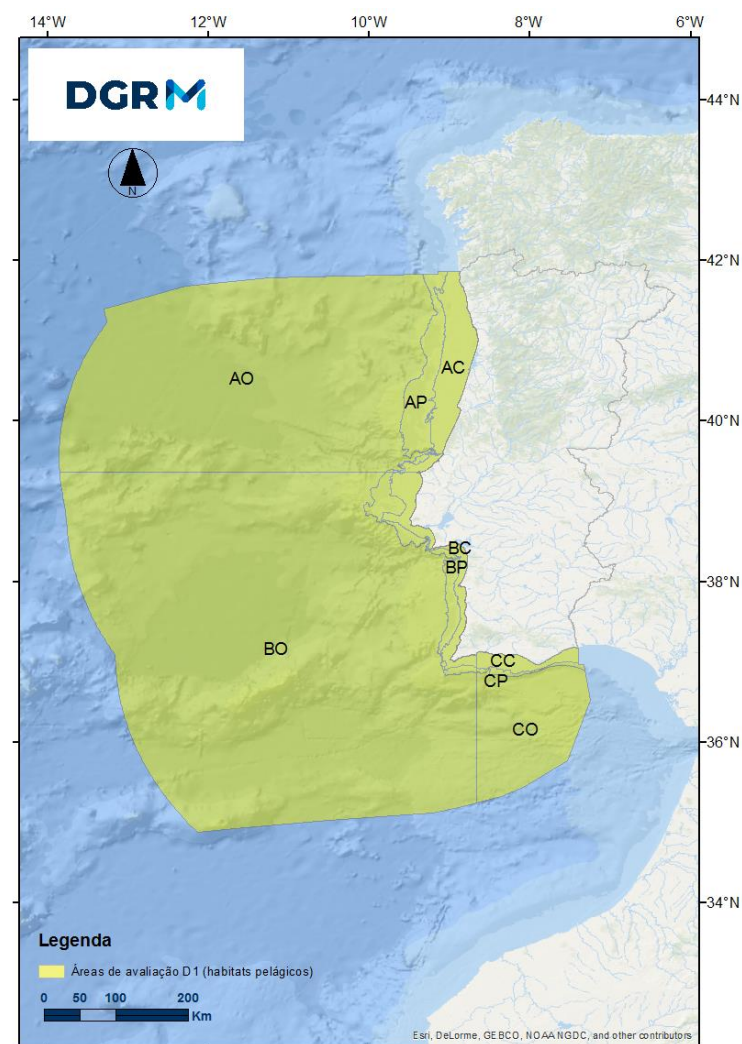


Figura D-5. Áreas de avaliação dos habitats pelágicos na subdivisão do Continente.

D.1.2.2.2 Critérios para avaliação do BEA

A Decisão (UE) 2017/848 da Comissão estabelece, para o D1, seis critérios, cinco a aplicar à avaliação dos grupos de espécies aves, mamíferos, répteis e peixes e cefalópodes, e um a aplicar aos habitats pelágicos. A Tabela D-2 apresenta os novos critérios para avaliação do BEA do D1.

As metodologias adotadas para caracterizar cada critério do D1 neste 2.º ciclo, não são comparáveis com as utilizadas no Relatório Inicial. Relativamente aos critérios definidos para os grupos de espécies, esta descontinuidade deve-se: i) à definição, na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de novos critérios; e ii) à utilização de critérios e indicadores, estabelecidos na Decisão 2010/477/EU para avaliar o BEA no Relatório Inicial, que não se mantiveram na Decisão agora em vigor. Relativamente aos habitats pelágicos, esta descontinuidade deve-se à escassez de informação que dê continuidade às metodologias adotadas no Relatório Inicial. Face ao exposto, e de forma a estabelecer uma comparação entre os dois períodos (antes e após 2012) optou-se por apresentar séries de dados o mais longas possível e que abranjam ambos os períodos.

Tabela D-2. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D1 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
<p>Espécies de aves, mamíferos, répteis e peixes e cefalópodes</p> <p>não explorados comercialmente em risco de captura acessória</p> <p>Lista a estabelecer através de cooperação (sub)regional¹³</p>	<p>D1C1 - Primário</p> <p>A taxa de mortalidade por espécie devido às capturas acessórias situa-se abaixo dos níveis que põem a espécie em risco, pelo que a sua viabilidade a longo prazo está assegurada</p>	<p>A estabelecer através de cooperação (sub)regional</p>
	<p>D1C2 - Primário</p> <p>A abundância da população da espécie não é negativamente afetada pelas pressões antropogénicas, pelo que a sua viabilidade a longo prazo está assegurada</p> <p>Unidades de medida: n.º de indivíduos ou biomassa (t)</p>	
<p>Grupos de espécies de aves, mamíferos, répteis e peixes e cefalópodes</p> <p>Lista a estabelecer através de cooperação (sub)regional</p>	<p>D1C3 - Secundário¹⁴</p> <p>As características demográficas da população da espécie são indicativas de uma população saudável que não é negativamente afetada por pressões antropogénicas</p>	<p>Não aplicável</p>
	<p>D1C4 - Secundário¹⁵</p> <p>A área de distribuição da espécie e, se for caso disso, o padrão dessa distribuição é consentânea com as condições fisiográficas, geográficas e climáticas.</p>	
	<p>D1C5 - Secundário¹⁵</p> <p>O habitat da espécie tem a dimensão e as condições necessárias para sustentar as diferentes fases do seu ciclo de vida.</p>	
<p>Tipos de habitats pelágicos, de salinidade variável, costeiros, da plataforma continental e oceânicos, e outros a estabelecer através de cooperação regional ou sub-regional</p>	<p>D1C6 - Primário</p> <p>A condição do tipo de habitat, incluindo a sua estrutura biótica e abiótica e as suas funções (por exemplo, a sua composição típica de espécies e a abundância relativa das mesmas, a ausência de espécies particularmente sensíveis ou frágeis ou de espécies que asseguram uma função essencial e a estrutura de tamanhos das espécies), não é negativamente afetada por pressões antropogénicas.</p> <p>Unidades de medida: km² (habitat negativamente afectado) e em % da extensão total do tipo de habitat</p>	<p>A estabelecer através de cooperação (sub)regional</p>

Segundo a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, os critérios D1C1 a D1C5 devem ser adotados ao nível do elemento, ou seja, da espécie, e as espécies selecionadas,

¹³Tendo em conta o Quadro 1D da Decisão (UE) 2016/1251, de 12 de julho de 2016 relativo às espécies de aves, mamíferos, répteis e peixes, cujas capturas acessórias é necessário monitorizar no âmbito do programa plurianual da União para a recolha, gestão e utilização de dados nos sectores da pesca e da aquicultura no período 2017-2019.

¹⁴ Primário para as espécies de peixes e cefalópodes exploradas comercialmente.

¹⁵ Primário para as espécies abrangidas pelos anexos II, IV ou V da Diretiva 92/43/CEE.

devem, por sua vez, ser representativas dos grupos de espécies constantes da Tabela D-3.

Tabela D-3. Grupos de espécies de acordo com a Decisão (UE) 2017/848.

Componente do ecossistema	Grupos de espécies
Aves	Aves fitófagas Aves limícolas Aves que se alimentam à superfície Aves que se alimentam de espécies pelágicas Aves que se alimentam de espécies bentónicas
Mamíferos	Pequenos cetáceos odontocetos Odontocetos de mergulho profundo Baleias-de-barbas (misticetes) Focas
Répteis	Tartarugas
Peixes	Peixes costeiros Peixes pelágicos da plataforma continental Peixes demersais da plataforma continental Peixes de profundidade
Cefalópodes	Cefalópodes costeiros/da plataforma continental Cefalópodes de profundidade

Salienta-se que, segundo o disposto na Decisão (UE) 2017/848, a definição das listas de espécies e de limiares para os critérios propostos para o D1 deverão resultar de uma cooperação a nível regional (Atlântico Nordeste) ou sub-regional (Golfo da Biscaia e Costa Ibérica). No entanto, até à data, a cooperação proposta encontra-se ainda numa fase inicial, havendo metodologias e limiares por definir para alguns critérios e componentes do ecossistema. A nível sub-regional a cooperação foi iniciada com a partilha da lista de espécies e de metodologias de avaliação (com França e Espanha), muito embora os constrangimentos temporais impostos pelos diferentes calendários nacionais tenham impedido, até ao momento, o seu processo de uniformização.

TEMA: Grupos de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes e cefalópodes marinhos

D.1.2.3 Aves marinhas

D.1.2.3.1 Critérios para avaliação do BEA

Seleção das espécies

As espécies consideradas para avaliação, foram selecionadas tendo em conta o Anexo I da Diretiva 2009/147/CE (Diretiva Aves), e as espécies para as quais existe

informação de frequência e de abundância relevantes nas águas continentais portuguesas (Tabela D-4). A informação disponível para as espécies de aves limícolas, *Charadrius alexandrinus* Linnaeus, 1758, espécie nidificante e residente, *Calidris alba* (Pallas, 1764), espécie invernante de zonas de areal, e *Arenaria interpres* (Linnaeus, 1758), espécie invernante de zonas de rochas, é insuficiente para proceder à caracterização dos diferentes critérios, avaliação do estado ambiental e consequente avaliação do BEA do grupo. As espécies fitófagas não têm expressão no ambiente marinho nacional, tendo em conta a abrangência geográfica da DQEM, que não inclui zonas estuarinas. A maioria das espécies consideradas no Relatório Inicial inclui-se na presente lista.

Tabela D-4. Espécies de aves selecionadas, por grupo de espécies, com indicação das áreas a que se refere a avaliação. **x** caracterizado e avaliado; **+** caracterizado e não avaliado; **---** não existe informação ou esta não é adequada para proceder à caracterização e/ou avaliação do critério. A negrito identificam-se espécies que nidificam regularmente no continente. Não se incluiu no grupo das espécies nidificantes *Sterna hirundo* e *Larus fuscus* devido à falta de regularidade ou escassez de informação, sendo espécies mais comuns durante as épocas de migração e/ou invernada.

Grupo	Nome científico	Nome comum	Área	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5
Que se alimentam à superfície	<i>Gelochelidon nilotica</i> ¹	Tagaz	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Hydrobates pelagicus</i> ¹	Alma-de-mestre	A,B,C	+	+	---	---	---
	<i>Larus audouinii</i> ¹	Gaivota de Audouin	C	+	+	---	---	---
	<i>Larus fuscus</i>	Gaivota-d'asa-escura	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Larus melanocephalus</i> ¹	Gaivota-de-cabeça-preta	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Larus michahellis</i>	Gaivota-de-patas-amarelas	A,B,C	+	+	---	---	---
	<i>Oceanodroma castro</i> ¹	Roque-de-castro	A,B,C	+	+	---	+	---
	<i>Oceanodroma leucorhoa</i> ¹	Painho-de-cauda-forçada	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Rissa tridactyla</i>	Gaivota-tridáctila	A,B,C	+	+	---	---	---
	<i>Stercorarius skua</i>	Alcaide	A,B,C	+	x	---	+	---
	<i>Sternula albifrons</i> ¹	Chilreta	C	+	---	---	---	---
	<i>Sterna hirundo</i> ¹	Garajau-comum	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Sterna sandvicensis</i> ¹	Garajau-de-bico-preto	A,B,C	+	+	---	---	---
Que se alimentam de espécies pelágicas	<i>Alca torda</i>	Torda-mergulheira	A,B,C	+	x	---	+	---
	<i>Calonectris diomedea borealis</i> ¹	Cagarra	A,B,C	+	+	---	---	---
	<i>Fratercula arctica</i>	Papagaio-do-mar	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Morus bassanus</i>	Alcatraz	A,B,C	+	x	---	+	---
	<i>Puffinus gravis</i>	Pardela-de-barrete	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Puffinus griseus</i>	Pardela-preta	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Puffinus mauretanicus</i> ¹	Pardela-balear	A,B,C	+	+	---	+	---
<i>Uria aalge</i>	Airo	A,B,C	+	---	---	---	---	

Grupo	Nome científico	Nome comum	Área	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5
Que se alimentam de espécies bentónicas	<i>Melanitta nigra</i>	Negrola	A	+	+	---	---	---
	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Galheta	A,B,C	+	+	---	+	---

¹ Espécies que figuram no Anexo I da Diretiva 2009/147/CE ;

Critério D1C1

Não tendo havido a definição de um grupo de espécies a nível regional ou sub-regional, apresenta-se a informação disponível para as espécies de aves marinhas consideradas na presente avaliação (Tabela D-4) e que na sua maioria estão incluídas no Quadro 1D da Decisão (UE) 2016/1251, de 12 de julho de 2016, relativo às espécies de aves, mamíferos, répteis e peixes, cujas capturas acessórias é necessário monitorizar no âmbito do programa plurianual da União para a recolha, gestão e utilização de dados nos sectores da pesca e da aquicultura no período 2017-2019.

A informação analisada no presente relatório decorre de inquéritos a mestres de pesca e observações a bordo de embarcações de pesca. Os dados correspondem ao período 2010 - 2017, não sendo homogéneos a nível temporal nem espacial. Os valores de captura accidental foram estimados por categoria de arte de pesca, sendo apresentados sob a forma de número de indivíduos/lance de pesca. Seguindo o princípio de precaução, assumiu-se que os valores de captura accidental correspondem a valores de mortalidade. Não se procedeu, contudo, à avaliação deste critério devido às deficiências na informação que condicionaram a aplicação das metodologias propostas e o estabelecimento de limiares que permitissem a sua avaliação, mas os dados recolhidos contribuíram para a avaliação das espécies no âmbito do critério D1C2

Critério D1C2

O critério D1C2 corresponde ao critério “dimensão da população” da Diretiva 2009/147/CE (Diretiva Aves). No caso das espécies nidificantes (*Calonectris diomedea borealis*, *Larus audouinii*, *Larus michahellis*, *Oceanodroma castro*, *Phalacrocorax aristotelis* e *Sternula albifrons*) foi utilizado o tamanho da população reprodutora, sempre que possível.

Para as restantes espécies, exceto *Melanitta nigra* (Linnaeus, 1758), foi utilizado o tamanho da população não reprodutora ou invernante com base nos censos marinhos feitos durante as campanhas de rastreio acústico de primavera (IPMA/PNAB-PELAGO) a bordo do navio de investigação (NI) “Noruega”. Foram usados os dados recolhidos durante estas campanhas, pois foram aqueles que garantiram uma maior

homogeneidade inter-anual. Salienta-se, no entanto, que o período em que as campanhas foram realizadas não é o período em que as águas continentais nacionais têm maior importância para um grande número das espécies alvo. Entre 2005 e 2017, os censos marinhos realizaram-se de janeiro a junho, seguindo o protocolo ESAS (*European Seabirds At Sea*) para recolha de dados (Tasker *et al.*, 1984). Foram contadas, a partir de um único bordo da embarcação, todas as aves em contacto com a água, dentro de um transecto de 300 m de largura. Todas as aves em voo foram contadas usando o método “snap-shot” (Tasker *et al.*, 1984). As contagens foram agrupadas em períodos de 5 minutos. O processamento dos dados, a construção dos modelos e a seleção dos melhores modelos foram feitos segundo a metodologia descrita por Oliveira *et al.* (2017), usando uma grelha espacial de ~4x4km *Coastal* definida no âmbito do projeto LIFE+MarPro (Life MarPro, 2013) para a área marinha continental delimitada pela batimétrica dos 200 m de profundidade com um *buffer* de 15 km. Desta forma delimitou-se a área amostrada, não se procedendo à extrapolação dos dados para fora da mesma. No entanto, não se avaliou o efeito do período fenológico (i.e., época migratória) de cada espécie no número de aves contadas, uma vez que a recolha de dados não incluiu todos os períodos fenológicos das espécies alvo.

No caso da espécie *Melanitta nigra* foi usada a metodologia “double-observer” realizada no âmbito do projeto LIFE+MarPro entre Miramar e a Nazaré (Vingada *et al.*, 2013).

A avaliação do critério D1C2, quando possível, seguiu a metodologia proposta pela Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste (OSPAR), B1 – “*Marine bird abundance*”, aplicada a abundâncias de populações não-reprodutoras, a qual foi também considerada pelo ICES como adequada para avaliar este critério (ICES, 2017a). O método baseia-se na abundância relativa da espécie, i.e. no rácio entre a abundância anual e um valor de abundância de referência (aqui considerado como a média 2005-2011). O valor estimado para o período de avaliação corresponde à média da abundância relativa da espécie no período 2012-2017, considerando-se como limiares inferiores os valores 0.8 ou 0.7 de abundância anual relativa, no caso de espécies que põem apenas um ovo ou espécies que ponham mais de um ovo, respetivamente. Assume-se que as últimas demoram mais tempo a recuperar após um declínio no tamanho da população. Assume-se ainda, um limiar superior de variação de 1.3 (OSPAR, 2017a). Este valor foi definido de forma a identificar espécies com aumentos consideráveis que possam vir a causar um impacto negativo nas populações de outras espécies (ICES, 2008).

Critério D1C4

O critério D1C4 corresponde ao critério “área de distribuição e mapa da zona de reprodução” da Diretiva 2009/147/CE (Diretiva Aves). No caso das espécies

nidificantes foi utilizada a área de distribuição das colónias de reprodução. Para as espécies não nidificantes foi utilizada a área de distribuição resultante das análises realizadas para o critério D1C2, tendo como base os censos marinhos e a metodologia “double-observer” (Vingada *et al.*, 2013).

Também se optou por não avaliar o critério D1C4 (critério secundário para as aves), uma vez que as metodologias de avaliação não estão ainda definidas (ICES, 2017a).

D.1.2.3.2 Dados e fontes de informação disponíveis

A informação disponível para o período 2012-2017 foi recolhida no âmbito dos projetos FAME (proj. nº 2009-1/089; 2010 - 2012), LIFE+MarPro (LIFE09 NAT/PT/000038), VAL+ (Projeto de Valorização da Pesca Local; Programa Operacional Pesca 2007-2013) e LIFE+Berlengas (LIFE13/NAT/PT/000458) e do Programa Nacional de Amostragem Biológica (PNAB/DCF). Apresentam-se os resultados para este período mais recente, seguindo os critérios e metodologias aplicadas na Diretiva 2009/147/CE (Diretiva Aves). Sempre que se justifique os resultados obtidos são comparados com os reportados em 2013, no âmbito dessa mesma Diretiva.

D.1.2.3.3 Resultados

Relativamente às espécies *Oceanodroma leucorhoa* (Vieillot, 1818), *Larus fuscus* Linnaeus, 1758, *Sterna hirundo* Linnaeus, 1758, *Sternula albifrons* (Pallas, 1764), *Puffinus griseus* (Gmelin, 1789), *Fratercula arctica* (Linnaeus, 1758) e *Gelochelidon nilotica* (Gmelin, 1789), caracterizou-se apenas o critério D1C1, não tendo sido registados quaisquer eventos de captura acidental nos embarques monitorizados ou durante os inquéritos realizados aos pescadores. Para estas espécies, os dados disponíveis na base de dados ESAS (SPEA) para o período indicado não permitiram avaliar nem o tamanho da população nem a área de distribuição da espécie.

A Figura D-6 apresenta a abundância ou densidade anuais para as espécies cuja informação disponível permitiu a sua determinação. Como referido anteriormente, o período amostrado não corresponde ao período em que as águas continentais nacionais têm maior importância para um grande número das espécies alvo, tendo sido possível estimar a abundância anual apenas para 3 espécies: *Stercorarius skua*, *Alca torda* e *Morus bassanus*.

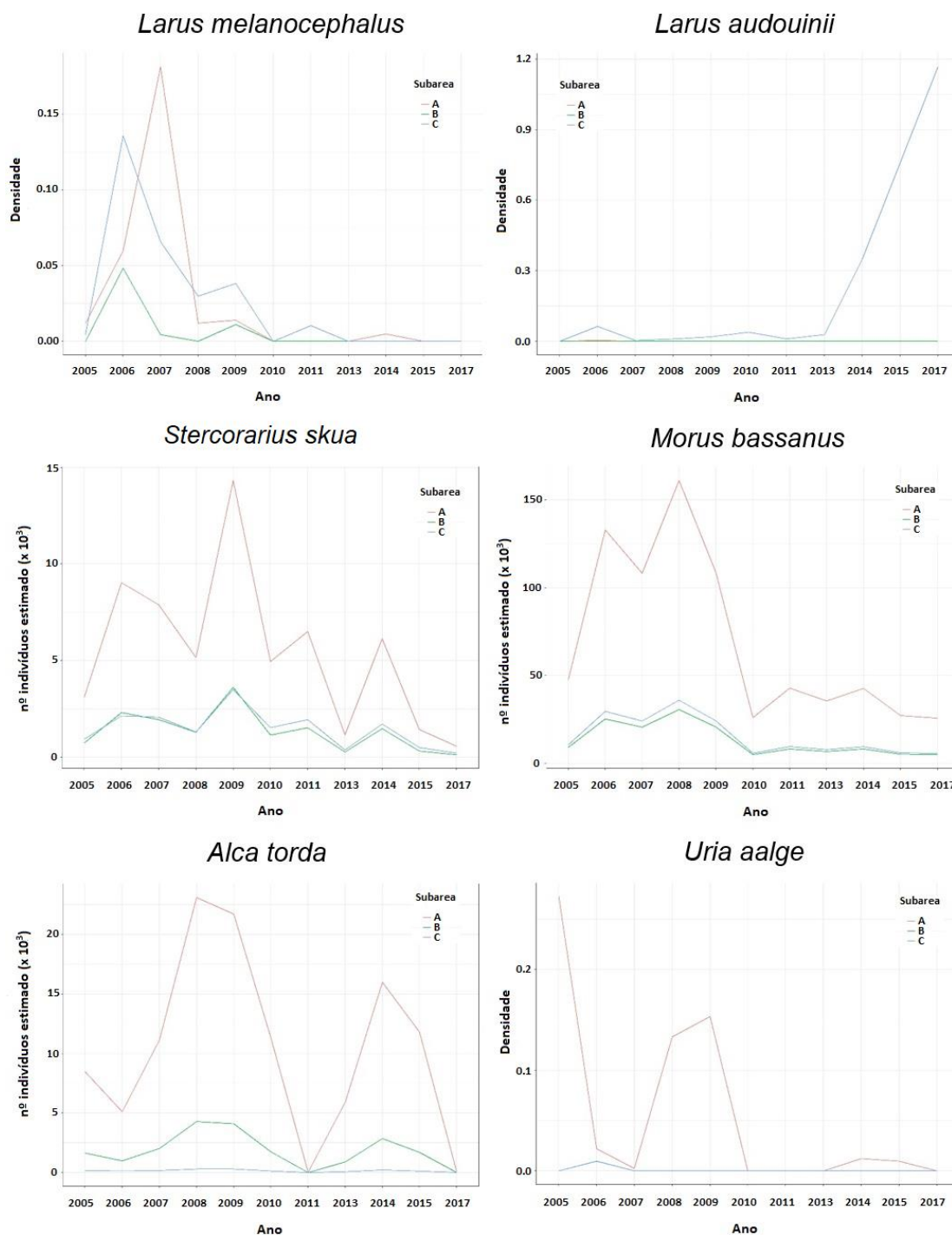


Figura D-6. Densidade ou abundância (nº indivíduos estimados) por espécie e por ano, por área de estudo (A, B, e C).

▪ **Aves que se alimentam à superfície**

Alcaide *Stercorarius skua* (Brünnich, 1764)

Não foram registados quaisquer eventos de captura accidental nos embarques monitorizados ou durante os inquéritos realizados aos pescadores.

Com base nos dados da ESAS, recolhidos e analisados, o tamanho da população foi estimado para 2015 nas áreas de estudo A, B e C em 473, 75 e 469 indivíduos, respetivamente. Apesar de ter sido notado um pico de abundância em 2009, esta população parece apresentar uma tendência negativa ao largo da costa ocidental e sul de Portugal continental (Figura D-6). O valor médio de abundância relativa para o período de avaliação foi estimado em 0,2, ou seja, abaixo, do limiar inferior estabelecido, o que indica que a espécie não está em bom estado no que respeita ao critério D1C2. A informação disponível atualmente não permite identificar a causa deste decréscimo, pois não estão descritas pressões antropogénicas com um efeito negativo evidente nesta espécie. Possivelmente, trata-se de uma alteração das áreas de alimentação durante o período não reprodutor que pode não estar associada a um mau estado ambiental das águas marinhas da subdivisão. A área de distribuição no mar foi estimada em 25.648, 6.512 e 5.648 km² para as áreas A, B e C respetivamente.

Alma-de-mestre *Hydrobates pelagicus* (Linnaeus, 1758)

Não foram registados eventos de captura accidental nos embarques monitorizados ou nos inquéritos realizados a pescadores.

Os dados disponíveis na base de dados da ESAS (SPEA) para o período indicado não permitiram avaliar nem o tamanho da população nem a área de distribuição da espécie. É uma espécie com maior expressão nas nossas águas durante o período pós-reprodutor, nomeadamente em outubro (Meirinho *et al.*, 2014).

Gaivota de Audouin *Larus audouinii* Payraudeau, 1826

Não foram registados eventos de captura accidental nos embarques monitorizados ou nos inquéritos realizados a pescadores.

O tamanho da população reprodutora, restrita às ilhas barreira da Ria Formosa, foi avaliado em 2017 em cerca de 2017 casais (dados não publicados). Esta população tem sido estudada regularmente nos últimos anos, havendo indícios de um crescimento acentuado na principal colónia de reprodução. No mar, tem-se notado igualmente um aumento das densidades observadas nos últimos anos (base de dados da ESAS- SPEA) (Figura D-6).

Em relação à área de distribuição das colónias de reprodução, esta mantém-se estável nos últimos anos (dados SPEA não publicados).

Estas tendências estão de acordo com a informação reportada para esta espécie no âmbito da Diretiva Aves (2008-2012).

Gaivota-de-cabeça-preta *Larus melanocephalus* Temminck, 1820

Não foram registados eventos de captura accidental nos embarques monitorizados ou nos inquéritos realizados a pescadores.

Os dados disponíveis na base de dados ESAS (SPEA) para o período indicado não permitiram avaliar nem o tamanho da população nem a área de distribuição da espécie. No entanto, parece haver uma tendência negativa acentuada na densidade de aves observadas nas nossas águas (Figura D-6).

Gaivota-de-patas-amarelas *Larus michahellis* J.F. Naumann, 1840

Foram registados eventos de captura accidental na área A (cerco <12m, cerco ≥ 12m, arrasto <12m, emalhar ≥12m e palangre demersal <12m) e na área B (palangre demersal <12m). O palangre demersal <12m na área B foi a categoria de arte de pesca onde a captura accidental foi mais expressiva com uma taxa de captura de 0,0016 aves/evento de pesca.

O maior núcleo reprodutor desta espécie encontra-se no arquipélago das Berlengas, onde o tamanho da população reprodutora foi estimado em cerca de 6000 a 7000 indivíduos em 2015 (Morais *et al.*, 2016). Apesar desta população ter vindo a ser alvo de um programa de controlo na ilha da Berlenga, a abundância da espécie tem aumentado e expandido a sua área de distribuição ao longo de toda a costa continental portuguesa (dados não publicados).

Estas tendências estão de acordo com a informação reportada para esta espécie no âmbito da Diretiva Aves (2008-2012).

Gaivota-tridáctila *Rissa tridactyla* (Linnaeus, 1758)

Não foram registados eventos de captura accidental nos embarques monitorizados ou nos inquéritos realizados a pescadores.

Os dados disponíveis na base de dados ESAS (SPEA) para o período indicado não permitiram avaliar nem o tamanho da população nem a área de distribuição da espécie. Dados publicados no âmbito da Diretiva Aves (2008-2012) apresentam uma estimativa de 500 a 1000 indivíduos para o tamanho da população.

Garajau-de-bico-preto *Sterna sandvicensis* Latham, 1787

Não foram registados eventos de captura accidental nos embarques monitorizados ou nos inquéritos realizados a pescadores.

Com base nos dados ESAS recolhidos e analisados, o tamanho da população foi estimado em 2015 para as áreas de avaliação A, B e C em 9.218, 505 e 729 indivíduos, respetivamente. Apesar de ter sido notado um pico de abundância em 2009, esta população parece apresentar uma tendência estável.

A área de distribuição no mar foi estimada em 24.368, 2.848 e 30.08 km², respetivamente para as respetivas áreas A, B e C.

Roque-de-castro *Oceanodroma castro* (Harcourt, 1851)

Não foram registados eventos de captura accidental nos embarques monitorizados ou nos inquéritos realizados aos pescadores.

O tamanho da população reprodutora, restrita ao arquipélago das Berlengas, foi avaliado em 2015 em cerca de 410 a 784 casais (Oliveira *et al.*, 2016). Esta população tem sido estudada regularmente nos últimos anos, havendo indícios de um decréscimo acentuado na principal colónia de reprodução, localizada no Farilhão Grande (Oliveira *et al.*, 2016). Têm sido registados eventos de predação por gaivotas-de-patas-amarelas tanto de adultos reprodutores como de juvenis no ninho (Oliveira *et al.*, 2016) mas o efeito desta pressão nos parâmetros demográficos da espécie não foi avaliado desconhecendo-se a sua relevância no decréscimo observado nos últimos cinco anos.

Em relação à área de distribuição das colónias de reprodução, esta mantém-se estável apesar da descoberta recente de alguns núcleos noutros pequenos ilhéus do arquipélago das Berlengas (Nuno Oliveira, com. pess.).

- [Aves que se alimentam de espécies pelágicas](#)

Airo *Uria aalge* (Pontoppidan, 1763)

Foram registados eventos de captura accidental apenas na área de estudo A e na categoria de arte de pesca de tresmalho $\geq 12\text{m}$, com uma taxa de captura accidental de 0,0008 aves/evento de pesca.

De acordo com Oliveira *et al.* (2016) a população reprodutora de airo no arquipélago das Berlengas encontra-se extinta. Os dados disponíveis na base de dados ESAS (SPEA) para o período indicado não permitiram avaliar nem o tamanho da população não reprodutora nem a sua área de distribuição. No entanto, as densidades observadas evidenciam uma tendência negativa ao longo do período analisado na área A (Figura D-6).

Alcatraz *Morus bassanus* (Linnaeus, 1758)

Esta é uma das espécies que tem sido reportada com maiores índices de captura accidental em artes de pesca. Foram registados eventos de captura accidental na área A (cerco $\geq 12\text{m}$, palangre demersal $<12\text{m}$, palangre de fundo $\geq 12\text{m}$, palangre de superfície $\geq 12\text{m}$, tresmalho $\geq 12\text{m}$, tresmalho $< 12\text{m}$, arrasto $\geq 12\text{m}$, emalhar $\geq 12\text{m}$), na área B (palangre demersal $<12\text{m}$ e emalhar $<12\text{m}$) e na área C (emalhar $<12\text{m}$). O palangre demersal $<12\text{m}$ foi a categoria onde a captura accidental foi mais expressiva com uma taxa de captura de 0,0059 e 0,053 aves/evento de pesca nas áreas A e B, respetivamente.

Com base nos dados ESAS recolhidos e analisados, o tamanho da população foi estimado em 2015 para as áreas A, B e C em 27.304, 5.320 e 6.311 indivíduos,

respetivamente, apresentando uma tendência fortemente negativa nas 3 áreas de estudo até ao ano 2010, mantendo-se estável, mas muito abaixo dos valores observados anteriormente (Figura D-6). O valor médio de abundância relativa para o período de avaliação foi estimado em 0,4, ou seja, abaixo do limiar inferior estabelecido, o que indica que a espécie não está em bom estado no que respeita ao critério D1C2. Esta espécie, alimenta-se de peixes pelágicos, incluindo a sardinha (Wise *et al.*, 2019), pelo que o aumento da abundância da sardinha na costa continental portuguesa, a ocorrer, poderá beneficiar a espécie.

A área de distribuição no mar resultou em 25.648, 6.512 e 5.648 km² para as respetivas áreas de estudo A, B e C.

Cagarra *Calonectris diomedea borealis* (Cody, 1881)

Foram registados eventos de captura accidental na área A (palangre demersal <12m e palangre de fundo ≥ 12m) e na área B (palangre demersal <12m). O palangre demersal <12m nas áreas A e B foi a categoria de arte de pesca para a qual a captura accidental foi mais expressiva com uma taxa de captura de 0,0008 e 0,0028 aves / evento de pesca, respetivamente.

Em Portugal continental, o tamanho da população nidificante, restrita ao arquipélago das Berlengas, é reduzido. O tamanho da população foi avaliado, em 2015, em cerca de 800 a 975 casais (Oliveira *et al.*, 2016). Esta população tem sido estudada regularmente, havendo indícios de um decréscimo na principal colónia de reprodução, localizada no Farilhão Grande (Oliveira *et al.*, 2016). O sucesso reprodutor desta população foi estimado em cerca de 0,4 nos últimos dois anos, um valor muito abaixo dos valores observados na ilha da Berlenga (>0,8) (Nuno Oliveira, com. pess.). A predação de ovos e crias por gaivota-de-patas-amarelas parece ser uma das principais causas. No entanto, o efeito das pressões identificadas (captura accidental e predação) nos parâmetros demográficos da espécie não foi avaliado, desconhecendo-se se poderão explicar o decréscimo observado ao longo dos últimos 15 anos e qual a sua importância relativa. A estimativa populacional mais recente refere-se ao ano de 2015, pelo que não se consegue avaliar se os níveis populacionais aumentaram desde então como resposta à meta estabelecida nos Programa de Monitorização e de Medidas da DQEM (MAM, SRMCT, SRA, 2014). Considerando o exposto, optou-se por não se avaliar o estado do critério D1C2.

A área de distribuição das colónias de reprodução, mantém-se estável (cerca de 1km²) apesar da descoberta recente de alguns núcleos fora do arquipélago das Berlengas (dados SPEA).

Importa salientar que, embora no presente relatório se reporte a cagarra como subespécie, dever-se-á ter atenção novos dados científicos que sugerem uma clara separação entre as populações que se reproduzem no Atlântico e as populações que se reproduzem no Mediterrâneo, sendo que as diferenças se situam ao nível da

espécie. Tal separação implica uma redução considerável do tamanho das populações e das áreas de ocupação a nível global.

Pardela-baleiar *Puffinus mauretanicus* Lowe, 1921

Foram registados eventos de captura acidental apenas na área A e nas categorias de arte de pesca de cerco $\geq 12\text{m}$, emalhar $< 12\text{m}$ e palangre de superfície $\geq 12\text{m}$. O cerco $\geq 12\text{m}$ foi a categoria onde a captura acidental foi mais expressiva com uma taxa de captura de 0,0023 aves/evento de pesca.

As águas da plataforma continental situadas ao largo de Portugal Continental são usadas por uma parte significativa da população mundial desta espécie, sobretudo no período pós-reprodutor e nos meses de inverno (Araújo *et al.* 2017). Em 2014, a população não reprodutora foi estimada em cerca de 4.962 a 18.475 indivíduos (Araújo *et al.*, 2017). A espécie está classificada como “Críticamente em Perigo” pela IUCN, devido ao declínio acentuado do número de indivíduos nos últimos anos (IUCN, 2018). A preocupação pelo estado desta população foi manifestada no Programa de Monitorização e Programa de Medidas da Diretiva-Quadro “Estratégia Marinha”, tendo sido definida a meta: “contribuir para a proteção da população da pardela-baleiar (*Puffinus mauretanicus*)” (MAM, SRMCT, SRA, 2014). Dada a inexistência de informação que indique uma melhoria dos níveis populacionais da pardela-baleiar na área de incidência deste relatório considera-se que esta espécie não se encontra em bom estado.

Com base nos dados ESAS recolhidos e analisados, a área de distribuição no mar foi estimada em 25.648, 6.512 e 5.648 km^2 para as áreas A, B e C, respetivamente.

Pardela-de-barrete *Puffinus gravis* (O'Reilly, 1818)

Foram registados eventos de captura acidental na área A em palangre demersal $< 12\text{m}$, com uma taxa de captura de 0,0001 aves/evento de pesca.

Os dados disponíveis na base de dados ESAS (SPEA) para o período indicado não permitiram avaliar nem o tamanho da população nem a área de distribuição da espécie. É uma espécie com maior expressão nas nossas águas durante o período pré-reprodutor, nomeadamente entre agosto e outubro (Meirinho *et al.*, 2014).

Torda-mergulheira *Alca torda* (Linnaeus, 1758)

Foram registados eventos de captura acidental na área A, nas categorias de arte de pesca de tresmalho $< 12\text{m}$ e redes de emalhar $< 12\text{m}$, com uma taxa de captura de 0,0001 e 0,00006 aves/evento de pesca, respetivamente.

Com base nos dados ESAS recolhidos e analisados, o tamanho da população foi estimado para 2015, para as áreas A, B e C, em 11.800, 1.700 e 125 indivíduos, respetivamente. Esta população parece ter apresentado uma tendência ligeiramente negativa nas 3 áreas ao longo dos últimos anos (Figura D-6). O valor médio de

abundância relativa para o período de avaliação foi estimado em 0,7, ou seja, abaixo do limiar inferior estabelecido, o que indica que a espécie não está em bom estado no que respeita ao D1C2.

A área de distribuição no mar foi estimada em 18.976, 4.240 e 720 km² para as respetivas áreas A, B e C.

- **Aves que se alimentam de espécies bentónicas**

Galheta *Phalacrocorax aristotelis* (Linnaeus, 1761)

Para esta espécie foram registados eventos de captura accidental na área A nas categorias de arte de pesca de emalhar <12m, tresmalho <12m e palangre demersal <12m. O tresmalho <12m foi a categoria para a qual a captura accidental teve maior expressão, com uma taxa de captura de 0,0007 aves/evento de pesca.

Em 2017, o tamanho da população reprodutora foi estimado em 78 a 102 casais e em 9 a 14 casais para as áreas A e B, respetivamente (dados SPEA). Foi notado um ligeiro decréscimo no tamanho do maior núcleo reprodutor, localizado na ilha da Berlenga. Também a produtividade de ovos e de juvenis desta população tem sido baixa ao longo das últimas duas décadas, quando comparada com outras colónias da Península Ibérica ou do Norte da Europa, especialmente em 2018 e 2019, anos em que se registaram produtividades da ordem dos 1,00 e 1,04, respetivamente (Silva *et al.*, 2017). Existe uma evidente sobreposição, quer ao nível trófico quer ao nível geográfico, entre esta população e a pesca comercial (Nascimento *et al.*, 2019), podendo estar a ocorrer uma limitação dos recursos alimentares disponíveis, com a agravante do aumento de risco de captura accidental. No entanto, ainda não foi possível avaliar o efeito das capturas accidentais nos parâmetros demográficos da espécie.

Em relação à área de distribuição das colónias de reprodução, esta mantém-se estável, com cerca de 4km² na área A e 0,5 km² na área B (dados SPEA).

Negrola *Melanitta nigra* (Linnaeus, 1758)

Foram registados eventos de captura accidental na área A (tresmalho ≥12m e tresmalho <12m) e na área C (tresmalho ≥12m). O tresmalho ≥12m na área A foi a categoria de arte de pesca para a qual a captura accidental foi mais expressiva, com uma taxa de captura de 0,0004 aves/evento de pesca.

Em 2011-2012, a população não nidificante foi estimada em cerca de 20.172 indivíduos para a área entre Miramar e a Nazaré (Vingada *et al.*, 2013).

Não foi possível obter valores da área de distribuição da população com base nos dados ESAS para o período de avaliação considerado.

D.1.2.3.4 Determinação e Avaliação do BEA

Com exceção da pardela-baleiar (*Puffinus mauretanicus*), cuja avaliação se baseou em julgamento pericial, a avaliação do estado dos elementos (espécies) baseou-se exclusivamente no critério D1C2.

Atribuiu-se um grau de confiança à avaliação, adaptando a metodologia proposta por Breeze (2004) e já adotada no Relatório Inicial da DQEM. Este método permite atribuir classificações diferentes consoante a fiabilidade e/ou credibilidade da informação. O sistema de classificação é semi-quantitativo e a escala varia entre 1 (nível mínimo de credibilidade) a 3 (nível máximo de credibilidade). Deste modo e de acordo com esta metodologia foi atribuído o valor:

- **(1) Baixo** – quando a informação disponível foi considerada deficiente e/ou existiu grande incerteza sobre as estimativas da variável em análise;
- **(2) Médio** – quando a informação disponível permitiu fazer a avaliação, mas subsistiu alguma incerteza nas estimativas da variável em análise;
- **(3) Elevado** – quando a informação disponível foi considerada adequada.

A Tabela D-5 reúne os resultados obtidos para os critérios D1C1, D1C2 e D1C4 e a avaliação do estado do elemento. Dado o reduzido número de espécies avaliadas considerou-se não ser adequado integrar os resultados ao nível do grupo e, portanto, avaliar o BEA. O grau de confiança atribuído é baixo ou médio.

Tabela D-5. Resultados obtidos para os critérios D1C1, D1C2 e D1C4, avaliação do estado do elemento (EE) e avaliação do BEA por grupo de espécies de aves. Tend., tendência: ↘ decrescente ↗ crescente → estável; A negrito identificam-se as espécies que nidificam em território do continente. Verde, em bom estado ou bom estado ambiental atingido; vermelho: em mau estado ou bom estado ambiental não atingido; cinzento: não avaliado.

Grupo	Espécie	D1C1	D1C2		D1C4	EE	Grau de confiança	BEA
			Ratio	Tend.				
Que se alimentam superfície	<i>Hydrobates pelagicus</i>	0	---	---	---	Não avaliado		
	<i>Larus audouinii</i>	0	---	↗ ³	→	Não avaliado		
	<i>Larus fuscus</i>	0	---	---	---	Não avaliado		
	<i>Larus melanocephalus</i>	0	---	↘ ³	---	Não avaliado		
	<i>Larus michahellis</i>	+	---	↗	↗	Não avaliado		
	<i>Oceanodroma castro</i>	0	---	↘	→	Não avaliado		
	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	0	---	---	---	Não avaliado		
	<i>Rissa tridactyla</i>	0	---	---	---	Não avaliado		
	<i>Stercorarius skua</i> ²	0	0,2	↘	---	Não atingido	Médio	
	<i>Sterna hirundo</i>	0	---	---	---	Não avaliado		
	<i>Sterna sandvicensis</i>	0	---	→	---	Não avaliado		
	<i>Sternula albifrons</i>	0	---	---	---	Não avaliado		

Grupo	Espécie	D1C1	D1C2		D1C4	EE	Grau de confiança	BEA
			Ratio	Tend.				
Que se alimentam de espécies pelágicas	<i>Alca torda</i> ¹	0	0,7	↘	---	Não atingido	Baixo	Não avaliado
	<i>Calonectris diomedea borealis</i>	+	---	↘	→	Não avaliado		
	<i>Fratercula arctica</i>	0	---	---	---	Não avaliado		
	<i>Gelochelidon nilotica</i>	0	---	---	---	Não avaliado		
	<i>Morus bassanus</i> ¹	++	0,4	↘	---	Não atingido	Médio	
	<i>Puffinus gravis</i>	+	---	---	---	Não avaliado		
	<i>Puffinus griseus</i>	0	---	---	---	Não avaliado		
	<i>Puffinus mauretanicus</i>	+	---	↘	---	Não atingido	Médio	
	<i>Uria aalge</i>	+	---	↘ ³	---	Não avaliado		
Que se alimentam de espécies bentónicas	<i>Melanitta nigra</i>	+	---	---	---	Não avaliado		Não avaliado
	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	+	---	↘	→	Não avaliado		

+ taxa de captura máxima por arte de pesca ≤ 0,01 aves/evento de pesca
++ taxa de captura máxima por arte de pesca > 0,01 aves/evento de pesca

¹ postura: 1 ovo

² postura: > 1 ovo

³ com base na densidade

D.1.2.4 Mamíferos marinhos

D.1.2.4.1 Critérios para avaliação do BEA

No Relatório Inicial (MAMAOT, 2012a) foi feita uma caracterização superficial das espécies de cetáceos com ocorrência em águas continentais portuguesas, referindo-se apenas 17 espécies. No âmbito do projeto LIFE+MarPro (2011-2017) foram, contudo, registadas 28 espécies das quais 8, todas odontocetos, podem ser consideradas residentes e com carácter de ocorrência regular na ZEE continental portuguesa e que, portanto, deverão ser alvo de avaliação (Tabela D-6); três espécies são consideradas migradoras: baleia-comum *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758), baleia-anã *Balaenoptera acutorostrata* (Lacépède, 1804) e orca *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758), sendo que a baleia-anã e a baleia-comum apresentam núcleos residentes com reprodução comprovada em águas nacionais. Das restantes, 5 espécies são consideradas de ocorrência ocasional e para 12 espécies são necessários mais registos para caracterizar a sua ocorrência.

Tabela D-6. Espécies de mamíferos selecionadas, por grupo de espécies, com indicação das áreas a que se refere a avaliação. x, caracterizado e avaliado; +, caracterizado e não avaliado; ---, indica que não existe informação ou esta não é adequada para proceder à caracterização e/ou avaliação do critério.

Grupo	Nome científico	Nome comum	Área	D1C1	D1C2 D1C3	D1C4	D1C5
Pequenos cetáceos odontocetos	<i>Delphinus delphis</i>	Golfinho-comum	A,B,C	x	x	x	x
	<i>Globicephala melas</i>	Baleia-piloto	A,B,C	x	---	+	+
	<i>Grampus griseus</i>	Grampo	A,B,C	---	---	x	+
	<i>Phocoena phocoena</i>	Boto	A,B,C	x	x	x	x
	<i>Stenella coeruleoalba</i>	Golfinho-riscado	A,B,C	x	x	x	x
	<i>Tursiops truncatus</i>	Roaz	A,B,C	x	x	x	x
Odontocetos de mergulho profundo	<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote-pigmeu	A,B,C	x	---	---	---
	<i>Ziphius cavirostris</i>	Zífiu	A,B,C	x	+	---	---
Misticetos	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Baleia-anã	A,B,C	x	x	x	x
	<i>Balaenoptera physalus</i>	Baleia-comum	A,B,C	x	x	x	x

Critério D1C1

A informação apresentada tem como base os dados de capturas acidentais recolhidos por observadores a bordo de embarcações comerciais, reportados em *logbooks* de declaração voluntária e provenientes de monitorização eletrónica (câmaras de vídeo acopladas às embarcações de pesca que filmam e gravam as operações de pesca) para o período 2010-2015 ao abrigo dos projetos SafeSea, LIFE+MarPro e do projeto CetSenti. Estes projetos contribuíram também para as estimativas de capturas acidentais e de outras causas de morte a partir da análise de animais arrojados. Consideraram-se também as observações efetuadas a bordo de embarcações comerciais no âmbito do PNAB/DCF e ainda, os dados provenientes da Rede Nacional de Arrojamentos de Animais Marinhos. Esta rede é coordenada pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I.P. (ICNF) e compila os dados de arrojamentos recolhidos pelos membros da rede ao longo da costa continental. Salienta-se a contribuição aportada regionalmente pela Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem que, no período do relatório, foi responsável pela recolha de dados de arrojamentos em cerca de 2/3 da costa continental portuguesa.

As observações a bordo efetuadas no âmbito dos projetos SafeSea e LIFE+MarPro seguiram um protocolo de amostragem que permite recolher informação sobre qualquer tipo de interação das diferentes espécies de cetáceos com os navios e operações de pesca. As informações recolhidas no âmbito do PNAB são menos detalhadas (o principal objetivo é a recolha de informação sobre as capturas que é depois utilizada no aconselhamento científico elaborado no âmbito das pescas)

registando apenas dados de capturas acidentais de cetáceos.

As estimativas de mortalidade por captura acidental de cetáceos resultam da extrapolação para a frota nacional dos dados registados por observadores, diários de bordo e monitorização eletrónica de capturas acidentais para o período 2010-2015 (Vingada *et al.*, 2015).

As estimativas das capturas acidentais totais baseiam-se na metodologia proposta por Northridge e Fortuna (2008). No entanto, no caso das pescarias do segmento de frota polivalente, estas estimativas têm como base o número de dias de pesca ou número de lances de pesca, dada a dinâmica desta frota: muitas destas embarcações têm licenças para operar com diferentes artes de pesca (destacam-se as redes de emalhar e tresmalho com diferentes malhagens, armadilhas e palangre). Dada a dificuldade em estimar o número de operações de pesca efetuadas, em particular com redes de emalhar e tresmalho, a extrapolação dos dados à frota deve ser feita, de acordo com recomendações internacionais, com base no menor esforço de pesca estimado. Para a frota polivalente acima dos 10 metros adotou-se como menor esforço de pesca: i) 320 embarcações e que 10% não opera anualmente; ii) número médio de 180 dias no mar; iii) número médio de 4 lances por embarcação por viagem.

Para cada espécie, os valores de remoção e a percentagem de capturas acidentais foram calculados em função da melhor estimativa da população nacional populacional, calculada de acordo com metodologias utilizadas no resto da Europa (e.g., Hammond *et al.*, 2017). Parte da informação apresentada foi integrada nos relatórios submetidos anualmente à Comissão Europeia no âmbito do Regulamento (CE) n. 812/2004 (Marçalo *et al.*, 2013, 2014, 2015, 2016 e 2017). Este regulamento estabelece medidas relativas às capturas acidentais de cetáceos no exercício das atividades de pesca, entre as quais a obrigação nacional de reportar os níveis de captura acessória e mortalidade de cetáceos durante as operações de pesca.

Este critério deve ser utilizado para melhor caracterizar e avaliar o critério D1C2.

Critérios D1C2 e D1C3

No caso dos mamíferos, estes critérios são equivalentes ao critério “população” da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats). Assim, parte da informação reportada foi retirada dos formulários produzidos ao abrigo da Diretiva Habitats (2007-2012), em 2013¹⁶, tendo sido integrada, sempre que possível, informação mais recente (produzida no âmbito do projeto LIFE+ MarPro). Os resultados obtidos, no caso dos cetáceos, baseiam-se em censos aéreos, até às 50 milhas náuticas (mn), e censos dedicados em embarcação, entre as 50 e as 220 mn (Santos *et al.*, 2012; Araújo *et al.*, 2015, LIFE+ MarPro). Foram também utilizados dados provenientes do projeto SCANS

¹⁶ Disponíveis no sítio da internet do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I. P. (ICNF)

III referente ao ano de 2016. Nos referidos censos, a amostragem baseou-se na metodologia *Distance Sampling*, embora com diferentes desenhos de amostragem.

Critério D1C4

Este critério é equivalente ao critério “área de distribuição” da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats). Alguma da informação reportada foi retirada dos formulários produzidos ao abrigo da Diretiva Habitats (2007-2012), em 2013. Contudo, como esta informação está desatualizada, foi integrada informação mais recente produzida no âmbito do projeto LIFE+ MarPro. Os resultados obtidos baseiam-se em censos aéreos, até às 50 mn e censos dedicados em embarcação, entre as 50 e as 220 mn (Santos *et al.*, 2012; Araújo *et al.*, 2015, LIFE+MARPro).

Critério D1C5

Para os mamíferos este critério é equivalente ao critério “habitat de uma espécie” da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats). Os resultados obtidos baseiam-se em censos aéreos, até às 50 mn e censos dedicados em embarcação, entre as 50 e as 220 mn (Santos *et al.*, 2012; Araújo *et al.*, 2015, LIFE+MarPro). Para espécies com pouca informação, assume-se que a área do habitat é equivalente à área de distribuição da espécie, uma vez que apresentam uma mobilidade muito elevada. Contudo, para espécies com informação suficiente para modelar o habitat, estes dois critérios foram avaliados independentemente.

Avaliação dos critérios

No caso do critério D1C1, assumiu-se que os valores de percentagem de captura acidental deverão estar abaixo do limite de 1,7% (da população estimada) correspondente ao valor de *Potential Biological Removal* (PBR) definido pelo Acordo sobre a Conservação de Pequenos Cetáceos no Atlântico Nordeste e nos Mares Báltico, da Irlanda e do Norte (ASCOBANS).

A avaliação dos restantes critérios baseou-se na comparação da situação no relatório de 2013, referente ao artigo 17.º da Diretiva Habitats (2007-2012), com a informação disponível para o período mais recente e recolhida no âmbito dos projetos referidos na secção “Dados e fontes de informação disponíveis”.

D.1.2.4.2 Dados e fontes de informação disponíveis

A informação disponível para mamíferos (constantes dos anexos II, IV ou V da Diretiva Habitats) no período 2012 e 2017 inclui dados recolhidos no âmbito dos projetos SAFESSEA (EEAGRANTS, 2009-2011), LIFE+MarPro (NAT/PT/00038, 2011-2017), CetSenti (FCT RECI/AAG-GLO/0470/2012, 2013-2015), SCANS III (2016) e

PNAB/DCF. O projeto LIFE+ MarPro compilou toda a informação desde 2009 a 2016, com o principal objetivo de estender a Rede Natura 2000 ao meio marinho em Portugal Continental, particularmente no que se refere à seleção de Sítios (e proposta dos respetivos Planos de Gestão) para as duas espécies de cetáceos do Anexo II da Diretiva Habitats: boto (*Phocoena phocoena*) e roaz (*Tursiops truncatus*).

D.1.2.4.3 Resultados

Os resultados relativos ao critério D1C1 são apresentados na Tabela D-7.

De acordo com as estimativas extrapoladas para o esforço da frota no período 2010-2015 (Vingada *et al.*, 2015), apresenta-se, sempre que possível, as estimativas de animais capturados acidentalmente por arte de pesca e a percentagem da população removida a que corresponde esse valor. Os valores de percentagem de captura acidental em função da melhor estimativa populacional estão abaixo do limite de 1.7% para as frotas avaliadas, exceto para a frota polivalente. Nesta frota, para todas as espécies com registo de capturas, os valores de percentagem de captura acidental estão acima do limiar de 1.7% correspondente ao valor de *Potential Biological Removal* definido pelo ASCOBANS. Para algumas espécies, a frota de cerco e de arte xávega, apresentam valores de mortalidade também elevados, embora abaixo do limiar definido. De facto, a frota de polivalente, devido ao seu tamanho pode ser considerada a mais preocupante em termos de captura acidental. No caso do boto, as capturas acidentais por cerco e por xávega são também elevadas (1,08% e 1,4% respetivamente), embora inferiores ao limite definido pelo ASCOBANS.

Tabela D-7. Estimativas de mortalidade de cetáceos por captura acidental extrapoladas para a frota nacional com base em observadores, logbooks de declaração voluntária e monitorização eletrónica de capturas acidentais para o período 2010-2015 (Vingada *et al.*, 2015). Valores de remoção e percentagem em função da melhor estimativa populacional para a espécie.

Espécie	Cerco (eventos de pesca)	Polivalente¹ (eventos de pesca)	Arrasto de fundo (eventos de pesca)	Palangre de profundidade (dias de pesca)	Xávega (eventos de pesca)
<i>Phocoena phocoena</i>	17 (1,08%)	203 (13,24%)			21 (1,4%)
<i>Delphinus delphis</i>	287 (0,64%)	3318 (7,34%)	414 (0,92%)	46 (0,10%)	26 (0,06%)
<i>Tursiops truncatus</i>	17 (0,72%)	118 (5,10%)	23 (1%)	46 (0,70%)	
<i>Stenella coeruleoalba</i>				139 (0,44%)	
Esforço de monitorização	6177	13626	529	128	6996

¹ Exclui palangre de profundidade e xávega.

No futuro, é importante avaliar o esforço real (o que requer informação mais detalhada sobre as artes utilizadas, número de artes, extensão de redes, tempo de permanência no mar) de forma a conseguir estimativas de mortalidade mais precisas.

Tendo em conta os valores obtidos a partir da análise dos animais arrojados (Rede Nacional de Arrojamentos de Animais Marinhos) foi possível estimar os valores de percentagem de captura acidental (Tabela D-8).

Tabela D-8. Mortalidade devido a captura acidental (CA), estimada com base em arrojamentos observados entre 2012 e 2016.

Espécie	Nº ind. arrojados	Nº ind. com evidências de CA	% CA¹
<i>Delphinus delphis</i>	470	323	68,7
<i>Phocoena phocoena</i>	90	49	54,4
<i>Stenella coeruleoalba</i>	68	8	11,8
<i>Tursiops truncatus</i>	21	10	47,6
<i>Globicephala melas</i>	3	0	0
<i>Grampus griseus</i>	6	3	50,0
<i>Kogia breviceps</i>	4	0	0
<i>Ziphius cavirostris</i>	1	0	0
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	20	10	50,0
<i>Balaenoptera physalus</i>	6	0	0

¹ Percentagem de mortalidade devido à captura acidental.

Na Tabela D-9, apresentam-se os resultados para os critérios D1C2-D1C3, D1C4 e D1C5.

Tabela D-9. Resultados obtidos para os critérios D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5 por espécie e grupo de espécies de mamíferos. Tend., tendência (curto-prazo): ↘ a diminuir; → estável; ↗ a aumentar; NA, tendência desconhecida; células em branco, sem informação.

Grupo	Espécies	D1C2 e D1C3		D1C4		D1C5	
		Valor (nº ind.)	Tend.	Valor (Km ²)	Tend.	Valor (Km ²)	Tend.
Pequenos cetáceos odontocetos	<i>Delphinus delphis</i>	¹ 48390; ² 45179; ³ 2406	↘	64400	→	64400	→
	<i>Globicephala melas</i>		NA	25200	NA	25200	NA
	<i>Grampus griseus</i>	⁴ 1215	NA	6800	→	6800	NA
	<i>Phocoena phocoena</i>	¹ 1691-3593; ² 1531	↘	23400	→	23400	↘
	<i>Stenella coeruleoalba</i>	¹ 23249; ² 19473; ³ 20654	→	31100	→	31100	→
	<i>Tursiops truncatus</i>	¹ 7989; ² 2306; ³ 3798	↘	43600	→	43600	→
Odontocetos de mergulho profundo	<i>Kogia breviceps</i>		NA		NA		NA
	<i>Ziphius cavirostris</i>	^{1,3} 6964	NA		NA		NA
Misticetos	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	¹ 2919-3248; ² 1406	↘	28400	→	28400	NA
	<i>Balaenoptera physalus</i>	¹ 1608; ³ 664	→	25200	→	25200	→

¹Resultados apresentados no relatório de 2013 referente ao Artº 17º da Diretiva Habitats (2007-2012)

²Resultados compilados durante o projeto MarPro (censos aéreos, entre a costa e as 50 mn, 2010 a 2015)

³Resultados compilados durante o projeto MarPro (censo offshore, entre as 50mn e as 200mn, 2011)

⁴Resultados compilados durante o projeto scans III (2016)

▪ Pequenos cetáceos odontocetos

Baleia-piloto *Globicephala melas* (Traill, 1809)

Os avistamentos efetuados durante as campanhas de censos dedicados são reduzidos e não permitiram estimar valores de abundância. A espécie foi detetada em toda a costa portuguesa com concentrações associadas à plataforma continental da costa norte de Portugal.

Boto *Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758)

De acordo com o projeto LIFE+MarPro, o valor de referência para a população entre 2010 e 2015 é de 1.531 indivíduos (CV=0,31). Esta espécie raramente ocorre em águas com mais de 200 m de profundidade. Os resultados obtidos sugerem que a abundância da população está a diminuir (2010-2012: 1.691-3.593; 2013-2015: 1.493-3.010), o que poderá estar associado à elevada mortalidade de origem antropogénica (> 1.7% na frota polivalente que opera com redes de emalhar e de tresmalho e > 1% no cerco e na xávega).

A área de distribuição da espécie na subdivisão do Continente, aparenta ter diminuído, com uma redução do número de avistamentos na zona sul do país (e registos de zero avistamentos na costa sul de Espanha) e indícios do aparecimento de zonas onde já não se detetam botos, próximo de áreas com elevada pressão antropogénica. Os resultados obtidos pelo projeto SCANS III (Hammond *et al.*, 2017) confirmam esta situação, tendo sido avistados animais a Norte da Nazaré mas não tendo sido registados avistamentos na zona algarvia e na costa Sul de Portugal, onde a presença do boto foi registada apenas através da ocorrência de animais arrojados.

Considerando uma amostra de 77 fêmeas de boto, 75% eram animais imaturos (Camarão, 2017), o que indica que a maioria da população não atinge a idade reprodutora, condicionando a médio prazo a evolução da população

A atual área de habitat adequado é muito menor que a potencial área de distribuição, considerando-se, portanto que é “Inadequada”.

Golfinho-comum *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758

A taxa de captura acidental é elevada para a frota polivalente (7.34% da melhor estimativa populacional) e, considerando os animais arrojados mortos, 68.7% apresentavam indícios de morte por captura acidental.

O valor de referência para a abundância da população entre 2010 e 2015 é de 45.179 indivíduos (CV=0,25), valor inferior aos níveis populacionais verificados à data de elaboração do relatório da Diretiva Habitats (48.390 ind). Salienta-se o valor de 2014 com 99.429 indivíduos (CV=0,26) seguido de um acentuado declínio em 2015 com apenas 52.632 indivíduos (CV=0,27) registado no projeto LIFE+MarPro em águas até às 50 mn. Estas diferenças inter-anuais poderão estar relacionadas com os níveis de captura acidental, os quais são os mais elevados entre os cetáceos com ocorrência em Portugal continental. Parte destas flutuações podem, contudo, também dever-se a movimentos dos animais entre as águas mais costeiras e zonas fora das 50mn. Importa ainda considerar as deslocações entre águas ibéricas e as zonas do mar Celta e sul de França, que representam, juntamente com Portugal, as águas Europeias de maior concentração do golfinho-comum (Hammond *et al.*, 2017). Em águas além das 50mn esta espécie é menos abundante, tendo sido estimada uma abundância de 2.406 indivíduos (CV=0,75) em 2011.

Considerando uma amostra de 272 fêmeas de Golfinho-comum, 65% eram animais imaturos (Camarão, 2017), dados que sugerem que a população está sob pressão e com uma elevada mortalidade de indivíduos que não atingem a primeira reprodução.

Não existem evidências de alterações significativas na área de distribuição desta espécie, assumindo-se, portanto, que a área de distribuição se encontra num nível favorável.

De acordo com os dados recolhidos, o habitat ocupado pela espécie é amplo e inclui os requisitos ecológicos necessários à sobrevivência da espécie em águas portuguesas (ICNF, 2013a).

Golfinho-riscado *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833)

Em 2013, o valor reportado no relatório relativo ao artigo 17.º da Diretiva Habitats para 2007-2012 foi de 23.248 indivíduos. De acordo com o projeto LIFE+MarPro, o valor de referência para a população até às 50 mn entre 2010 e 2015 é de 19.473 indivíduos (CV=0,44). O censo dedicado *offshore* revelou, em 2011, uma abundância de 20.654 indivíduos entre as 50 e as 200 mn. Considerando apenas a zona até às 50mn, a população tem diminuído desde 2011, sugerindo uma diminuição do número de indivíduos em zonas mais próximas da costa (Araújo *et al.*, 2015).

Considerando uma amostra de 31 fêmeas de golfinho riscado, 71% eram animais imaturos (Camarão, 2017). Será necessário avaliar uma amostra maior de indivíduos desta espécie para poder concluir sobre a reprodução e estrutura etária da sua população.

Em relação à distribuição, apesar de ser uma espécie oceânica, assume-se que não há razões para a alteração da área de distribuição.

Em relação ao habitat da espécie, as estimativas de abundância mais recentes sugerem um decréscimo na frequência de utilização das zonas de menor profundidade e costeiras. No entanto, os dados disponíveis não são suficientes para avaliar o critério D1C5 para o período a que se refere o presente relatório.

Grampo *Grampus griseus* (G. Cuvier, 1812)

Os avistamentos efetuados durante as campanhas de censos dedicados compilados durante o projeto LIFE+ MarPro são reduzidos e não permitiram estimar um valor de abundância para esta espécie. No entanto, verificou-se uma aparente diminuição do número de avistamentos e arrojamentos. No decorrer do projeto SCANS III (Hammond *et al.*, 2017) foi possível estimar um valor de 1.215 indivíduos (CV=0,83) que passou a ser o valor de referência para a abundância da população em Portugal continental.

O grampo encontra-se distribuído por toda a costa portuguesa apresentando algumas concentrações nas zonas norte e sul de Portugal, com um menor uso de zonas de mar profundo. Com os dados disponíveis assume-se que a sua área de distribuição estará estável.

Em relação ao habitat, nota-se uma preferência por zonas costeiras ou próximo do talude, onde ocorram as espécies-presa preferidas (polvo cabeçudo e outros cefalópodes) e com um menor uso de zonas de grande profundidade. Devido ao uso costeiro, e à biologia da espécie, é possível assumir que o habitat estará em diminuição, essencialmente devido ao aumento de fatores de pressão, como o tráfego

marítimo. No entanto, os dados disponíveis não são suficientes para avaliar este critério.

Roaz *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821)

De acordo com o projeto LIFE+ MarPro, o valor de referência para a abundância da população para o período 2010 a 2015 é de 2.306 (CV=0,35) para a população até às 50 mn, e de 3.798 indivíduos (CV = 0,88) para lá das 50 mn no ano de 2011, sendo inferior aos níveis populacionais verificados à data de realização do relatório do artigo 17.º da Diretiva Habitats de 2013 (7.989 indivíduos). O último valor registado em 2015 dentro das 50 mn foi de 1.252 indivíduos (CV=0,43) (Projeto LIFE MarPro). Os resultados obtidos são indicativos de um decréscimo populacional em relação ao relatório de 2013 do artigo 17.º da Diretiva Habitats. Apesar dos dados recolhidos no âmbito do projeto LIFE+MarPro em águas até às 50 mn, que em 2013 indicavam uma abundância de 5.615 (CV=0,61) (Araújo *et al.*, 2015), esse valor foi diminuindo até 1.252 indivíduos (CV=0,43) em 2015 (LIFE+Marpro). Parte das flutuações anuais na abundância de roazes em Portugal pode dever-se a movimentos dos animais entre águas mais costeiras e zonas para fora das 50mn. Podem também ocorrer deslocações sazonais dentro das águas ibéricas e também entre Portugal e águas do Norte de África.

Em águas portuguesas há ainda a considerar a população residente do estuário do Sado, que na atualidade, com apenas 31 indivíduos, está em elevado risco de extinção e é alvo de um plano de conservação. A informação sobre esta população demonstra que o roaz é uma espécie sensível a fatores de pressão humana, como a poluição, perturbação física e captura accidental.

As capturas accidentais de roaz nas operações de pesca eram consideradas pouco frequentes. Contudo, nos últimos 5 anos tem-se observado um incremento no número de animais capturados accidentalmente. Com base nos dados de observações a bordo, as capturas accidentais de roazes, correspondem a uma remoção de 7,69% da população, algo que é muito superior à remoção máxima recomendada (1,7%). Considerando os animais arrojados mortos, 47,6% apresentavam indícios de morte por captura accidental.

Não existem dados suficientes sobre reprodução, e estrutura etária que permitam inferir sobre possíveis desvios em relação ao normal.

A área de distribuição da espécie não diminuiu, havendo inclusivamente indícios de expansão para zonas fora da plataforma continental portuguesa. Assim, assume-se que a área de distribuição se encontra num nível favorável.

De acordo com os dados recolhidos, o habitat ocupado pela espécie é amplo e inclui todos os requisitos ecológicos necessários à sobrevivência da espécie em águas portuguesas (ICNF, 2013b). Contudo, é possível que com o aumento de fatores de pressão, ocorra uma redução do habitat disponível para a espécie.

- **Cetáceos odontocetos de mergulho profundo**

Cachalote-pigmeu *Kogia breviceps* (de Blainville, 1838)

Os avistamentos efetuados durante as campanhas de censos dedicados são reduzidos e não permitiram estimar valores de abundância. É de salientar que entre 2000 e 2016 a rede de arrojamentos respondeu a 4 eventos de arrojamentos vivos desta espécie na costa continental portuguesa.

Zífiu *Ziphius cavirostris* Cuvier, 1823

Também para o zífiu foi possível efetuar estimativas de abundância pela primeira vez em Portugal. Para esta espécie, pertencente ao grupo das Baleias-de-bico, foi obtida uma abundância de 1.390 indivíduos e uma densidade de 0,006 indivíduos por Km². Esta espécie ocorre essencialmente a sul da Nazaré, com uma preferência por zonas de elevada profundidade, podendo também ocorrer na zona do talude ou em áreas mais costeiras onde a plataforma continental tem uma extensão mais reduzida.

- **Misticetos (baleias-de barbas)**

Baleia-anã *Balaenoptera acutorostrata* Lacépède, 1804

O valor de referência para a abundância da população até às 50 mn é de 1.406 para o período entre 2010 e 2015 (CV = 0,48). No entanto, a abundância estimada em águas do continente até às 50 mn variou entre os 2.469 indivíduos em 2011 (CV = 0,46) e os 893 em 2015 (CV = 0,59), embora no ano de 2014 tenha sido registado um valor de 1948 indivíduos (CV = 0,45).

Considerando os 20 animais arrojados na costa portuguesa entre 2012 e 2016, 10 apresentavam indícios de interação com artes de pesca. O número de animais com indícios de interação poderá revelar uma mortalidade por captura acidental superior ao PBR a nível de Portugal Continental.

A informação existente sobre esta espécie apenas permite comprovar que é uma espécie associada a zonas próximas do talude continental. Apesar de ser considerada uma espécie migradora, existem indícios de que alguns indivíduos permanecem algum tempo em águas portuguesas. Durante o projeto LIFE+ MarPro foi possível confirmar que no caso da baleia-anã ocorrem nascimentos e estão presentes juvenis ainda dependentes da progenitora nas águas continentais portuguesas.

Não existem evidências de que a área de distribuição tenha diminuído. Em relação ao habitat, trata-se de uma espécie de misticeto com distribuição mais costeira, e com ocorrência mais frequente entre o talude continental e a zona costeira. Com o incremento de alguns fatores de pressão como o tráfego marítimo, prospeções e ruído, é expectável que ocorra uma diminuição do habitat atualmente usado por esta espécie.

Baleia-comum *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758)

Para o período de 6 anos (2010-2015) de censos do projeto LIFE+ MarPro a abundância de baleia-comum foi de 627 indivíduos nas águas continentais de Portugal até às 50 mn. Os valores de abundância estimados atingiram um valor máximo de 2.278 indivíduos em 2014. Nas águas *offshore* estimou-se a ocorrência de 664 indivíduos (CV=0,71). A informação existente sobre esta espécie apenas permite comprovar que é uma espécie associada a águas profundas, com uma preferência por zonas próximas do talude da plataforma. Apesar de ser considerada uma espécie migradora, existem indícios de que alguns indivíduos permanecem algum tempo em águas continentais. A espécie ocorre durante todo o ano e ao longo da costa continental estando confirmada a observação de pares mãe-cria e a ocorrência de indivíduos muito jovens, o que prova que as águas de Portugal Continental são usadas por esta espécie como zona de criação e alimentação de juvenis.

Em termos de distribuição e habitat, não há evidências de uma diminuição que afete a espécie. Especial atenção deverá ser dedicada ao potencial efeito do tráfego marítimo, devido a um aparente incremento do número de animais mortos por colisão com embarcações.

Outras espécies de cetáceos não consideradas na avaliação do BEA

No caso de *O. orca* (orca) os avistamentos efetuados durante as campanhas de censos dedicados são reduzidos e não permitiram estimar valores de abundância. Esta espécie foi detetada principalmente na zona sul do país, mas também no bordo da plataforma continental na costa centro.

D.1.2.4.4 Determinação e Avaliação do BEA

A avaliação do estado de cada espécie seguiu as metodologias propostas pela Diretiva Habitats para a avaliação do estado de conservação da espécie, de forma a garantir a concordância entre os resultados das duas Diretivas. No âmbito da Diretiva Habitats, o Estado de Conservação pode ser avaliado como Favorável (FV), Desfavorável-Inadequado (U1) e Desfavorável-Mau (U2). Assim, no âmbito da presente avaliação, e estabelecendo a correspondência com a Diretiva Habitats, considera-se:

- **Bom Estado Ambiental atingido** (Estado de Conservação Favorável): quando nenhum dos critérios é avaliado como “desfavorável” e apenas um critério seja “desconhecido” sendo expectável que a espécie ou o habitat prospere sem qualquer alteração às medidas de gestão existente).
- **Bom Estado Ambiental não atingido** (Estado de Conservação Desfavorável), quando a avaliação tem a classificação:

- “Desfavorável – Inadequado” (o habitat natural ou a espécie estão em perigo de extinção (pelo menos ao nível local), sendo necessária uma alteração das medidas de gestão praticadas para permitir que o habitat ou espécie retornem ao estado de conservação favorável);
- “Desfavorável – Mau” (o habitat natural ou a espécie estão em perigo de extinção (pelo menos ao nível local), a um nível superior ao da categoria anterior;

Considera-se ainda a classe “Desconhecido”, em que a informação disponível é insuficiente para realizar uma avaliação. Não foi feita a avaliação do BEA nos casos em que o estado de conservação é “Desconhecido”.

A Tabela D-10 resume a avaliação dos critérios e do estado dos elementos considerados. Relativamente à avaliação dos grupos de espécies propostos na Decisão (UE) 2017/848, verificou-se que os mesmos agrupam espécies com características ecológicas distintas (particularmete ao nível da dieta e habitats utilizados), não se considerando adequada a avaliação a este nível.

Tabela D-10. Resultados da avaliação dos critérios D1C1, D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5, avaliação do estado do elemento (EE) e avaliação do BEA por grupo de espécies de mamíferos. Verde, em bom estado ou bom estado ambiental atingido; vermelho: em mau estado ou bom estado ambiental não atingido; cinzento: não avaliado.

Grupo	Espécie	Área	Critérios				BEA	
			D1C1	D1C2 D1C3	D1C4	D1C5	Elemento	Grupo
Pequenos cetáceos odontocetos	<i>Delphinus delphis</i>	A,B,C	Não atingido	Não atingido	Atingido	Atingido	Não atingido	Não avaliado
	<i>Globicephala melas</i>	A,B,C	Atingido	Não avaliado	Não avaliado	Não avaliado	Não avaliado	
	<i>Grampus griseus</i>	A,B,C	Não avaliado	Não avaliado	Atingido	Não avaliado	Não avaliado	
	<i>Phocoena phocoena</i>	A,B,C	Não atingido	Não atingido	Atingido	Não atingido	Não atingido	
	<i>Stenella coeruleoalba</i>	A,B,C	Atingido	Atingido	Atingido	Não avaliado	Atingido	
	<i>Tursiops truncatus</i>	A,B,C	Não atingido	Não atingido	Atingido	Atingido	Não atingido	
Odontocetos de Mergulho Profundo	<i>Kogia breviceps</i>	A,B,C	Atingido	Não avaliado	Não avaliado	Não avaliado	Não avaliado	Não avaliado
	<i>Ziphius cavirostris</i>	A,B,C	Atingido	Não avaliado	Não avaliado	Não avaliado	Não avaliado	
Misticetos	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	A,B,C	Não atingido	Não atingido	Atingido	Atingido	Não atingido	Não avaliado
	<i>Balaenoptera physalus</i>	A,B,C	Atingido	Atingido	Atingido	Atingido	Atingido	

D.1.2.5 Répteis-marinhos

D.1.2.5.1 Critérios para avaliação do BEA

No Relatório Inicial (MAMAOT, 2012a), as espécies de répteis marinhos *Caretta caretta* (tartaruga-comum), *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro), *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) e *Eretmochelys imbricata* (tartaruga-imbricada) foram descritas como ocasionais, tendo-se considerado que não apresentavam relevância ecológica para a avaliação do estado ambiental do ecossistema marinho na subdivisão do Continente. No entanto, a costa continental portuguesa representa uma área de alimentação importante para a tartaruga-comum e a tartaruga-de-couro, ambas migradoras (ICNF, 2017; Nicolau, 2017). Acresce que a tartaruga-comum é uma espécie prioritária dos anexos II e IV da Diretiva Habitats e que portanto deve ser avaliada no âmbito da DQEM.

As espécies tartaruga-verde, tartaruga-de-Kemp (*Lepidochelys kempii*) e tartaruga-imbricada (*Eretmochelys imbricata*), listadas exclusivamente no Anexo IV da Diretiva Habitats, apresentam, por outro lado, um carácter marcadamente ocasional, considerando-se que de momento não apresentam relevância ecológica para a avaliação do estado ambiental do ecossistema marinho na subdivisão do Continente.

De acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, os critérios D1C2 e D1C3, D1C4, e D1C5, correspondem, tal como no caso dos mamíferos marinhos, aos critérios da Diretiva Habitats: “dimensão da população”, “área de distribuição” e “habitat de uma espécie”, respetivamente. No entanto, estas espécies não foram avaliadas no âmbito da Diretiva Habitats (2007-2012).

D.1.2.5.2 Dados e fontes de informação disponíveis

A informação disponível para avaliar o critério D1C1 provém de observações realizadas a bordo de embarcações comerciais, efetuadas entre 2012 e 2017, no âmbito do PNAB/DCF. Inclui-se também informação recolhida a partir dos animais arrojados mortos e analisados para determinação de causa de morte pela Rede de Arrojamentos de Animais Marinhos coordenada pelo ICNF e também os dados resultantes dos animais entregues por pescadores nos centros de reabilitação de fauna selvagem, depois de eventos de captura accidental. Nenhum dos projetos que decorreram foram dirigidos a este grupo faunístico e por isso não foi possível estimar valores de abundância populacional para as águas continentais portuguesas. Sobre a área de distribuição dos répteis marinhos, os resultados baseiam-se nos locais dos arrojamentos das tartarugas recolhidas pelas Rede de Arrojamentos de Animais Marinhos ou aos locais de capturas accidentais reportados pelos pescadores. No entanto, estes são insuficientes para avaliar o critério D1C4.

D.1.2.5.3 Resultados

Não foram registados quaisquer eventos de captura de tartarugas nas viagens amostradas no âmbito do PNAB/DCF (desde 2012) no continente, em que se utilizaram as artes de pesca redes de emalhar e de tresmalho, arrasto, cerco ou palangre de profundidade. Nos lances de pesca amostrados com palangre de superfície dirigidos sobretudo a espadarte foram registadas capturas acidentais em alguns dos lances efetuados na ZEE do continente (Tabela D-11). Importa, no entanto, referir que o desenho amostral poderá não ser o mais adequado para informar sobre capturas acidentais de répteis.

Tabela D-11. Informações sobre capturas acidentais de répteis por arte de pesca em lances efetuados na ZEE portuguesa, recolhidas no âmbito do PNAB/DCF entre 2012 e 2017. Sobrev., sobrevivência; + libertado vivo; - capturado morto.

Arte de pesca	Ano	Número de lances amostrados	Nº de capturas acidentais	Espécie	Sobrevivência
Arrasto (peixes e crustáceos)	2012	44	0		
	2013	33	0		
	2014	34	0		
	2015	39	0		
	2016	41	0		
	2017	42	0		
Cerco	2012	34	0		
	2013	27	0		
	2014	19	0		
	2015	39	0		
	2016	26	0		
	2017	26	0		
Redes de emalhar e de tresmalho (polivalente)	2012	15	0		
	2013	5	0		
	2014	12	0		
	2015	15	0		
	2016	13	0		
	2017	14	0		
Palangre de profundidade (polivalente)	2012	9	0		
	2013	2	0		
	2014	2	0		
	2015	6	0		
	2016	5	0		
	2017	13	0		
Palangre de superfície (polivalente)	2012	29	1	<i>D. coriacea</i>	+
	2013	7	0		
	2014	16	1	<i>C. caretta</i>	+
	2015	11	0		
	2016	18	0		
	2017	12	2	<i>C. caretta</i>	+ / +

Apesar da bibliografia existente indicar que as taxas de sobrevivência de indivíduos de *Caretta caretta* e *Dermochelys coriacea* capturados acidentalmente e devolvidos ao mar é elevada (Coelho *et al.*, 2015a e 2015b; dados de outra área, mas com

resultados para o mesmo aparelho de pesca e tipo de anzol), a mortalidade por captura acidental poderá ser expressiva, especialmente na costa sul no caso da tartaruga-comum (Nicolau *et al.*, 2016; Nicolau, 2017). De acordo com Nicolau *et al.* (2016), entre 1978 e 2013 foram registados 806 arrojamentos, a maioria de tartaruga-comum (n=460, 57.1%) e tartaruga-de-couro (n=337, 41.8%). Os arrojamentos de tartaruga-verde e tartaruga-de-Kemp foram raros (1% e 0.1%, respetivamente). Muitos dos animais arrojados, devido ao seu avançado estado de decomposição, não permitiram análise *post-mortem* completa. Assim, considerando as duas espécies mais frequentes, concluiu-se que 24.9% dos arrojamentos de tartaruga-comum (as restantes não puderam ser analisadas) resultaram de capturas acidentais por artes de pesca (por ordem de importância: redes de emalhar e tresmalho, redes multifilamento, palangre, pesca desportiva). De notar que em 62.7% dos arrojamentos não foi possível determinar a causa maioritariamente devido ao estado avançado de decomposição do animal. Relativamente às tartarugas-de-couro que permitiram análise *post-mortem*, verificou-se que 17.8% dos arrojamentos resultaram de capturas acidentais por artes de pesca (por ordem de importância: redes de multifilamento, redes de emalhar e tresmalho, armadilhas e palangre), sendo que para 79.6% dos arrojamentos de tartaruga-de-couro não foi possível atribuir uma causa, também maioritariamente devido ao estado avançado de decomposição do animal. As maiores densidades de arrojamento de tartaruga-comum foram registadas na área C, e em especial na primavera e no verão. No caso de tartaruga-de-couro, as maiores densidades foram registadas nas áreas A e B no outono e na área C no verão.

Particularmente para o período que decorreu entre 2012 e 2016, através do trabalho da rede de arrojamentos de animais marinhos, foi possível detetar percentagens importantes de captura acidental de tartaruga-comum e de tartaruga-de-couro (valores subestimados – ver Tabela D-12). Salienta-se ainda quatro arrojamentos de tartaruga-de-Kemp registados na costa oeste da Península Ibérica em 2014 (Covelo *et al.*, 2016).

Tabela D-12. Mortalidade mínima¹ entre 2012 e 2016 devido a captura acidental estimada para Portugal continental, baseada em indivíduos arrojados e avaliados pela rede de arrojamentos de animais marinhos.

Espécie	Nº ind. arrojados	Nº ind. com evidências de captura acidental ¹	% de captura acidental
<i>Caretta caretta</i>	129	48	37,2
<i>Dermochelys coriacea</i>	167	39	23,4

¹ não foi possível incluir os dados de cerca de 1/3 da costa portuguesa entre 2014 e 2016; no ano de 2016, não foi possível analisar em detalhe uma parte representativa dos animais arrojados na zona Sul do país, pelo que o valor de captura acidental estará subestimado.

Informação adicional

A costa continental portuguesa representa uma área de alimentação importante para a tartaruga-comum, devido à abundância de pilado (*Polybius henslowii* Leach, 1820) e

de caranguejos-eremitas (*Pagurus* spp.), as espécies mais comuns nas dietas dos exemplares analisados em Portugal Continental (Nicolau, 2017). A utilização do habitat varia com a fase do ciclo de vida, sendo as tartarugas-comuns de maiores dimensões capazes de selecionar um habitat mais ou menos nerítico conforme a disponibilidade de alimento (Nicolau, 2017).

A mediana do comprimento curvo da carapaça (CCC) dos indivíduos de tartaruga-comum que arrojaram indica que todos eram animais imaturos considerando o tamanho mínimo de fêmeas nidificantes reportado para os *stocks* do Atlântico Norte Ocidental (87.2 cm; TEWG, 2009).

Relativamente à tartaruga-de-couro, o estatuto de conservação da “Unidade de Gestão Regional” desta espécie é “pouco preocupante (LC)” (Wallace *et al.*, 2011), mas o estatuto de conservação global da espécie é “vulnerável (VU)” (IUCN, 2013). No período pós-nidificação muitas das fêmeas migram para as áreas mais produtivas do hemisfério Norte, sendo que no Atlântico Norte, foram identificadas várias zonas de alimentação, incluindo a costa da Península Ibérica (Eckert *et al.*, 2006; Houghton *et al.*, 2006; Fossette *et al.*, 2007; Doyle *et al.*, 2008). Em Portugal Continental foram registados indivíduos juvenis e adultos considerando o CCC de 145 cm (de acordo com Eckert, 2002) como o tamanho mínimo de fêmeas nidificantes para o Atlântico.

D.1.2.5.4 Avaliação dos critérios e BEA

A Tabela D-13 apresenta a avaliação dos critérios. Apesar de se desconhecer o tamanho das populações das duas espécies de tartarugas e os níveis de remoção derivados da pesca, considerou-se que a informação disponível pode ser usada para avaliar o critério D1C1, com base no Princípio da Precaução.

Tabela D-13. Resultados da avaliação dos critérios D1C1, D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5 para répteis, avaliação do estado da espécie (EE) e do BEA. Verde, em bom estado ou bom estado ambiental atingido; vermelho: em mau estado ou bom estado ambiental não atingido; cinzento: não avaliado.

Espécie	Critérios					BEA	
	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Elemento	Grupo
<i>Caretta caretta</i>	Não atingido						
<i>Dermodochelys coriacea</i>	Não atingido						

D.1.2.6 Peixes

D.1.2.6.1 Critérios para avaliação do BEA

De acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, a seleção de espécies deve basear-se em critérios científicos (importância ecológica) e, adicionalmente, em critérios de carácter prático. Seguindo a referida Decisão, os critérios científicos

utilizados para selecionar as espécies de peixes e cefalópodes a avaliar foram: i) serem representativas do grupo de espécies em que se inserem; ii) estarem expostas a pressões antropogénicas, em particular à pesca; iii) terem ocorrência elevada quer nos desembarques quer nas rejeições das diferentes frotas de pesca; ou iv) serem frequentes na zona de avaliação em extensão adequada. Teve-se, adicionalmente, em consideração a disponibilidade de informação, tendo-se selecionado espécies frequentemente capturadas nas campanhas de investigação do IPMA que decorrem no âmbito do PNAB/DCF, nomeadamente, nas campanhas de rastreio acústico (PELAGO), nas campanhas de crustáceos e nas campanhas demersais de outono (as quais se encontram descritas no Anexo D-II). Na Tabela D-14 apresenta-se a listagem das espécies selecionadas (seguindo um ou vários dos critérios de seleção), bem como os respetivos critérios analisados, por grupo de espécies.

Tabela D-14. Espécies de peixes selecionadas no segundo ciclo de aplicação das estratégias marinhas na subdivisão do Continente, por grupo de espécies, com indicação das áreas a que se refere a avaliação (salvo as exceções assinaladas, as áreas refletem a distribuição preferencial da espécie na costa continental portuguesa); x, caracterizado e avaliado; +, caracterizado e não avaliado; ---, não existe informação ou esta não é adequada para proceder à caracterização e/ou avaliação do critério.

Grupo	Nome comum	Nome científico	Área	Critérios					D3
				D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	
Costeiros	Peixe-pau-lira	<i>Callionymus lyra</i>	A,B,C	---	x	---	---	---	---
	Sargo-safia	<i>Diplodus vulgaris</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	Salmonete-legítimo	<i>Mullus surmuletus</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	Besugo	<i>Pagellus acarne</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	Bica	<i>Pagellus erythrinus</i>	B,C	---	x	+	---	---	---
	Garoupa-serrana	<i>Serranus hepatus</i>	B,C	---	x	+	---	---	---
	Choupa	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	B,C	---	x	+	---	---	---
Pelágicos plataforma continental	Boga	<i>Boops boops</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	Mini-saia	<i>Capros aper</i>	A,B,C	---	x	+	---	---	---
	Biqueirão	<i>Engraulis encrasicolus</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	Sardinha	<i>Sardina pilchardus</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	x
	Cavala	<i>Scomber colias</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+
Demersais da plataforma continental ¹	Argentina-branca	<i>Argentina sphyraena</i>	A,B	---	x	+	---	---	---
	Badejinho	<i>Gadiculus argenteus</i>	B,C ⁴	---	x	---	---	---	---
	Areiro-de-quatro-manchas	<i>Lepidorhombus boscii</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	x
	Ruivos	<i>Lepidotrigla</i> spp. ²	B,C	---	x	---	---	---	---
	Raia de S.Pedro	<i>Leucoraja naevus</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	Tamboril-preto	<i>Lophius budegassa</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	x
	Pescada	<i>Merluccius merluccius</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	x
	Azevia-raiada	<i>Microchirus variegatus</i>	A,B,C	---	x	+	---	---	---
	Verdinho	<i>Micromesistius poutassou</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	x
	Raia-lenga	<i>Raja clavata</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	Sarda	<i>Scomber scombrus</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	x
	Pata-roxa	<i>Scyllorhinus canicula</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	Carapau-negrão	<i>Trachurus picturatus</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	Carapau	<i>Trachurus trachurus</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	x
Peixe-galo	<i>Zeus faber</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+	
Profundidade	Quimera	<i>Chimaera monstrosa</i>	B,C ⁴	---	x	---	---	---	---
	Sapatos	<i>Deania</i> spp. ³	B,C ⁴	---	x	---	---	---	---
	Lixinha-da-fundura	<i>Etmopterus spinax</i>	B,C ⁴	---	x	---	---	---	---
	Leitão	<i>Galeus melastomus</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	Rato-comum	<i>Malacocephalus laevis</i>	B,C ⁴	---	x	---	---	---	---
	Lagartixa-áspera	<i>Nezumia sclerorhynchus</i>	B,C ⁴	---	x	---	---	---	---
	Abrótea-do-alto	<i>Phycis blennoides</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	+

¹ Inclui espécies semi-pelágicas.

² Inclui *Lepidotrigla dieuzeidei* e *Lepidotrigla cavillone* devido a problemas de identificação nos anos iniciais da série.

³ Maioritariamente *Deania profundorum*, mas pode incluir alguns indivíduos de *Deania calcea*.

⁴ A distribuição da espécie na costa continental portuguesa pode ser mais alargada; as áreas refletem apenas a disponibilidade de informação (campanha de crustáceos decorre apenas nas áreas B e C).

Critério D1C1

O critério D1C1 aplica-se às espécies consideradas em risco por captura acessória. A lista de espécies a avaliar deve ser definida através de cooperação regional ou sub-regional e com base no Quadro 1D da Decisão de Execução (UE) 2016/1251 da Comissão (que adota um programa plurianual da União para a recolha, gestão e utilização de dados nos setores da pesca e da aquicultura no período 2017-2019). Não havendo definição da lista de espécies a nível regional ou sub-regional, foi feita uma análise das espécies incluídas no Quadro acima referido, que define as espécies a monitorizar no âmbito de programas de proteção na União ou por força de obrigações internacionais. Estas espécies referem-se essencialmente a peixes de profundidade e cartilagíneos.

No caso dos *stocks* cuja avaliação de estado não é sujeita a modelos analíticos, como é o caso das espécies não-comerciais consideradas em risco por captura acessória, recorre-se a proxies de mortalidade por pesca (F), em particular taxas de exploração (*harvest rates*). As taxas de exploração correspondem ao rácio entre a biomassa das capturas comerciais e o índice de abundância (Piet *et al.*, 2010). Importa notar que os valores do rácio são sensíveis à forma de estimação das capturas ou dos índices de abundância (Probst e Oesterwind, 2014) pelo que a sua utilização deverá ter por base séries robustas, quer de capturas quer de biomassa ou abundância. Para as espécies não-comerciais identificadas existe, no entanto, pouca informação dependente da pesca. Estas espécies são, em geral, alvo de rejeição pelas frotas comerciais. Pelo exposto, e dadas as imprecisões das estimativas de captura, concluiu-se que nem os dados nem os métodos propostos permitem caracterizar e avaliar o critério com confiança. Acresce que não estão ainda definidos limiares para a classificação do BEA. Por estes motivos, o critério D1C1 não foi caracterizado.

Critério D1C2

A avaliação referente às espécies com interesse comercial, com totais admissíveis de capturas (TAC) e avaliação a nível do ICES, é feita no âmbito do Descritor 3, seguindo as metodologias propostas para o critério D3C2.

Para as espécies não-comerciais determinou-se um índice de biomassa (peso, em quilogramas por hora de arrasto) com base na informação recolhida nas campanhas de investigação do IPMA. Caracterizou-se, para cada espécie, a sua distribuição ao longo da costa e em profundidade. O índice de biomassa corresponde à média das capturas por unidade de esforço (CPUE) na campanha, na área de distribuição considerada para a espécie e no período 1981-2017 e 1997-2016, no caso de dados provenientes das campanhas demersais e de crustáceos, respetivamente. Importa referir que, no caso das espécies cuja avaliação se baseia nos dados recolhidos nas campanhas de crustáceos, a informação reportada refere-se apenas às áreas B e C, uma vez que a campanha decorre apenas nestas áreas. No entanto, todas as

espécies têm uma distribuição mais alargada, pelo que se espera que a informação apresentada e as respetivas avaliações reflitam a tendência das populações nas águas do Continente.

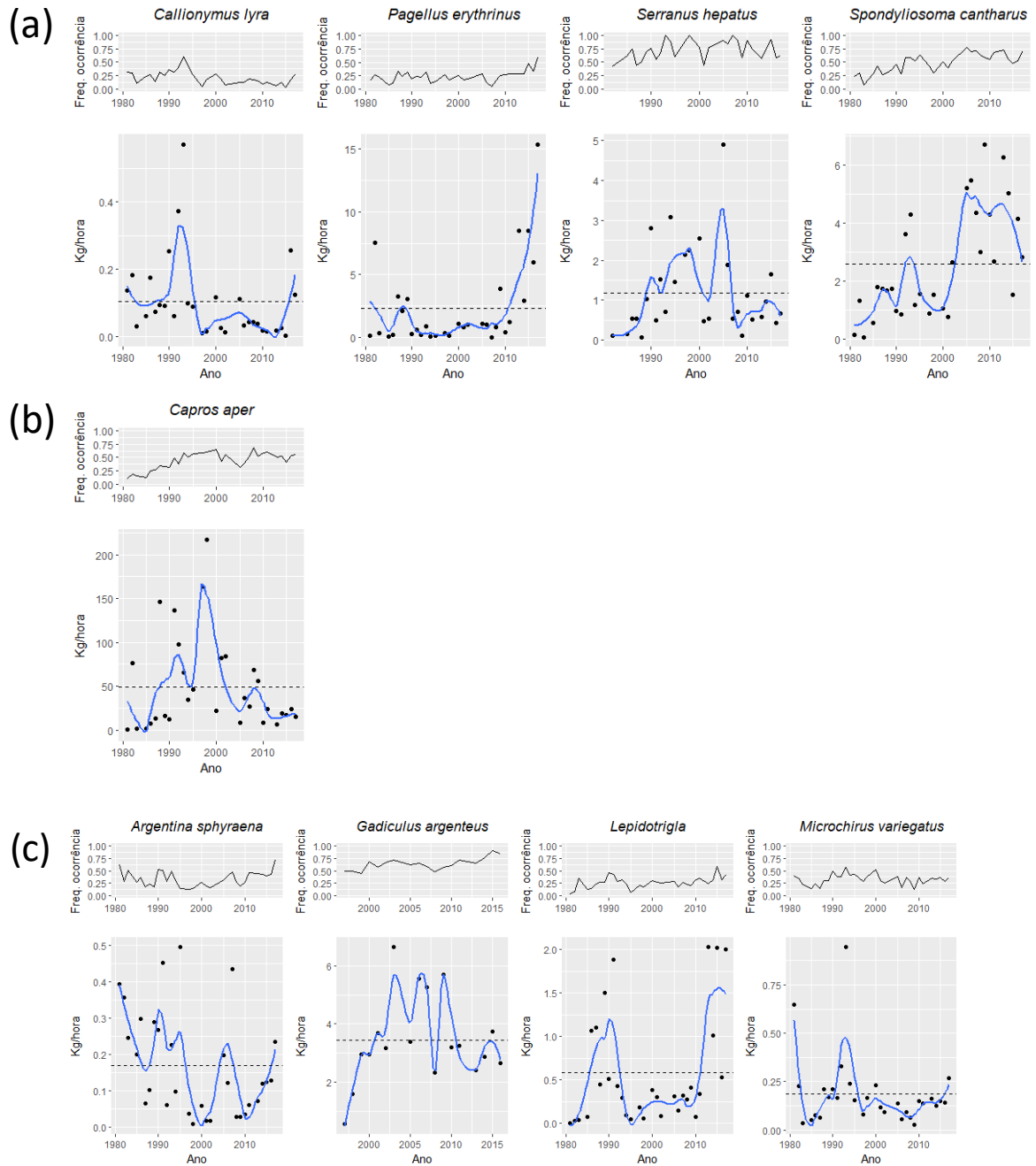
Critério D1C3

A avaliação referente às espécies com interesse comercial, para as quais este critério é primário, foi feita no âmbito do Descritor 3, seguindo as metodologias propostas para o critério D3C3.

Relativamente às restantes espécies, para as quais este critério é secundário, estimou-se o percentil 95 da distribuição por comprimento (L95) anual registada em campanhas de investigação do IPMA (ICES, 2017b). Para minimizar o efeito do recrutamento na determinação do L95, nas espécies para as quais existe informação sobre o comprimento de primeira maturação (L50), estimou-se o L95 excluindo as classes de comprimento inferiores a este comprimento. Este critério não foi avaliado, sendo apenas indicadas as tendências no período 2013-2017 e só para as espécies cuja distribuição de comprimentos indica a ocorrência das classes de comprimentos esperadas para a população. Não contribuirá para a determinação do BEA, devido à necessidade de se proceder a mais estudos que verifiquem a adequabilidade do método para responder ao critério, e que permitam definir pontos de referência e os respetivos limiares de avaliação (ICES, 2017b). No entanto, poderá suportar a avaliação do critério D1C2, quando esta requer julgamento pericial.

D.1.2.6.2 Resultados

A Figura D-7 e a Figura D-8 apresentam os resultados obtidos para os critérios D1C2 e D1C3. A análise detalhada das informações constantes das figuras é apresentada por grupo.



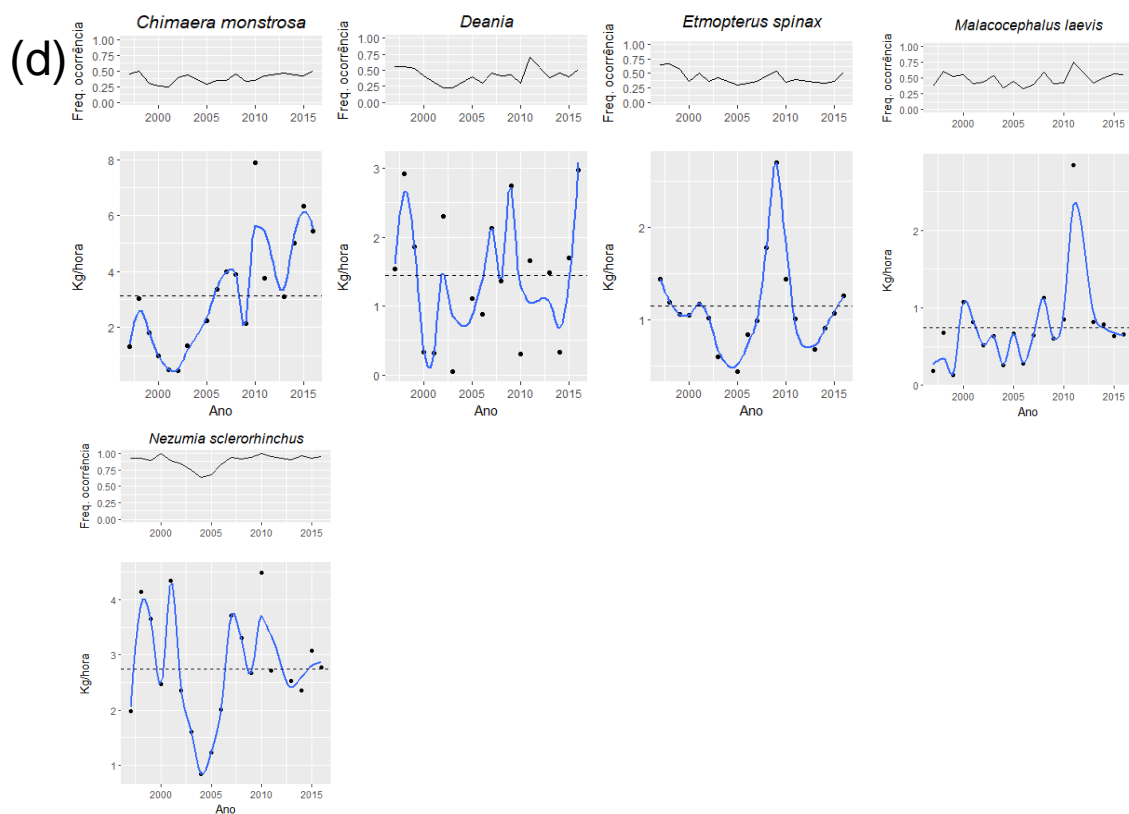


Figura D-7. Frequência de ocorrência (painel superior) e índices de biomassa (painel inferior) estimados com base nas campanhas do IPMA para espécies dos grupos de: a) peixes costeiros, b) peixes pelágicos da plataforma continental; c) peixes demersais da plataforma continental; d) peixes de profundidade. Linha a tracejado-média histórica; linha azul –suavizador linear “loess” com parâmetro de suavização de 0.3.

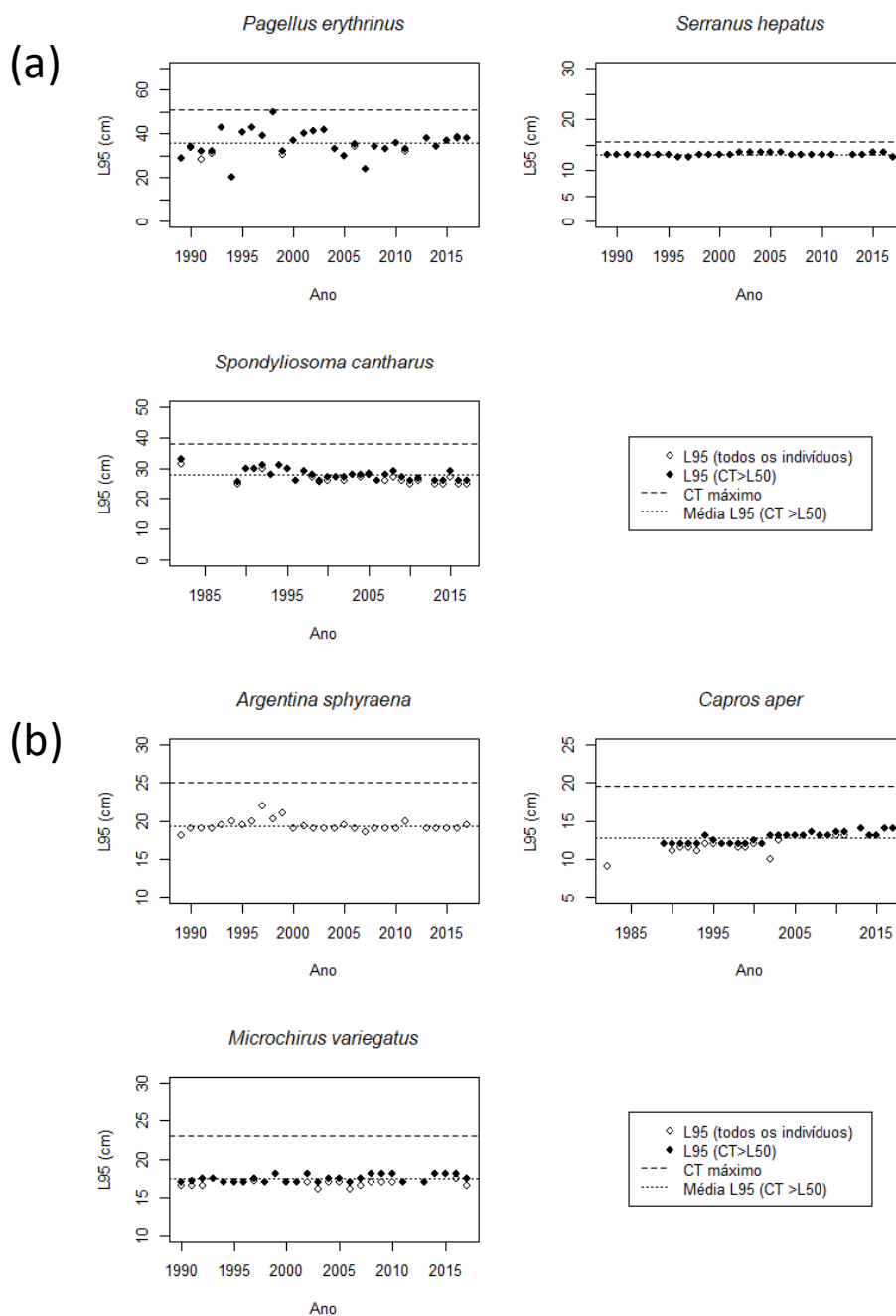


Figura D-8. Percentil 95 da distribuição anual de comprimento (L_{95} , em cm) registada em campanhas de investigação para espécies dos grupos de: a) peixes costeiros, b) peixes pelágicos (*Capros aper*) e demersais (restantes espécies) da plataforma continental.

▪ Peixes costeiros

Bica *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758)

Foi determinada a biomassa média anual (kg.h-1) para águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António), para profundidades situadas entre os 20 e os 140 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). A biomassa apresenta uma tendência crescente desde 1998,

acentuando-se nos últimos anos e em particular desde 2013 (Figura D-7a). O máximo histórico foi atingido em 2017.

Para a determinação do índice L95 considerou-se o comprimento de primeira maturação das fêmeas $L_{50} = 17.29$ cm (Coelho *et al.*, 2010). Os valores são variáveis no início da série, mas encontram-se estáveis no período de 2013 a 2015, que coincide com o aumento significativo da biomassa nas campanhas demersais (Figura D-8a).

Choupa *Spondyllosoma cantharus* (Linnaeus, 1758)

Foi determinada a biomassa média anual ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) para águas marinhas localizadas a sul de Peniche (até Vila Real de Santo António), para profundidades situadas entre os 20 e os 140 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). A biomassa apresentou uma tendência crescente desde o início da série, acentuando-se desde 2002 e atingindo valores máximos entre 2005 e 2013 (Figura D-7a). Desde então a série tem apresentado uma tendência decrescente, mas os valores 2014-2017 situam-se acima da média histórica e dos valores observados no início da série.

Para a determinação do índice L_{95} considerou-se o comprimento de primeira maturação das fêmeas $L_{50} = 19.98$ cm (Gonçalves e Erzini, 2000). Os valores são variáveis ao longo da série, mas apresentam uma tendência decrescente (Figura D-8a).

Garoupa-serrana *Serranus hepatus* (Linnaeus, 1758)

Foi determinada a biomassa média anual ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) para águas marinhas localizadas entre Sagres e Vila Real de Santo António, para profundidades situadas entre os 20 e os 160 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). A biomassa aumenta (com oscilações) desde 1981 até 2005, onde se regista o máximo histórico (Figura D-7a). Entre 2013 e 2017 os valores médios anuais de biomassa apresentaram uma tendência crescente embora estejam próximos dos valores mínimos observados no início da série.

Para a determinação do índice L95 considerou-se o comprimento de primeira maturação $L_{50} = 7.76$ cm (Soykan *et al.*, 2013). Embora este valor não tenha sido estimado com base em indivíduos capturados na costa continental portuguesa, foi utilizado como proxy na tentativa de minimizar o efeito do recrutamento anual. Os valores observados são semelhantes ao longo da série, não apresentando qualquer tendência (Figura D-8a).

Peixe-pau-lira *Callionymus lyra* Linnaeus, 1758

Foi determinada a biomassa média anual ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) para toda a costa, para profundidades situadas entre os 20 e os 175 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). Os máximos históricos foram

registados no período compreendido entre 1989 e 1993, após o qual se observa um decréscimo acentuado (Figura D-7a). A série manteve-se estável perto de valores mínimos entre 2013 e 2015 mas registou um aumento acentuado em 2016 e 2017, com valores acima da média histórica.

- **Peixes pelágicos da plataforma continental**

Mini-saia *Capros aper* (Linnaeus, 1758)

Foi determinada a biomassa média anual (kg.h-1) para toda a costa, para profundidades situadas entre 50 e 400 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). Os valores de abundância variam ao longo dos anos, apresentando valores máximos entre 1987 e 2002 (Figura D-7b). Desde então os valores de biomassa diminuíram, situando-se, entre 2013 e 2017, ligeiramente acima dos valores observados no início da série.

Para a determinação do índice L95 considerou-se o comprimento de primeira maturação L50 = 9.7 cm (Hüssy *et al.*, 2012). Os valores observados apresentaram uma tendência crescente. No período 2013 a 2016, os valores observados situaram-se acima da média da série e atingiram níveis máximos (Figura D-8b).

- **Peixes demersais da plataforma continental**

Argentina *Argentina sphyraena* Linnaeus, 1758

Foi determinada a biomassa média anual (kg.h-1) para a costa ocidental (de Caminha a Sagres), para profundidades situadas entre 50 e 250 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). Desde 2010, ano em que os valores se encontravam próximos de mínimos históricos, e incluindo o período 2013-2017, a série apresenta uma tendência crescente (Figura D-7c).

Para a determinação do índice L95, por falta de informação sobre o L50, consideraram-se todos os indivíduos amostrados. Os valores observados apresentam valores crescentes até 1997, seguindo-se um período de diminuição do L95. Desde 2000 que este índice se encontra estável (Figura D-8b).

Azevia-raiada *Microchirus variegatus* (Donovan, 1808)

Foi determinada a biomassa média anual (kg.h-1) para toda a costa, para profundidades situadas entre 50 e 400 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). Observou-se um decréscimo acentuado na biomassa no início da série, seguindo-se um período de aumento gradual até 1993 (Figura D-7c). Entre 1993 e 2009 a biomassa voltou a decrescer, registando-se novamente um período de aumento em 2010. Entre 2013 e 2016 a biomassa manteve-se estável, subindo em 2017.

Para a determinação do índice L95 considerou-se o comprimento de primeira maturação das fêmeas $L50 = 13.8$ cm (Déniel, 1981, 1990). Os valores observados não apresentaram qualquer tendência, variando em torno da média da série, situando-se de 2013 a 2017, acima da média (Figura D-8c).

Badejinho *Gadiculus argenteus* (Guichenot, 1850)

Foi determinada a biomassa média anual ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel e profundidades entre 200 e 600 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série de biomassa apresenta um aumento no início, seguindo-se um período em que os valores variam em torno da média histórica (Figura D-7c). No período 2013 a 2017, os valores observados oscilaram ligeiramente abaixo da média, mas foram superiores aos do início da série.

Ruivos *Lepidotrigla* spp.

São consideradas as espécies *Lepidotrigla dieuzeidei* Blanc & Hureau, 1973 e *Lepidotrigla cavillone* (Lacepède, 1801). Foi determinada a biomassa média anual ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) para águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António) e profundidades entre 25 e 260 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). A série apresenta dois períodos com valores elevados de biomassa, nomeadamente entre 1987 e 1991 e entre 2013 e 2017 (Figura D-7c).

- **Peixes de profundidade**

Lagartixa-áspera *Nezumia sclerorhynchus* (Valenciennes, 1838)

Foi determinada a biomassa média anual ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António) e profundidades situadas entre 400 e 750 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). Os mínimos históricos desta série foram registados entre 2003 e 2006, mas logo em 2007 o valor situou-se acima da média histórica (Figura D-7d). Entre 2013 e 2016 os valores da biomassa anual observados não apresentaram qualquer tendência, mantendo-se próximos da média da série.

Lixinha-da-fundura *Etmopterus spinax* (Linnaeus, 1758)

Foi determinada a biomassa média anual ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António) e profundidades situadas entre 300 e 750 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série registou uma diminuição entre 1997 e 2004 seguida de um aumento até 2009. Um novo período de diminuição da biomassa foi registado até 2013 (Figura D-7d). Entre 2014 e 2016 a tendência foi crescente, tendo o último ano valores acima da média histórica.

Quimera *Chimaera monstrosa* Linnaeus, 1758

Foi determinada a biomassa média anual (kg.h⁻¹) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António) e profundidades situadas entre 300 e 750 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série apresenta uma tendência crescente, situando-se acima da média desde 2006 (com exceção do ano de 2009) (Figura D-7d).

Rato-comum *Malacocephalus laevis* (Lowe, 1843)

Foi determinada a biomassa média anual (kg.h⁻¹) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António) e profundidades situadas entre 200 e 700 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série não apresenta tendências muito evidentes, apenas um ligeiro aumento entre 2007 e 2011 (Figura D-7d). Entre 2013 e 2016 os valores de biomassa estão próximos da média da série.

Sapatas *Deania* spp.

Sob esta designação inclui-se maioritariamente *Deania profundorum* (Smith & Radcliffe, 1912), mas pode incluir também alguns indivíduos de *Deania calcea* (Lowe, 1839). Foi determinada a biomassa média anual (kg.h⁻¹) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António) e profundidades situadas entre 450 e 750 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série não apresenta qualquer tendência, variando em torno da média histórica. O máximo histórico foi registado em 2016 (Figura D-7c).

D.1.2.6.3 Determinação e Avaliação do BEA

Foi avaliado apenas o critério D1C2. No caso das espécies em que as características biológicas e de abundância não estão muito dependentes dos fatores naturais, a avaliação do BEA para este critério e para cada espécie, baseou-se no método proposto por Probst e Stelzenmuller (2015) “*time-series assessment and benchmarking of ecological indicators*”. Este método, composto por duas fases, combina uma avaliação a longo-prazo com uma avaliação a curto-prazo da série de biomassa, e requer a definição de um objetivo de gestão, a ser considerado na avaliação BEA: no caso da presente avaliação considerou-se que os níveis atuais de biomassa não poderiam estar abaixo dos observados no início da série, para cada espécie. Para reduzir o efeito da variabilidade inter-anual associada à amostragem, a série do índice foi suavizada através de um ajuste de um suavizador linear “loess” (“*locally weighted running-line*”), com parâmetro de suavização de 0.3. A análise a longo-prazo baseia-se numa análise de pontos de viragem (“*breakpoints*”), a qual visa encontrar períodos em que a série é mais estável (minimizando a soma dos quadrados dos desvios). O método considera que o período de avaliação corresponde à média estável mais recente o qual é comparado (por teste de médias) com o objetivo de

gestão definido, ou seja, a média no início da série. A análise a curto-prazo corresponde a uma análise de tendências em que é ajustado um modelo linear aos dados referentes a 2013-2017. No caso em que as duas análises tenham resultados positivos, i.e., em que a média mais recente é significativamente mais elevada que a inicial e a tendência 2013-2017 é positiva, considerou-se que a espécie atingiu o BEA. Pelo contrário, caso as duas análises sejam negativas, a espécie não atingiu o BEA. Nos casos em que a análise a longo e curto prazo são discordantes, a avaliação do BEA foi efetuada com base na análise da trajetória do índice e no conhecimento do recurso (julgamento pericial). Nestes casos recorreu-se também à análise dos resultados do critério D1C3, se disponíveis para a espécie. Finalmente, para as espécies cujas séries são muito variáveis em torno da média histórica, não sendo possível aplicar este método, admitiu-se que a espécie está em BEA, estando a variabilidade observada associada ao método de amostragem. Importa ainda referir que foi adotada uma metodologia alternativa à proposta no D3, uma vez que se tratam de espécies que não são avaliadas, têm um valor comercial relativamente baixo ou são mesmo rejeitadas, e para as quais a informação biológica é escassa, sendo importante monitorizar, mas não essencial a definição de pontos de referência biológica.

Atribuiu-se um grau de confiança à avaliação, adaptando a metodologia proposta por Breeze (2004) O sistema de classificação é semi-quantitativo e a escala varia entre 1 (nível mínimo de credibilidade) a 3 (nível máximo de credibilidade). Deste modo e de acordo com esta metodologia foi atribuído o valor:

- **(1) Baixo** – quando a informação disponível foi considerada deficiente e/ou existiu grande incerteza sobre as estimativas da variável em análise;
- **(2) Médio** – quando a informação disponível permitiu fazer a avaliação, mas subsistiu alguma incerteza nas estimativas da variável em análise;
- **(3) Elevado** – quando a informação disponível foi considerada adequada.

A Tabela D-15 apresenta os resultados da avaliação do critério D1C2 e D1C3.

Tabela D-15. Resultados obtidos na avaliação dos critérios D1C2 e D1C3 para peixes. P. Pel., Peixes pelágicos da plataforma continental; ↗ crescente; ↘ decrescente; → estável. A profundidade máxima pode estar truncada pelo limite de atuação do tipo de campanha (crustáceos: 750 m; demersal: 500 m). Células não preenchidas indicam que a análise de pontos de viragem (“breakpoints”), não identificou períodos estáveis. Nestes casos, assume-se que as variações observadas estão relacionadas com a variabilidade natural da espécie ou com o método de amostragem, e que, portanto, o BEA foi atingido.

Grupo	Espécie	Áreas	Prof. (m)	Período	Período referência	Período avaliação	D1C2				D1C3	
							Média referência	Média avaliação	Tendência	BEA	Grau de confiança	Tendência
Peixes costeiros	<i>Callionymus lyra</i>	A,B,C	20-175	1981-2017	1981-1990	1996-2017	0.11	0.05*	↗	Atingido	Elevado	---
	<i>Pagellus erythrinus</i>	B,C	20-140	1981-2017	1981-2012	2013-2017	1.19	8.21*	↗	Atingido	Médio	→
	<i>Serranus hepatus</i>	B,C	20-160	1981-2017	1981-1986	2005-2017	0.28	0.63*	↘	Atingido	Elevado	→
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	B,C	20-140	1981-2017	1981-1985	2003-2017	0.67	4.24*	↘	Atingido	Elevado	↘
P. Pel.	<i>Capros aper</i>	A,B,C	50-400	1981-2017	1981-1986	2011-2017	14.27	15.90	↗	Atingido	Elevado	↗
Peixes Demersais	<i>Argentina sphyraena</i>	A,B	50-250	1981-2017	1981-1996	1997-2017	0.25	0.10*	↗	Atingido	Elevado	→
	<i>Gadiculus argenteus</i>	B,C	200-60	1997-2016						Atingido	Médio	---
	<i>Lepidotrigla</i> spp.	B,C	25-260	1981-2017	1981-1985	2011-2017	0.17	1.30*	↗	Atingido	Elevado	---
	<i>Microchirus variegatus</i>	A,B,C	50-400	1981-2017	1981-1990	1996-2017	0.17	0.13	↗	Atingido	Médio	→
Peixes de profundidade	<i>Chimaera monstrosa</i>	B,C	300-750	1997-2016	1997-2005	2009-2016	1.37	4.69*	↗	Atingido	Médio	---
	<i>Deania</i> spp.	B,C	450-750	1997-2016						Atingido	Médio	---
	<i>Etmopterus spinax</i>	B,C	300-750	1997-2016	1997-2002	2011-2016	1.16	0.94	↗	Atingido	Médio	---
	<i>Malacocephalus laevis</i>	B,C	200-700	1997-2016	1997-2009	2013-2016	0.57	0.75	↘	Atingido	Médio	---
	<i>Nezumia sclerorinchus</i>	B,C	400-750	1997-2016	1997-2001	2006-2016	3.28	2.93	↗	Atingido	Médio	---

* p -value < 0.05

Dado que apenas o critério D1C2 foi avaliado, o resultado obtido para o critério corresponde à avaliação do estado da espécie. A integração dos resultados ao nível do grupo de espécies foi feita com base num método de proporções, seguindo as recomendações do ICES para o D1 e D3 (ICES, 2016a, b). Não havendo acordo a nível regional ou sub-regional, determinou-se o BEA do grupo como atingido caso 75% das espécies estejam em bom estado. A agregação foi efetuada apenas nos casos em que o número de espécies com avaliação foi igual ou superior a três. A Tabela D-16 apresenta a avaliação do estado de cada espécie e do BEA (no caso das espécies para as quais a informação disponível permitiu que se fizesse essa avaliação).

Tabela D-16. Avaliação do estado da espécie e do BEA de cada grupo de peixes. No caso de espécies que foram caracterizadas, mas não foram avaliadas no D3 apresentam-se as suas tendências: ↗ crescente; ↘ decrescente; → estável.

Grupo	Espécie	Áreas	BEA	
			Espécie	GRUPO
Peixes costeiros	<i>Callionymus lyra</i>	A,B,C	Atingido	Atingido
	<i>Diplodus vulgaris</i>	A,B,C	↗ (Não avaliado)	
	<i>Mullus surmuletus</i>	A,B,C	→ (Não avaliado)	
	<i>Pagellus acarne</i>	A,B,C	↗ (Não avaliado)	
	<i>Pagellus erythrinus</i>	B,C	Atingido	
	<i>Serranus hepatus</i>	B,C	Atingido	
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	B,C	Atingido	
Peixes pelágicos	<i>Boops boops</i> *	A,B,C	↗ (Não avaliado)	Não avaliado
	<i>Capros aper</i>	A,B,C	Atingido	
	<i>Engraulis encrasicolus</i> *	A,B,C	↗ (Não avaliado)	
	<i>Sardina pilchardus</i> *	A,B,C	Não atingido	
	<i>Scomber colias</i> *	A,B,C	↗ (Não avaliado)	
Peixes demersais	<i>Argentina sphyraena</i>	A,B	Atingido	Atingido
	<i>Gadiculus argenteus</i>	B,C	Atingido	
	<i>Lepidorhombus boscii</i> *	A,B,C	Atingido	
	<i>Lepidotrigla</i> spp.	B,C	Atingido	
	<i>Leucoraja naevus</i> *	A,B,C	↗ (Não avaliado)	
	<i>Lophius budegassa</i> *	A,B,C	Atingido	
	<i>Merluccius merluccius</i> *	A,B,C	Atingido	
	<i>Microchirus variegatus</i>	A,B,C	Atingido	
	<i>Micromesistius poutassou</i> *	A,B,C	Atingido	
	<i>Raja clavata</i> *	A,B,C	↗ (Não avaliado)	
	<i>Scomber scombrus</i> *	A,B,C	Atingido	
	<i>Scylliorhinus canicula</i> *	A,B,C	↗ (Não avaliado)	
	<i>Trachurus picturatus</i> *	A,B,C	↘ (Não avaliado)	
	<i>Trachurus trachurus</i> *	A,B,C	Atingido	
<i>Zeus faber</i> *	A,B,C	↗ (Não avaliado)		

Grupo	Espécie	Áreas	BEA	
			Espécie	GRUPO
Peixes de profundidade	<i>Chimaera monstrosa</i>	B,C	Atingido	Atingido
	<i>Deania spp.</i>	B,C	Atingido	
	<i>Etmopterus spinax</i>	B,C	Atingido	
	<i>Galeus melastomus</i>	A,B,C	↗ (Não avaliado)	
	<i>Malacocephalus laevis</i>	B,C	Atingido	
	<i>Nezumia sclerorhynchus</i>	B,C	Atingido	
	<i>Phycis blennoides*</i>	A,B,C	→ (Não avaliado)	

* Espécies avaliadas no D3

D.1.2.7 Peixes abrangidos pela Diretiva Habitats

D.1.2.7.1 Critérios para avaliação do BEA

Incluem-se neste item as espécies de peixes consideradas para avaliação do BEA dos peixes costeiros, abrangidas pelos Anexos II, IV ou V da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats) (Tabela D-17). Apesar de se tratarem de espécies anádromas sujeitas a pressões antropogénicas em meios de águas doce e salobra, estão também sujeitas a alguma pressão no meio marinho, o que motivou a sua inclusão no presente relatório. Por exemplo, no caso de *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), uma das medidas de conservação identificada está relacionada com a redução da mortalidade por pesca no mar, onde a espécie é acessória de algumas pescarias costeiras (Stratoudakis *et al.*, 2016). No entanto, uma vez que não existem dados que permitam caracterizar e avaliar a componente costeira destas espécies, optou-se por não integrar esta informação no grupo de peixes costeiros. A sua apresentação neste relatório tem como objetivo apenas a caracterização das populações e reforçar a necessidade de recolha de informação, para futura inclusão nesse grupo de espécies.

Tabela D-17. Espécies de peixes abrangidas pelos anexos II, IV ou V da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats) selecionadas no segundo ciclo de aplicação das estratégias marinhas na subdivisão do Continente. x, caracterizado e avaliado; *, caracterizado e não avaliado NA, não existe informação ou esta não é adequada para proceder à caracterização e/ou avaliação do critério.

Nome comum	Nome científico	Área	Critérios				
			D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5
Sável	<i>Alosa alosa</i>	A,B,C	---	---	---	x	x
Savelha	<i>Alosa fallax</i>	A,B,C	---	---	---	x	x
Lampreia	<i>Petromyzon marinus</i>	A,B,C	---	---	---	x	x

D.1.2.7.2 Dados e fontes de informação disponíveis

De acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão os critérios D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5, são, à semelhança dos mamíferos e répteis marinhos, correspondentes

aos critérios da Diretiva Habitats “população”, “área de distribuição” e “habitat de uma espécie”, respetivamente. Assim, apresentam-se os resultados publicados no âmbito da Diretiva Habitats (2007-2012), cujos formulários, por espécie, e respetiva documentação, se encontram disponíveis na página do ICNF. A informação disponível refere-se a duas regiões biogeográficas dessa Diretiva, Atlântica (estuário do Douro e zona oeste do Minho) e Mediterrânica (restante território continental). Não existe informação disponível para caracterizar o critério D1C1.

D.1.2.7.3 Resultados e avaliação do BEA

Estabeleceu-se a correspondência, entre a classificação no âmbito da DQEM e a classificação atribuída na avaliação do estado de conservação das espécies ao abrigo da Diretiva Habitats. No entanto, conforme referido anteriormente, não foi utilizada para efeitos de avaliação do BEA dos peixes costeiros.

Na Tabela D-18 apresentam-se os resultados obtidos para os critérios D1C2-D1C3, D1C4 e D1C5 para cada espécie selecionada e área biogeográfica, ao abrigo da Diretiva Habitats (2007-2012) (ICNF, 2014c, 2014d e 2014e), e avaliação do BEA de cada elemento.

Tabela D-18. Resultados da avaliação dos critérios D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5 e avaliação do estado ao nível da espécie dos peixes abrangidos pela Diretiva Habitats por critério, com base na avaliação efetuada ao abrigo da Diretiva Habitats (2007-2012). Verde, em bom estado; vermelho: em mau estado; cinzento: não avaliado.

Região biogeográfica	Nome científico	Área	Critérios			BEA	
			D1C2	D1C3	D1C4		D1C5
Mediterrânica	<i>Alosa alosa</i>	A,B,C			Atingido	Não atingido	Não atingido
	<i>Alosa fallax</i>	A,B,C			Atingido	Não atingido	Não atingido
	<i>Petromyzon marinus</i>	A,B,C			Atingido	Não atingido	Não atingido
Atlântica	<i>Alosa alosa</i>	A			Não atingido	Não atingido	Não atingido
	<i>Alosa fallax</i>	A			Não atingido	Não atingido	Não atingido
	<i>Petromyzon marinus</i>	A			Atingido	Atingido	Atingido

D.1.2.8 Cefalópodes

D.1.2.8.1 Critérios para avaliação do BEA

Na Tabela D-19 apresenta-se a listagem das espécies selecionadas (seguindo um ou vários dos critérios de seleção de espécies acima descritos), bem como os respetivos critérios analisados, por grupo de espécies.

As fontes de informação bem como as metodologias aplicadas a cada critério e avaliação do BEA são equivalentes às adotadas para os grupos de peixes. Acresce apenas que, dado que as populações destas espécies sofrem variações inter-anuais consideráveis na abundância devido a flutuações climáticas, a avaliação do critério foi

complementada por um julgamento pericial. Salienta-se ainda que as séries são relativamente curtas para aferir se as variações observadas põem em causa o BEA.

Tabela D-19. Espécies de cefalópodes selecionadas no segundo ciclo de aplicação das estratégias marinhas na subdivisão do Continente, por grupo de espécies, com indicação das áreas a que se refere a avaliação (salvo as exceções assinaladas, as áreas refletem a distribuição preferencial da espécie na costa continental portuguesa). x, caracterizado e avaliado; +, caracterizado e não avaliado; ---, indica que não existe informação ou esta não é adequada para proceder à caracterização e/ou avaliação do critério.

Grupo	Nome comum	Nome científico	Áreas	Critérios					D3
				D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	
Costeiros/ plataforma continental	Lula-bicuda	<i>Alloteuthis</i> spp. ¹	A,B,C	---	X	+	---	---	---
	Lula-vulgar	<i>Loligo vulgaris</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	X
	Polvo-vulgar	<i>Octopus vulgaris</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	X
	Choco-vulgar	<i>Sepia officinalis</i>	A,B,C	---	---	---	---	---	X
Profundidade	Polvo-do-alto	<i>Eledone cirrhosa</i>	B,C ²	---	X	+	---	---	---
	Pota-voadora	<i>Illex coindetii</i>	B,C ²	---	X	+	---	---	---
	Pota-costeira	<i>Todaropsis eblanae</i>	B,C ²	---	X	+	---	---	---

¹ Inclui *Alloteuthis subulata* e *Alloteuthis media* devido a problemas de identificação.

² A distribuição da espécie na costa continental portuguesa pode ser mais alargada; as áreas refletem apenas a disponibilidade de informação (campanha de crustáceos decorre apenas nas áreas B e C).

D.1.2.8.2 Resultados

As Figura D-9 e Figura D-10 apresentam os resultados obtidos para os critérios D1C2 e D1C3. Análise detalhada das informações constantes das figuras é apresentada para cada espécie.

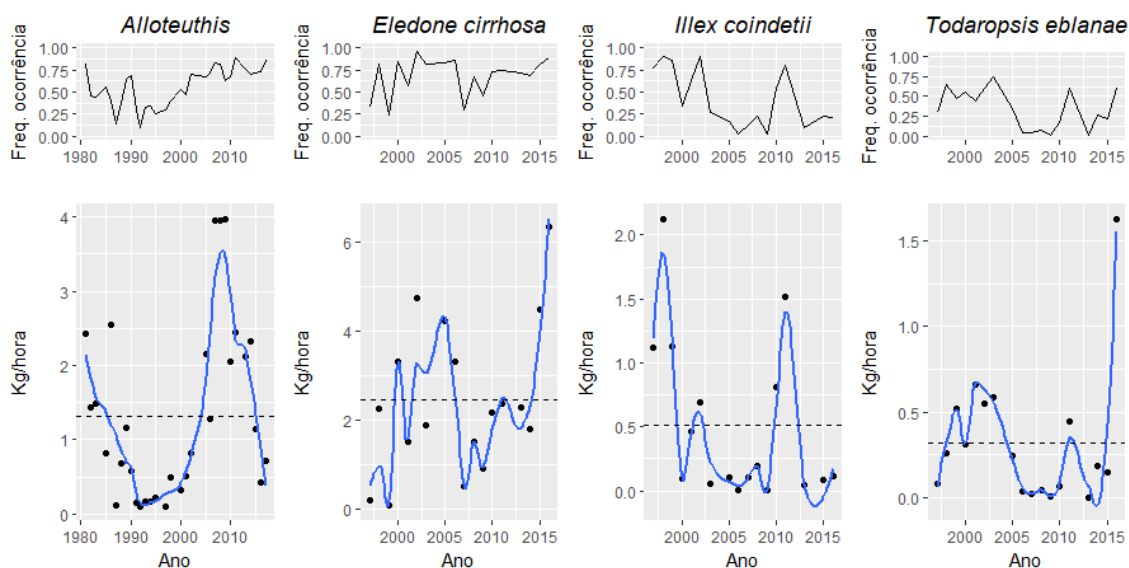


Figura D-9. Frequência de ocorrência (painel superior) e índices de biomassa (painel inferior) estimados com base nas campanhas do IPMA para os grupos de cefalópodes costeiros/ da plataforma continental (*Alloteuthis* spp.) e cefalópodes de profundidade (restantes espécies). Linha a tracejado-média histórica; linha azul –suavizador linear “loess” com parâmetro de suavização de 0.3.

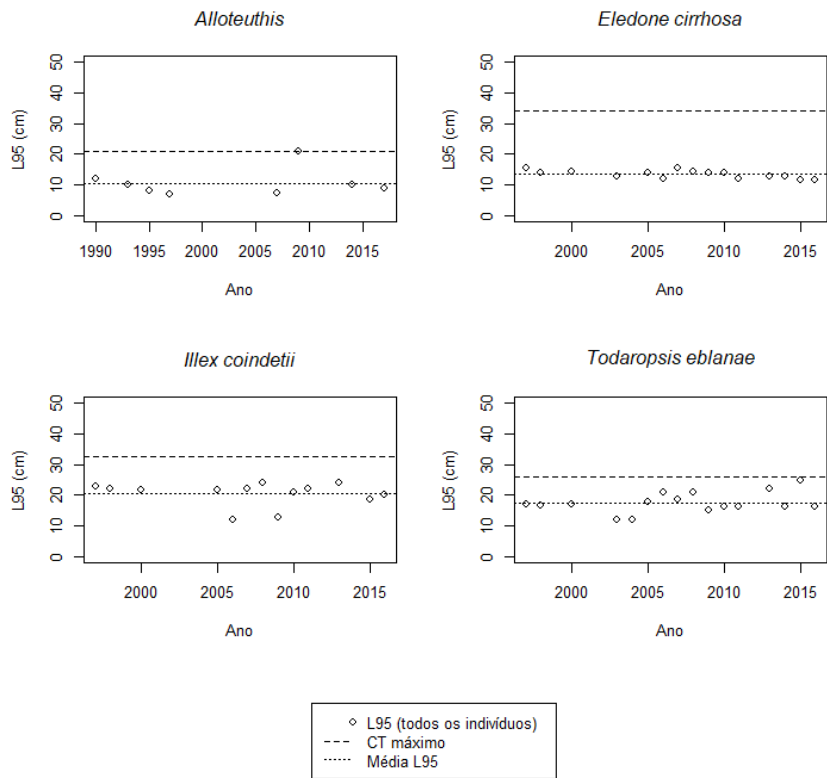


Figura D-10. Percentil 95 da distribuição anual de comprimento (L_{95} , em cm) registada em campanhas de investigação para espécies de cefalópodes.

- **Cefalópodes costeiros/da plataforma continental**

Lula-bicuda *Alloteuthis* spp.

Inclui as espécies *Alloteuthis subulata* (Lamarck, 1798) e *Alloteuthis media* (Linnaeus, 1758). Foi determinada a biomassa média anual ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) para toda a costa, para profundidades inferiores a 200 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). Há uma clara tendência decrescente desde o início da série até 1992, seguindo-se um período de recuperação até 2009, em que foi observado o máximo histórico (Figura D-9). O período 2013 a 2017 corresponde a um período de diminuição gradual da biomassa. Apesar desta diminuição, o valor estimado para o ano 2017 está acima dos valores mínimos da série.

Dado o ciclo de vida da espécie, em que os indivíduos morrem após a reprodução, determinou-se o índice L_{95} entrando em linha de conta com todos os indivíduos amostrados. A série evidencia algumas lacunas, mas os valores observados não apresentam qualquer tendência (Figura D-10).

- **Cefalópodes de profundidade**

Polvo-do-alto *Eledone cirrhosa* (Lamarck, 1798)

Foi determinada a biomassa média anual ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel e profundidades situadas entre 100 e 700 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série apresenta uma elevada variabilidade no início e até 2004, decrescendo significativamente até 2007 (Figura D-9). No período 2013 a 2016 observou-se um aumento significativo da biomassa, atingindo o seu máximo no último ano da série.

Dado o ciclo de vida da espécie, em que os indivíduos morrem após a reprodução, determinou-se o índice L_{95} considerando-se todos os indivíduos amostrados. Os valores observados apresentam uma tendência ligeiramente decrescente (Figura D-10).

Pota-voadora *Illex coindetii* (Vérany, 1839)

Foi determinada a biomassa média anual ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel e profundidades situadas entre 50 e 400 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série manteve-se estável exceto nos períodos 1997-1999, 2001-2002 e 2010-2011, em que se verificaram aumentos na biomassa (Figura D-9). Entre 2013 e 2016 a série mantém-se estável.

Dado o ciclo de vida da espécie, em que os indivíduos morrem após a reprodução, determinou-se o índice L_{95} considerando-se todos os indivíduos amostrados. Os

valores observados não apresentam qualquer tendência. No período 2013 a 2016, os valores observados variam em torno da média (Figura D-10).

Pota-costeira *Todaropsis eblanae* (Ball, 1841)

Foi determinada a biomassa média anual ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel e profundidades situadas entre 100 e 750 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série de biomassa referente à zona a sul de Peniche registou um aumento de 1997 a 2003, seguido de um período de decréscimo até 2010, mantendo-se maioritariamente abaixo da média histórica até 2015 (Figura D-9). O máximo histórico observa-se em 2016.

Dado o ciclo de vida da espécie, em que os indivíduos morrem após a reprodução, determinou-se o índice L_{95} considerando-se todos os indivíduos amostrados. Os valores observados variaram em torno da média. No entanto, no período 2013 a 2016, observaram-se máximos em 2013 e 2015 (Figura D-10).

D.1.2.8.3 Determinação e Avaliação do BEA

As Tabelas D-20 e D-21 apresentam a avaliação dos critérios D1C2 e D1C3 e a avaliação do estado de cada elemento e do BEA do grupo de espécies (no caso das espécies para as quais a informação disponível permitiu que se fizesse essa avaliação).

Tabela D-20. Resultados obtidos na avaliação dos critérios D1C2 e D1C3 para cefalópodes. Cost., cefalópodes costeiros/da plataforma continental; Prof., cefalópodes de profundidade; Tend., tendência. Profundidade máxima pode estar truncada pelo limite de atuação do tipo de campanha (crustáceos: 750 m; demersal: 500 m). Células não preenchidas indicam que a análise de pontos de viragem ("breakpoints"), não identificou períodos estáveis. Nestes casos, assume-se que as variações observadas estão relacionadas com a variabilidade natural da espécie ou com o método de amostragem, e que, portanto, o BEA foi atingido.

Grupo	Espécie	Áreas	Prof. (m)	Período	Período referência	Período avaliação	D1C2					D1C3
							Média referência	Média avaliação	Tendência	BEA	Grau de confiança	
Cost.	<i>Alloteuthis</i> spp.	A,B,C	20-200	1981-2017	1981-1987	2013-2017	1.52	1.34	↘	Não atingido	Elevado	→
Prof.	<i>Eledone cirrhosa</i>	B,C	100-700	1997-2016					↗	Atingido	Médio	↘
	<i>Illex coindetii</i>	B,C	50-400	1997-2016	1997-1999	2000-2016	1.40	0.36*	↗	Atingido	Médio	→
	<i>Todaropsis eblanae</i>	B,C	100-750	1997-2016					↗	Atingido	Médio	↗

Tabela D-21. Avaliação do estado da espécie e do BEA de cada grupo de cefalópodes. No caso de espécies que foram caracterizadas, mas não foram avaliadas no D3 apresentam-se as suas tendências. Verde, em bom estado ou bom estado ambiental atingido; vermelho: em mau estado ou bom estado ambiental não atingido; cinzento: não avaliado. C, crescente; D, decrescente; E, estável.

Grupo	Espécie	Áreas	BEA	
			Espécie	Grupo
Costeiros/plataforma	<i>Alloteuthis</i> spp.	A,B,C	Não atingido	Não avaliado
	<i>Loligo vulgaris</i> *	A,B,C	↗ Não avaliado	
	<i>Octopus vulgaris</i> *	A,B,C	↗ Não avaliado	
	<i>Sepia officinalis</i> *	A,B,C	↗ Não avaliado	
Profundidade	<i>Eledone cirrhosa</i>	B,C	Atingido	Atingido
	<i>Illex coindetii</i>	B,C	Atingido	
	<i>Todaropsis eblanae</i>	B,C	Atingido	

* Espécies avaliadas no D3

TEMA: Habitats pelágicos

D.1.2.9 Habitats pelágicos

A informação disponível para caracterizar os habitats pelágicos no período 2012-2017 é escassa e em grande parte recolhida no âmbito de programas de monitorização do IPMA com fins específicos que não a avaliação do BEA. As séries disponíveis são curtas o que dificulta a definição das condições de referência para a atribuição da classificação do BEA, particularmente no caso destes habitats, sujeitos a alterações naturais e antropogénicas sempre difíceis de diferenciar entre si. Por estes motivos, a informação apresentada pretende apenas ilustrar as variações em algumas componentes destes habitats, sendo considerada insuficiente para avaliar o BEA. Importa ainda referir que a informação disponível se refere apenas aos habitats pelágicos costeiros e da plataforma continental.

D.1.2.9.1 Critérios para avaliação do BEA

Fitoplâncton

A série temporal de fitoplâncton nocivo, atualmente inserida no Sistema Nacional de Monitorização de Moluscos Bivalves (SNMB), foi escolhida como referência para a caracterização do fitoplâncton do ambiente marinho pelágico, pela sua regularidade e consistência, estando disponível informação anterior e posterior a 2012. Os dados analisados correspondem ao período de 2006 a 2016 e foram agrupados em dois períodos: 2006-2011 e 2012-2016. Considerou-se igualmente relevante, no âmbito deste descritor, selecionar grupos de espécies nocivas cuja variabilidade, ao nível da sua composição e abundância, denota alterações no ecossistema a diversos níveis e cuja vigilância é de carácter obrigatório face aos seus impactos.

A monitorização de espécies de fitoplâncton nocivo e/ou tóxico decorre com uma periodicidade semanal em cerca de 20 pontos de amostragem costeira litoral (até 5m profundidade da coluna de água) de Portugal Continental, distribuídos pelas três áreas de avaliação (AC, BC e CC). Foi feita uma média dos pontos por área e realizada uma análise de variância simples e de regressão linear para detetar variações sazonais e inter-anuais significativas das métricas utilizadas: rácio entre diatomáceas e dinoflagelados [diatomáceas/(diatomáceas+dinoflagelados)] (OSPAR, 2017b), frequência de eventos extremos e concentração de clorofila-a (OSPAR, 2017c). Estes parâmetros foram selecionados considerando o quadro 1 da Diretiva (UE) 2017/845 da Comissão, que define parâmetros e características relevantes para efeitos de monitorização e avaliação, e os indicadores propostos no âmbito da OSPAR. Importa referir que no caso do rácio diatomáceas/dinoflagelados, os dados disponíveis não incluem a totalidade das espécies de ambos os grupos, pelo que não poderá ser

usado para fins de avaliação do BEA. As espécies consideradas de dinoflagelados e de diatomáceas são apenas as espécies nocivas para o ambiente e organismos que consomem direta ou indiretamente estas microalgas, monitorizadas regularmente no âmbito do plano nacional de controlo de moluscos bivalves para consumo humano. A segunda métrica, frequência de eventos extremos de algas nocivas, é também apresentada apenas para efeitos de caracterização e como indicação de aumentos significativos de abundância de algumas espécies de fitoplâncton. Estes eventos extremos refletem um desequilíbrio no ecossistema, natural ou antropogénico, que favorece o crescimento rápido e dominante de algumas espécies

No Relatório Inicial o fitoplâncton foi caracterizado e avaliado recorrendo a dados de diversidade específica e de abundância, incluindo de clorofila-a. No entanto, e no que toca à abundância de clorofila-a, o método utilizado foi diferente do que se apresenta abaixo, pelo que não foi possível dar continuidade à métrica utilizada no Relatório Inicial.

Rácio entre diatomáceas e dinoflagelados

Para a determinação do rácio entre diatomáceas e dinoflagelados e análise da evolução de eventos extremos escolheram-se como grupos indicadores, os dois géneros nocivos de microalgas mais relevantes na costa portuguesa cujas abundâncias regularmente atingem concentrações de células por litro elevadas: *Pseudo-nitzschia* spp. (~22 espécies, divididas em sub-grupo seriata e sub-grupo delicatissima) e *Dinophysis* spp. (~12 espécies, sendo as mais relevantes *D. acuta* e *D. acuminata*). Estes dois grupos de espécies ocorrem sob condições ambientais distintas e atingem concentrações máximas (cel/L) com ordens de grandeza contrastantes. *Pseudo-nitzschia* spp. têm um crescimento rápido enquanto *Dinophysis* spp., com taxas de divisão menores, tem uma abundância média muito inferior ao primeiro grupo; optou-se por normalizar e homogeneizar os dados de células por litro com recurso ao Log10 antes da sua análise paramétrica.

Frequência de eventos extremos

Na análise de eventos extremos contabilizaram-se o número de semanas por ano em que cada grupo de espécies proliferou excecionalmente ultrapassando as respetivas concentrações de referência (Tabela D-22).

Tabela D-22. Concentrações de referência para proliferações de espécies de fitoplâncton nocivas selecionadas e ocorrendo na costa portuguesa, com a indicação do impacto associado.

Espécies tóxicas (T) e nocivas (N)	Grupo taxonómico	Concentração de referência para qualificar um evento extremo (cel/L)	Impacto associado
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. grupo seriata (T)	Diatomácea	>100000	Toxificação ASP*
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. grupo delicatissima (T)	Diatomácea	>200000	Toxificação ASP*
<i>Dinophysis acuminata</i> (T)	Dinoflagelado	>2000	Toxificação DSP*
<i>Dinophysis acuta</i> (T)	Dinoflagelado	>1500	Toxificação DSP*

* No Homem, por ingestão de bivalves contaminados com biotoxinas marinhas. A apanha de bivalves é interdita.

Concentração de clorofila-a (dados de satélite)

A concentração de clorofila-a (Chl-a) é o *proxy* da biomassa de fitoplâncton e da produtividade primária mais amplamente utilizado (e.g., Huot *et al.*, 2007). As variações na concentração de Chl-a estão dependentes da produção primária por parte do fitoplâncton (que por sua vez está relacionada com as concentrações de nutrientes, com a exposição ao sol e com a temperatura). Os dados de Chl-a para as águas nacionais do continente obtidos via satélite estão disponíveis na *GlobColour products* (<http://hermes.acri.fr/>, http://www.globcolour.info/CDR_Docs/GlobCOLOUR_PUG.pdf) e foram extraídos desta base de dados em colaboração com investigadores do ACRI (<http://www.acri-he.fr/>). Foram calculadas médias sazonais (inverno, primavera, verão e inverno), por ano e área (AC e AP, BC e BP e CC e CP), da concentração de Chl-a detetada remotamente desde a costa até à profundidade de 200 m, tendo-se posteriormente calculado as anomalias nas variações sazonais em relação à média dessas estações em toda a série histórica analisada (1998-2016).

Zooplâncton

Biovolume de mesozooplâncton

No Relatório Inicial foram selecionados os índices de biomassa de mesozooplâncton, riqueza específica, abundância relativa de copépodes e composição de espécies ecologicamente significativas. Não existe informação recente (2012-2017), que tenha sido obtida por utilização dos mesmos métodos de amostragem e que permita dar continuidade àquelas métricas.

Durante as campanhas de rastreio acústico (PELAGO) de primavera dirigidas à estimação de biomassa e abundância de pequenos peixes pelágicos efetua-se rotineiramente a amostragem de zooplâncton superficial com o objetivo de amostrar a componente ictioplânctónica. Estas amostras são recolhidas em navegação, a cada 3 milhas, ao longo dos transectos de rastreio acústico (período diurno), a partir de água

bombeada continuamente a 3 m de profundidade, através do sistema CUFES (“*Continuous Underway Fish Egg Sampler*”, Checkley *et al.*, 2000) equipado com uma rede de malhagem de 335 μm (até 2003 foi utilizada malhagem de 500 μm) (ver Anexo I, com descrição da campanha e transectos). Em laboratório, antes da triagem para ictioplâncton, é determinado o biovolume das amostras através de medições de volume deslocado. O biovolume é regularmente utilizado como um estimador (embora um pouco grosseiro) da biomassa de zooplâncton. É de fácil obtenção e não implica a destruição da amostra (Omori e Ikeda, 1984; Postel *et al.*, 2000). Os resultados aqui apresentados representam volume de plâncton, em mililitros, por volume de água filtrado, em metros cúbicos. Durante cada campanha são recolhidas em média cerca de 450 amostras em toda a área rastreada (Tabela D-23). A informação recolhida abrange as áreas AC, AP, BC, BP, CC e CP. Não existe informação que permita caracterizar os restantes habitats pelágicos.

A série histórica CUFES - PELAGO constitui um conjunto de informação regular desde 2000 e tem permitido a recolha de informação de mesozooplâncton superficial numa área geográfica alargada cobrindo toda a plataforma continental. Este amostrador permite reter o ictioplâncton e simultaneamente retardar a colmatação do sistema (os volumes de plâncton retidos são comparativamente com os recolhidos com uma rede tradicional de malhagem para mesozooplâncton-200 μm , mais reduzidos). Não sendo um amostrador padrão para mesozooplâncton permite, no entanto, a recolha contínua de amostras, daí constituir uma série de informação regular e comparável ao longo dos anos.

Tabela D-23. Número de amostras de plâncton recolhidas com o sistema CUFES por ano, área e tipo de habitat (costeiro: < 100m; Plataforma continental: entre a batimétrica dos 100 e dos 200m).

Ano	Período da campanha	A costeiro	A P. cont	B costeiro	B P. cont	C costeiro	C P. cont
2000	Março-Abril	94	63	97	87	42	18
2001	Março-Abril	80	61	70	70	33	18
2002	Março-Abril	88	64	107	105	32	13
2003	Fevereiro-Março	87	50	49	50	40	20
2004	Junho	71	38	102	81	55	25
2005	Abril-Maio	85	73	92	91	35	18
2006	Abril-Maio	97	59	94	96	36	16
2007	Abril-Maio	84	68	85	97	33	20
2008	Abril-Maio	102	68	87	108	46	23
2009	Abril	96	56	100	90	42	24
2010	Abril-Maio	89	61	103	94	41	17
2011	Abril-Maio	95	55	94	87	38	23
2012	Não se realizou	-	-	-	-	-	-
2013	Abril-Maio	98	34	85	76	36	20
2014	Abril-Maio	111	44	97	98	48	18

2015	Abril-Maio	97	43	93	95	39	23
2016	Março-Abril	102	61	97	101	44	25
2017	Abril-Maio-Junho	103	66	116	121	57	20

D.1.2.9.2 Resultados

- Fitoplâncton

Rácio entre diatomáceas e dinoflagelados

As flutuações no rácio diatomáceas/dinoflagelados podem ter consequências no ecossistema pois a transferência de energia e biomassa para os níveis tróficos superiores (pelágicos e bentónicos) difere entre estes dois grupos de organismos pelos seus diferentes valores nutricionais, fenologias e velocidades de afundamento (Edwards e Richardson, 2004). Desta forma, a variabilidade temporal, sazonal e espacial da sucessão entre diatomáceas e dinoflagelados tem consequências na disponibilidade alimentar para os diversos consumidores do meio marinho. Uma subida do rácio (e.g., superior a 0.5) aponta para uma prevalência de diatomáceas relativamente à concentração de dinoflagelados.

Durante o período de estudo (2006-2016), o rácio variou mais entre anos do que entre áreas de avaliação (Figura D-11 e Tabela I-96, Anexo D-II). Ao longo da série temporal, verificaram-se oscilações cíclicas com uma amplitude de variação semelhante nas três zonas geográficas exceto nos anos de 2006 e 2007 quando a concentração de *Dinophysis* spp. foi excecionalmente elevada na zona norte (AC, rácio baixo) e excecionalmente baixa na zona sul (CC, rácio elevado). Em média, o rácio é tendencialmente mais baixo na zona norte (AC) pois é a região onde ocorrem espécies de *Dinophysis* spp. (dinoflagelados) com maior frequência. Comparando as flutuações do rácio no período inicial 2006-2011 com o período atual 2012-2016 é possível observar uma diminuição nas 3 áreas de avaliação, significativa para as áreas BC e CC mesmo sendo pequena (< 0.05) entre períodos (Tabela I-96, Anexo D-II).

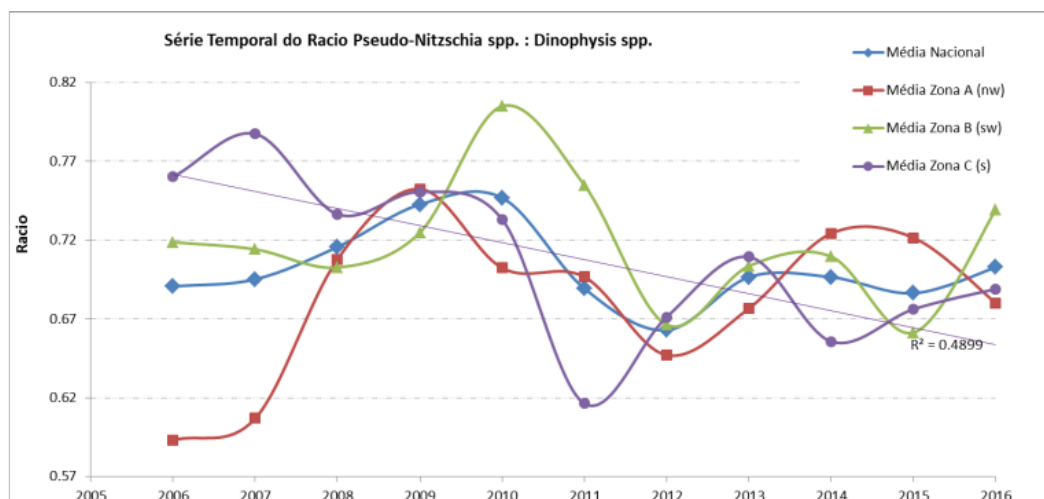


Figura D-11. Série temporal da distribuição do rácio *Pseudo-nitzschia* spp. : *Dinophysis* spp. (diatomácea : dinoflagelado) nos habitats pelágicos costeiros por área (A - costa NW, B - costa SW e C-costa Sul).

Sazonalmente, ao longo dos vários anos (Figura D-12 e Tabela I-97, Anexo D-II), os resultados refletem a variabilidade natural conhecida para estas espécies na costa portuguesa: i) durante o inverno, geralmente, não ocorrem dinoflagelados *Dinophysis* spp.; portanto o rácio é, em média, o mais elevado nesta época; ii) o verão é a época preferencial dos *Dinophysis* spp.; portanto o rácio é, em média, o menor nesta época e com a variabilidade mais baixa (conferindo-lhe maior potencial em próximos trabalhos de avaliação de mudanças ambientais); iii) durante a primavera e o outono tanto diatomáceas como dinoflagelados podem coexistir ou sucederem-se ciclicamente ao longo do tempo, sendo portanto o rácio, em média, intermédio nestas épocas. Entre o período inicial 2006-2011 e o período mais atual 2012-2016 o rácio diminuiu de forma significativa no outono e inverno (Tabela I-97, Anexo D-II).

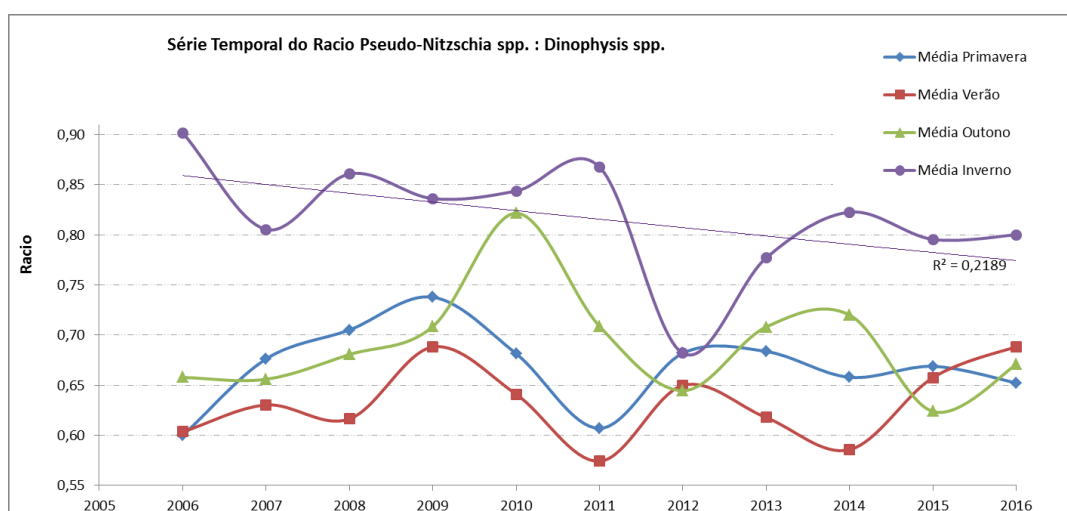


Figura D-12. Série temporal da distribuição sazonal do rácio *Pseudo-nitzschia* spp. : *Dinophysis* spp. nos habitats pelágicos costeiros.

Evolução de eventos extremos

Um grande número e diversidade de espécies de fitoplâncton têm capacidade de crescimento exponencial (*bloom*) e acumulação em meio natural quando se reúnem as condições ambientais ideais. Estas proliferações extremas podem causar disrupções no ecossistema modificando a transferência de energia e biomassa para os níveis tróficos superiores (pelágicos e bentónicos) (Griffiths *et al.*, 2017).

Para as diatomáceas do género *Pseudo-nitzschia*, os grupos *seriata* e *delicatissima* apresentaram resultados distintos. Ao longo da série temporal e entre os períodos inicial e atual, verificaram-se oscilações inter-anuais contrastantes nas três áreas de avaliação. Em média, é nas áreas AC e CC (S) que ocorrem mais eventos excepcionais, consequência direta deste género ter a sua abundância média mais elevada nestas áreas. No entanto, é na área BC que os resultados indicam uma tendência para um aumento do número de eventos ao longo dos anos (estatisticamente significativo $R^2 = 0.5934$ para o grupo *delicatissima*). (Figura D-13 a Figura D-16 e Tabelas I-98 e I-99, Anexo D-II). Esta tendência de aumento do número de eventos ao longo dos anos ocorreu principalmente na primavera (grupo *delicatissima*) e verão (grupo *seriata*). Os resultados refletem a sazonalidade natural conhecida para estas espécies na costa Portuguesa, com abundância preferencial durante a primavera e verão.

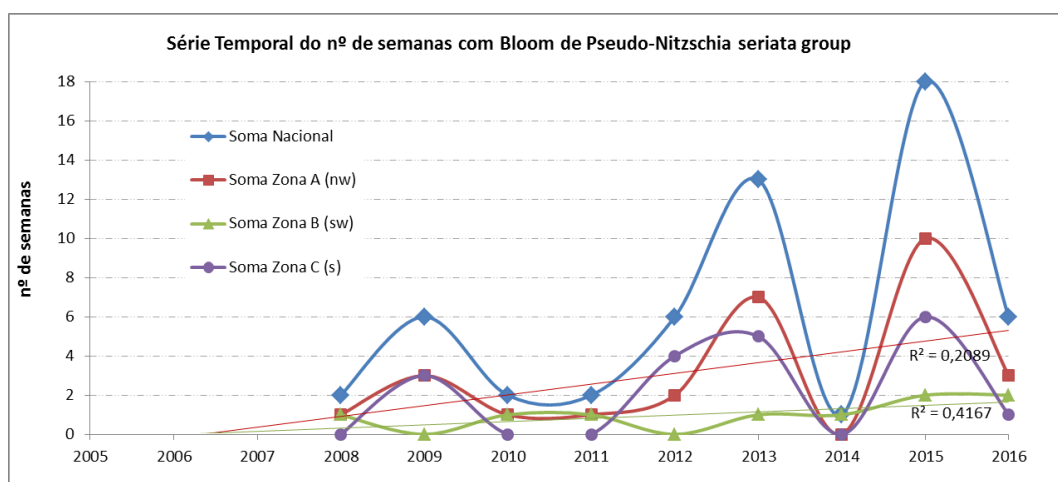


Figura D-13. Série temporal da distribuição do número de semanas com ocorrência de um evento de *Pseudo-nitzschia* spp., grupo *seriata* nos habitats pelágicos costeiros por área.

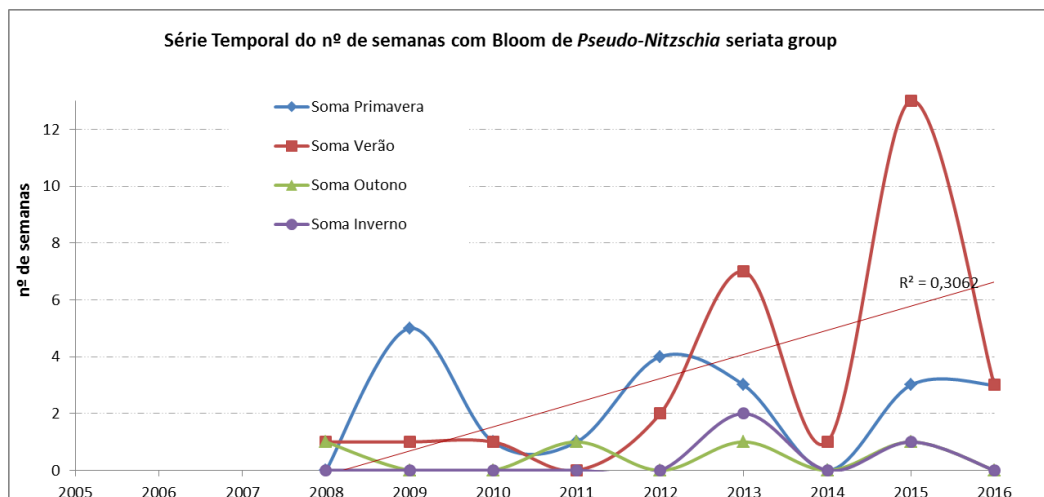


Figura D-14. Série temporal da distribuição sazonal do número de semanas com ocorrência de *Pseudo-nitzschia* spp., grupo *seriata* nos habitats pelágicos costeiros.

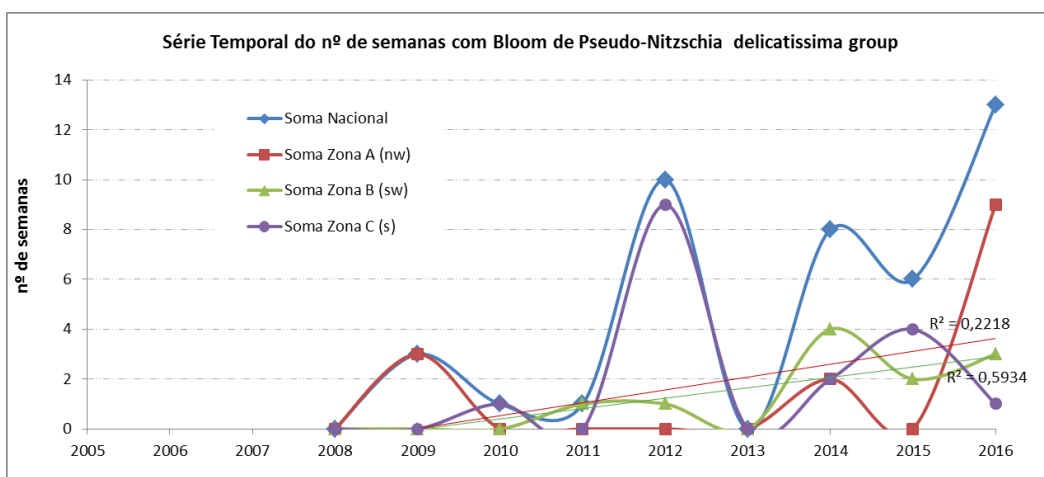


Figura D-15. Série temporal da distribuição do número de semanas com ocorrência de um evento de *Pseudo-nitzschia* spp. grupo *delicatissima* nos habitats pelágicos costeiros, por área.

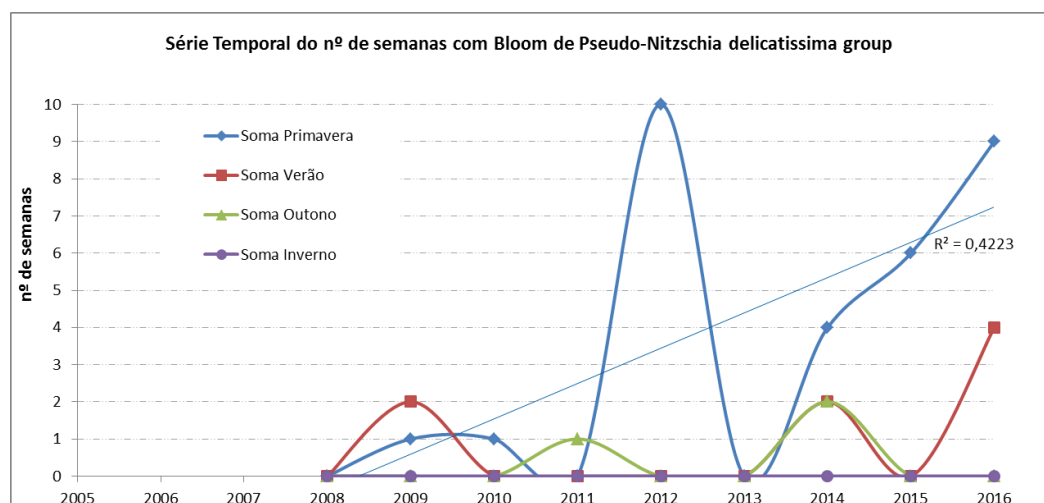


Figura D-16. Série temporal da distribuição sazonal do número de semanas com ocorrência de bloom de *Pseudo-nitzschia* spp., grupo *delicatissima* nos habitats pelágicos costeiros.

Para os dinoflagelados do género *Dinophysis*, *D. acuta* e *D. acuminata*, o número de semanas com proliferações excepcionais variou entre os anos considerados no período de estudo. No entanto, estas variações são pouco evidentes quando se compara estações do ano e áreas de avaliação (Figura D-17 a Figura D-20; Tabelas I-100 e I-101, Anexo D-II). Ambas as espécies proliferam essencialmente no verão. A área AC registou o número mais elevado de eventos extremos, facto que advém destas espécies ocorrerem em maior abundância nesta área. Os resultados indicam uma ligeira tendência de diminuição do número de eventos de *D. acuta* na área A, na primavera e no verão. No caso de *D. acuminata*, os resultados indicam uma tendência para aumento de eventos extremos nas áreas BC e CC, em particular na primavera.

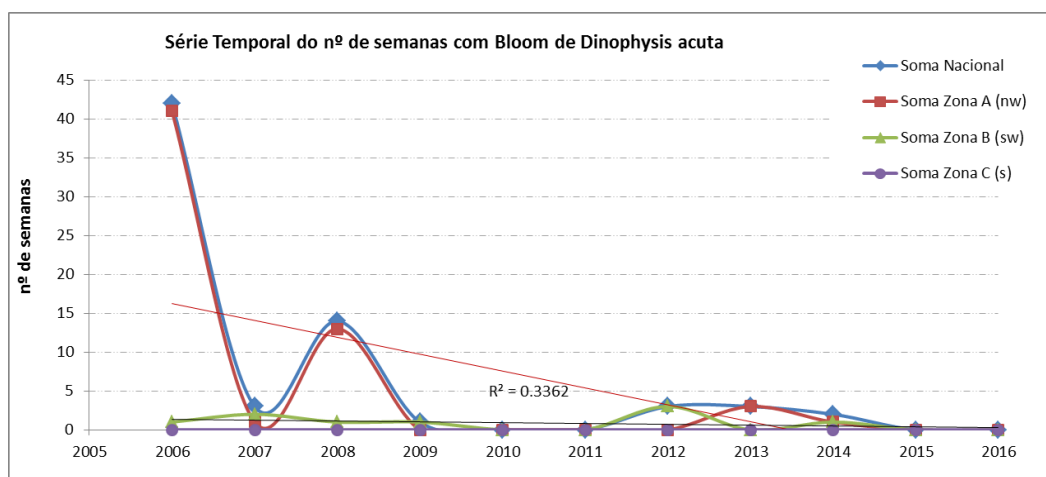


Figura D-17. Série temporal da distribuição do número de semanas com ocorrência de um evento de proliferação excepcional de *Dinophysis acuta* nos habitats pelágicos costeiros, por área.

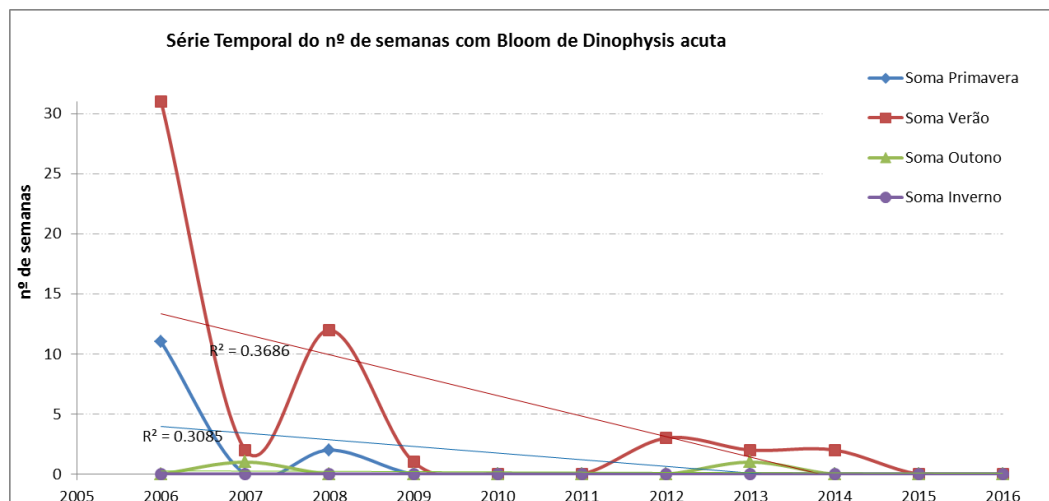


Figura D-18. Série temporal da distribuição sazonal do número de semanas com ocorrência de um evento proliferação excepcional de *Dinophysis acuta* nos habitats pelágicos costeiros.

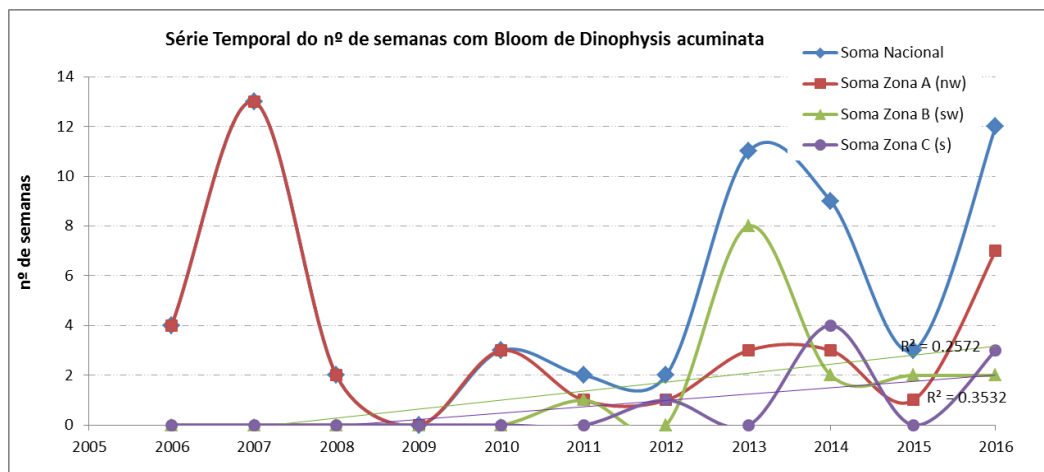


Figura D-19. Série temporal da distribuição do número de semanas com ocorrência de um evento proliferação excecional de *Dinophysis acuminata* nos habitats pelágicos costeiros, por área.

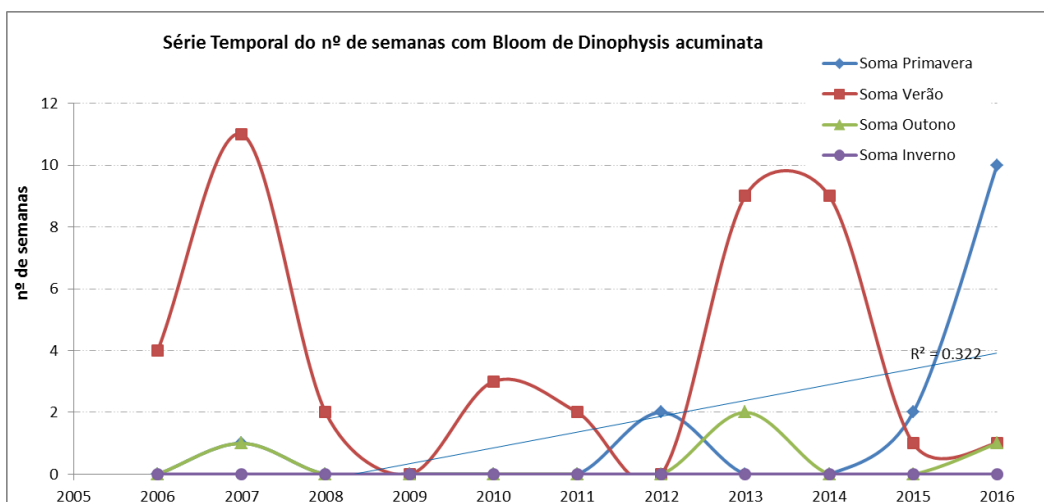


Figura D-20. Série temporal da distribuição sazonal do número de semanas com ocorrência de um evento proliferação excecional de *Dinophysis acuminata* nos habitats pelágicos costeiros.

A informação analisada, e os rácios utilizados para a componente fitoplâncton, em particular o tóxico, permitiram sintetizar e comparar abundâncias de grupos funcionais específicos e a sua evolução no tempo. Observaram-se alterações, entre a situação inicial (2006-2011) e a atual (2012-2016), na composição (diatomáceas e dinoflagelados), abundância proporcional de grupos funcionais e número de eventos tóxicos excecionais.

Verificaram-se alterações inter-anuais, sazonais e entre áreas de avaliação (AC, BC e CC), por vezes significativas, consoante o grupo funcional/espécie. A costa NW (área AC) é a que regista as maiores abundâncias de células e número de eventos extremos. De um modo geral, os resultados indicaram uma tendência de aumento de eventos extremos na maioria das espécies (exceto em *D. acuta*), maioritariamente na costa Sudoeste (área BC), principalmente na primavera e no verão. No outono o rácio: diatomáceas/dinoflagelados e o número de eventos extremos apresenta maior variabilidade/dispersão. No inverno, meses onde normalmente ser verificam baixas

concentrações de fitoplâncton total (dinoflagelados em particular, rácio elevado) e ausência de eventos extremos, destaca-se uma diminuição na dominância das diatomáceas *Pseudo-nitzschia*, responsáveis pela síndrome de toxificação amnésica (ASP), principalmente na área CC (Algarve), indiciando modificação funcional no sistema planctónico. O número de eventos extremos do grupo *P. seriata* e *P. delicatissima* e da espécie *D. acuminata* aumentou no período atual (2012-2016).

A variabilidade do fitoplâncton nocivo aponta para oscilações das condições ambientais, derivadas de causas naturais e/ou antropogénicas (fora do âmbito desta análise). Poderá, nalguns anos, ter ocorrido a intensificação de alguns fenómenos (hidrológicos e climatológicos) que levaram a proliferações excessivas (e.g. *D. acuta* na área AC no verão de 2006, o 5º mais quente desde 1931)¹⁷ mas a sua relevância e significado têm de ser analisados num contexto de série temporal longa de alterações climáticas.

Num contexto de suporte à avaliação do BEA para o D1, enquanto métrica de caracterização do habitat planctónico, considera-se pertinente monitorizar as alterações na distribuição, dimensão e biodiversidade das espécies/populações/grupos funcionais propostos, pois variam consoante as condições fisiográficas, geográficas e climáticas prevaletentes e refletem disrupções imediatas no funcionamento do habitat, além do seu impacto económico e na saúde pública.

Concentração de clorofila-a (dados de satélite)

Nos anos mais recentes (2012-2016), a concentração de Chla-a foi menor no inverno nas áreas B (BC + BP) e C (CC + CP) e mais elevada na área A (AC + AP) (Figura D-21). De um modo geral, a concentração de Chla-a tem sido, em anos recentes, mais elevada na primavera e mais baixa no verão, em todas as áreas, comparativamente aos primeiros anos da série histórica, não se identificando qualquer tendência no outono. No entanto, analisando as séries completas, não se pode concluir que estas anomalias são indicadoras de qualquer tendência clara ao longo do tempo, podendo ser o resultado de flutuações naturais que ocorrem na produtividade do sistema pelágico, associadas a fenómenos de grande variabilidade como a intensidade do afloramento e o volume de escorrência dos rios, ou de pressões antropogénicas.

¹⁷http://www.ipma.pt/resources.www/docs/im_publicacoes/edicoes.online/20081014/EgbwJaVbWWNjEJaalzF/cli_20060101_20061231_pcl_aa_co_pt.pdf

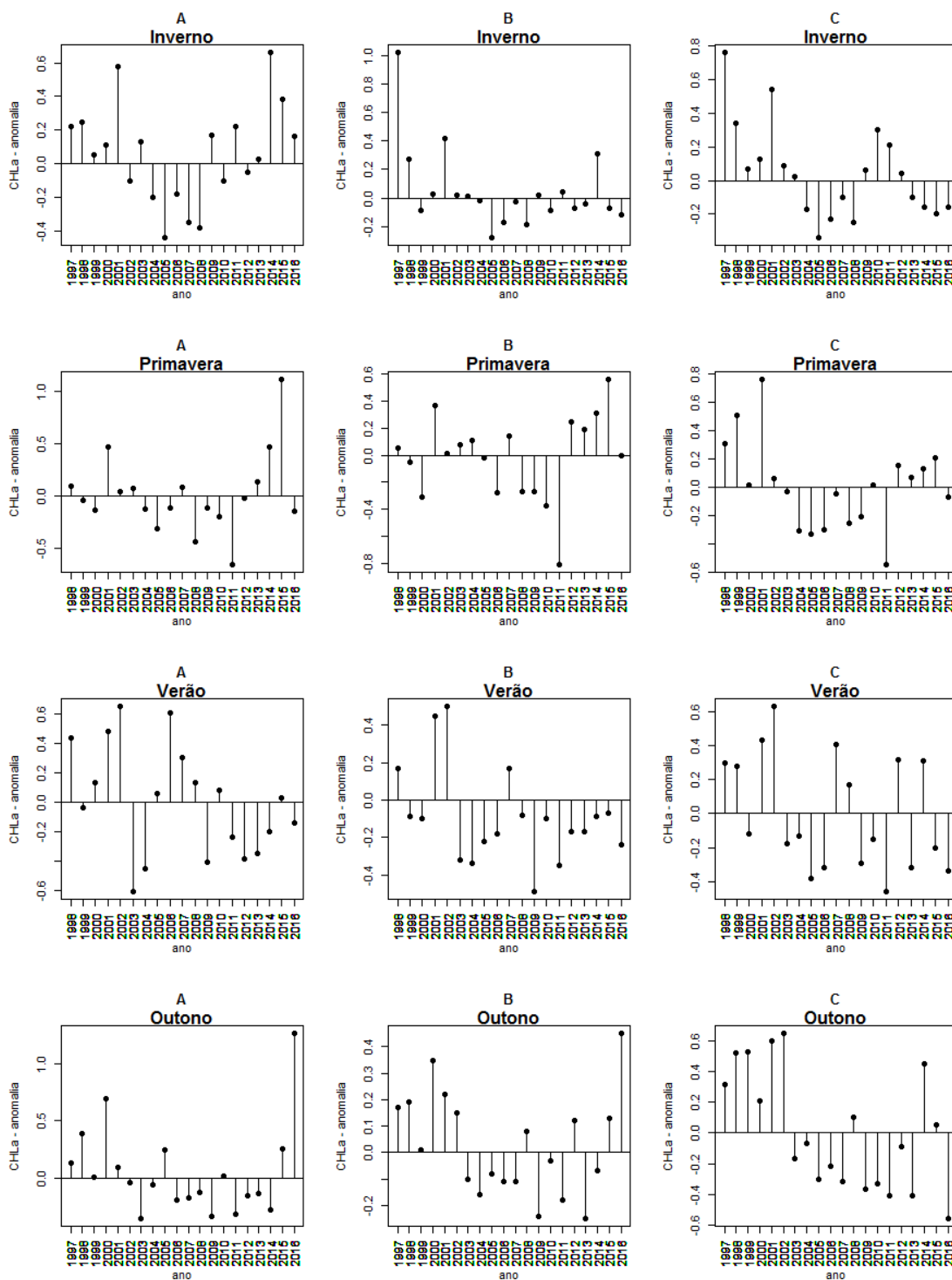


Figura D-21 Anomalias das variações sazonais (inverno, primavera, verão e outono) na concentração da clorofila-a (dados de satélite) na plataforma continental portuguesa (0-200 m), nas áreas de avaliação A (AC+AP), B (BC + BP) e C (CC+CP).¹⁸

¹⁸ Retirado de *GlobColour products* (<http://hermes.acri.fr/>, http://www.globcolour.info/CDR_Docs/GlobCOLOUR_PUG.pdf).

- Zooplâncton

Biovolume de mesozooplâncton

A série histórica (2000-2017) de biovolumes médios de mesozooplâncton encontra-se representada na Figura D-22, por zona geográfica e por tipo de habitat (costeiro e da plataforma continental). Pode observar-se a considerável variabilidade inter-anual nos valores de biovolumes observados, em particular para a área A. Esta variabilidade poderá estar relacionada com as condições ambientais encontradas em cada ano embora possa também dever-se ao facto de o período de amostragem não coincidir totalmente entre todos os anos. Durante os anos iniciais da série parece ter existido, nas áreas A e B, maior homogeneidade entre as amostras. Nos anos mais recentes, para essas áreas, a menor homogeneidade é refletida nos intervalos de confiança estimados. No geral, em todas as áreas geográficas a zona costeira apresentou em média (média global de todos os anos) maior biovolume, embora tenha havido algumas inversões em alguns anos. A diferença entre a biomassa de zooplâncton na zona costeira e na plataforma continental foi mais acentuada na área C e, seguidamente, na área B, tendo sido quase inexistente na área A. A análise qualitativa da informação graficada não permite identificar tendências temporais nos resultados do estimador biovolume, sendo o sinal mais evidente a sua variabilidade inter-anual. Com exceção dos anos de 2007 e 2010 na área A, 2015 na área B e 2014 na área C, os valores oscilaram em torno da média sendo no global (habitats pelágicos costeiros e habitats pelágicos da plataforma) próximos em cada área, embora ligeiramente superiores para a costa oeste. A malhagem da rede, um pouco mais larga, utilizada nos primeiros 4 anos da série poderá ter causado alguma subestimação da biomassa de zooplâncton comparativamente ao restante período.

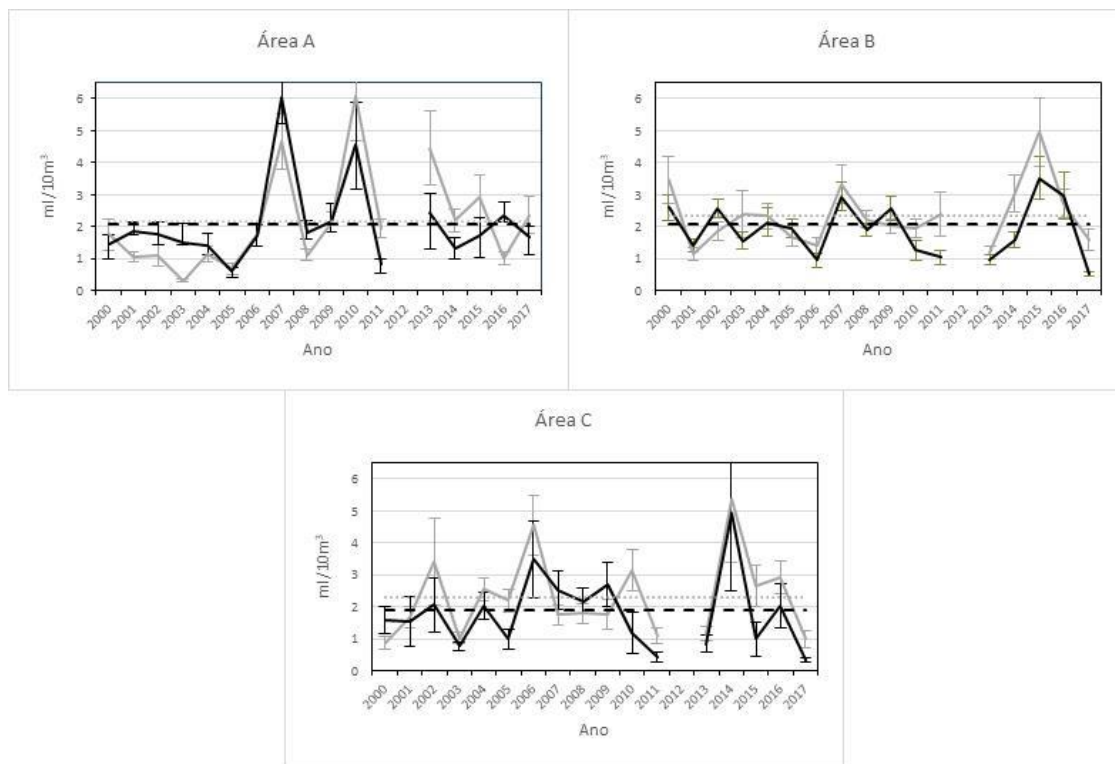


Figura D-22. Volumes médios (e intervalos de confiança 95%) de plâncton (ml/10m³) recolhidos com o amostrador CUFES durante as campanhas IPMA de primavera (série de campanhas de rastreio acústico) dirigidas ao sistema pelágico, no período de 2000 a 2017. Painel superior, esquerda: área A (Caminha-Canhão da Nazaré); Painel superior, direita: área B (Canhão da Nazaré – Ponta da Piedade); Painel inferior: área C (Ponta da Piedade-Vila Real de Santo António). Em cinzento representa-se a informação referente à zona costeira (até 100m de profundidade) e a negro a zona de largo (sobre profundidades superiores a 100m); as retas indicam os valores médios para toda a série.

D.1.2.9.3 Determinação e Avaliação do BEA

A Tabela D-24 sumariza os resultados e a avaliação do BEA para os habitats pelágicos (critério D1C6). Para o fitoplâncton, e com exceção da clorofila-a, são apresentados os resultados (significativos) dos testes entre a média 2006-2011 e 2012-2016.

Tabela D-24. Resultados e avaliação do BEA dos habitats pelágicos, por área (A, B e C) e tipo de habitat. ↗ crescente; ↘ decrescente; ST sem tendência; ---, sem informação ou esta não é adequada para proceder à caracterização e/ou avaliação do critério; Diat/Dinof., rácio diatomáceas/dinoflagelados; PN-S, *Pseudo-nitzschia* spp. grupo seriata; PN-D, *Pseudo-nitzschia* spp. grupo delicatissima; D_{acumi}, *Dinophysis acuminata*; D_{acuta}, *Dinophysis acuta*; Chl-a, concentração de clorofila-a;

Tipo de Habitat	Área de avaliação	Fitoplâncton					Chl-a	Biovolume de mesozooplâncton	BEA
		Rácio Diatomáceas/dinoflagelados	Frequência de eventos extremos						
			PN-S	PN-D	D _{acumi}	D _{acuta}			
Costeiro	AC	ST	ST	↗	↘	ST	ST	ST	Não avaliado
	BC	↘	ST	↗	ST	↗	ST	ST	
	CC	↘	↗	↗	ST	↗	ST	ST	
Plataforma Continental	AP	---	---	---	---	---	ST	ST	Não avaliado
	BP	---	---	---	---	---	ST	ST	
	CP	---	---	---	---	---	ST	ST	
Oceanico	AO	---	---	---	---	---	---	---	Não avaliado
	BO	---	---	---	---	---	---	---	
	CO	---	---	---	---	---	---	---	

D.1.2.9.4 Habitats especiais

A Decisão (UE) 2017/848 da Comissão não requer a avaliação do BEA de áreas classificadas. No entanto, incluem-se no presente relatório referências a estudos considerados relevantes para o D1 realizados nessas áreas. Entre estes realça-se um estudo que aplica o mesmo método adotado no Relatório Inicial para caracterizar o D1 – determinação do valor biológico marinho - com uma maior resolução espacial e que determina um valor biológico marinho total para os diferentes grupos de espécies em análise (aves, mamíferos, répteis, peixes demersais e macrobentos) (Gomes *et al.*, 2018). Neste estudo são identificadas quatro áreas de elevado valor biológico as quais coincidem com áreas de proteção especial já designadas ou áreas identificadas como sítios de interesse comunitário, com exceção da região sul.

No caso do tema “habitats pelágicos”, poderão ser incluídos habitats enumerados na Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats) ou em acordos internacionais. No entanto, importa referir que a informação disponível não permite proceder à avaliação do BEA.

- **Reserva Natural das Ilhas Berlengas**

Este local constitui um importante habitat para espécies de aves que nidificam no continente (Pereira *et al.*, 2018, ver também secção D.1.2.3).

Realizou-se, em 2012, a campanha EMEPC/M@rbis/Berlengas2012 junto às Ilhas Berlengas no âmbito do projeto M@rBis – Sistema de Informação para a Biodiversidade Marinha. Este projeto constitui um sistema de informação georreferenciada da biodiversidade marinha nacional, cujo principal objetivo consiste em fornecer as informações necessárias para que Portugal cumpra os seus compromissos perante o processo da União Europeia de extensão da Rede Natura 2000 ao meio marinho. Realizaram-se 64 mergulhos com escafandro autónomo junto à Ilha Berlenga, Farilhões e Estelas. Foram identificadas 64 espécies de peixes e 2 espécies de cefalópodes (Tabela I-102, Anexo D-II).

- **Parque Marinho Professor Luiz Saldanha**

Foram publicados alguns trabalhos relevantes sobre a biodiversidade e eficiência do Parque Marinho Professor Luiz Saldanha na sua manutenção (Abecasis, 2013, 2014a, b; Henriques *et al.*, 2013; Batista *et al.*, 2014; Henriques *et al.*, 2015; Stratoudakis *et al.*, 2015; Sousa *et al.*, 2018). Destaca-se o trabalho de Sousa *et al.* (2018) por apresentar informação sobre um vasto número de espécies de peixes associadas a substrato arenoso e lodoso e evolução da sua biomassa, abundância e comprimento considerando um período de pré e pós implementação do plano de gestão do Parque. Este estudo conclui que, para a maioria das espécies, a abundância e/ou biomassa aumentaram após a adoção de medidas de proteção.

Em 2014 realizou-se uma campanha nesta reserva e em áreas adjacentes no âmbito do projeto M@rBis – Sistema de Informação para a Biodiversidade Marinha (referido anteriormente), a Campanha EMEPC/M@rBis/Arrábida2014. Realizaram-se 65 mergulhos com escafandro autónomo. Foram identificadas 78 espécies de peixes e 2 espécies de cefalópodes (Tabela I-102, Anexo D-II).

- **Parque Natural Sudoeste Alentejano Costa Vicentina**

Foram publicados alguns estudos específicos sobre a biodiversidade e estrutura de comunidades de peixes (e.g., Viegas, 2013; Gonçalves *et al.*, 2015; Monteiro *et al.*, 2015; Silva, 2015). Verificou-se também aumento na abundância de algumas espécies bem como no seu tamanho, após a implementação de medidas de gestão que restringem a pesca em alguns locais do Parque, nomeadamente, junto à Ilha do Pessegueiro (Silva, 2015).

- **Banco Gorringe**

No âmbito do projeto BIOMETORE “*Biodiversity in the seamounts: the Madeira-Tore and Great Meteor*”, financiado pela EEA Grants, realizaram-se duas campanhas de investigação no Banco Gorringe, com o objetivo de recolher informação sobre a biodiversidade diferentes grupos taxonómicos (entre outros objetivos, relacionados com a recolha de informação relativa a outros descritores da DQEM). A campanha BIOMETORE 4 decorreu em agosto e setembro de 2015 a bordo do NI “Arquipélago”, e teve como objetivo a recolha de dados de espécies de peixes demersais e de profundidade e de invertebrados marinhos. O levantamento da biodiversidade foi efetuado recorrendo a palangre de fundo, dois tipos de armadilhas (“camaroeiras”, suspensas; e “Josué”, bentónicas) e Baited Video Image Lander (BVIL) para a recolha de imagens de vídeo junto ao fundo (Rosa *et al.*, 2016a). As profundidades de amostragem variaram entre os 50 e os 2000 m. Foram identificadas 51 espécies de peixes, das quais 13 correspondem a peixes cartilagíneos e 38 a peixes ósseos (Tabela I-103, Anexo D-II).

A campanha BIOMETORE 7 decorreu em agosto e setembro de 2016 a bordo do NI “Noruega”. Esta campanha teve como objetivo a recolha de informação sobre espécies pelágicas, nomeadamente plâncton, espécies mesopelágicas e mamíferos marinhos. A lista de espécies de peixes e cefalópodes amostradas encontra-se na Tabela I-104, Anexo D-II. Foram identificadas 19 espécies de peixes mesopelágicos e 4 cefalópodes (García-Seoane *et al.*, submetido). No que toca aos mamíferos, registou-se a ocorrência de dois exemplares de *Stenella frontalis*, um Delphinidae e uma Balaenoptera spp. (Cunha e Freitas, 2017). A amostragem com base em dispositivos acústicos (hidrofones, 326 dias de gravação) permitiu registar a ocorrência de duas espécies de baleias, nomeadamente a baleia-comum (*Balaenoptera physalus*) e a baleia-sardinheira (*Balaenoptera borealis*). As baleias-comuns foram detetadas em

42% dos dias (n=138), ocorrendo maioritariamente de setembro a março (dos Santos *et al.*, 2017a). As baleias-sardinheiras foram apenas detetadas em dois dias (em outubro). Ambos os registos são consistentes com os padrões de migração conhecidos para as duas espécies, que migram para águas mais quentes no outono (dos Santos *et al.*, 2017a).

Os relatórios das campanhas mencionadas (Rosa *et al.*, 2016a; dos Santos *et al.*, 2017b), assim como o relatório do projeto (dos Santos *et al.*, 2017a) contêm informação adicional e resultados preliminares.

D.1.2.10 Considerações finais

Em face dos resultados apresentados no presente relatório realça-se que a avaliação dos diferentes critérios definidos pela Decisão (EU) 2017/848 da Comissão reflete:

- i) uma deficiência de informação espacial e temporal para responder adequadamente aos diferentes critérios;
- ii) a não existência de metodologias standardizadas para a caracterização de alguns critérios;
- iii) a indefinição de limiares de referência para avaliação de alguns critérios.

Importa salientar que, no que toca aos grupos de espécies de peixes e de cefalópodes, a maior fonte de informação utilizada no D1 foi o PNAB/DCF. No entanto, este programa de monitorização tem como principal objetivo o aconselhamento científico sobre os recursos pesqueiros, através da recolha de informação dependente e independente da pesca e segundo um plano de amostragem dedicado. Apesar de o PNAB/DCF incluir a recolha de informação relativa aos ecossistemas, o plano não está definido para espécies menos frequentes, e que poderão ser indicadores do BEA. A inclusão destas espécies implicaria a criação de um programa de monitorização com uma maior abrangência.

Relativamente aos restantes grupos de espécies e habitats pelágicos, as lacunas de informação são evidentes. Ainda assim, optou-se por fazer a sua caracterização com alguma informação relevante para a DQEM.

No que respeita à definição de metodologias e limiares adequados aos diferentes critérios da nova Decisão, há ainda muito trabalho em curso a nível conceptual e técnico (por exemplo, a nível da OSPAR e do ICES) e espera-se que, num próximo ciclo, haja mais concordância, quer na aplicação das diferentes métricas que na sua adoção a nível regional ou sub-regional. Importa também referir que a Diretiva, apesar de estabelecer que “*as avaliações dos efeitos negativos das pressões para os critérios D1C1, D2C3, D3C1, D8C2, D8C4 e D10C4, bem como as avaliações das pressões no âmbito dos critérios D9C1, D10C3, D11C1 e D11C2, devem ser tidas em conta nas*

avaliações das espécies no âmbito do D1”, não fornece qualquer orientação no sentido de estabelecer essas ligações.

Finalmente, importa reforçar que a inexistência de continuidade entre o presente relatório e o de avaliação inicial se deve às alterações introduzidas nos critérios e normas metodológicas para avaliação do BEA das águas marinhas pela Decisão (EU) 2017/848 da Comissão (evidente para os grupos de espécies), bem como à falta de informação para caracterizar algumas das métricas utilizadas no Relatório Inicial (evidente no caso dos habitats pelágicos).

D.1.2.11 Metas e indicadores

Tabela D-25. Metas ambientais e indicadores para o D1.

N.º meta	ABIPT-T1-D1Cont
Meta	Reduzir a mortalidade dos cetáceos por captura acessória até 2024 em 10% para <i>Delphinus delphis</i> , <i>Tursiops truncatus</i> , <i>Balaenoptera acutorostrata</i> .
Indicador de execução	Taxa de mortalidade por captura acessória (D1C1)
Tipo	Pressão
Área de avaliação	Subdivisão do Continente
Nova Meta	Não (Modificação da meta de 2012)
Observações	-
N.º meta	ABIPT-T1-D1Cont_Phocenaphocena
Meta	Reduzir a mortalidade dos cetáceos por captura acessória até 2024 em 15% para <i>Phocoena phocoena</i> .
Indicador de execução	Indicador de execução Taxa de mortalidade por captura acessória (D1C1)
Tipo	Pressão
Área de avaliação	Subdivisão do Continente
Nova Meta	Não (modificação da meta de 2012)
Observações	-
N.º meta	ABIPT-T2-D1Cont
Meta	Melhorar o estado de conservação da população Ibérica da espécie <i>Phocoena phocoena</i> até 2030
Indicador de execução	Abundância (D1C2) Distribuição (D1C4) Zonas de maior ocorrência (D1C4)

Tipo	Estado
Área de avaliação	Subdivisão do Continente
Nova Meta	Não (modificação da meta de 2012)
Observações	Pretende-se desenvolver um plano de ação dirigido a esta espécie
N.º meta	ABIPT-T3-D1Cont
Meta	Aumentar o conhecimento disponível sobre a biologia das espécies, abundância e estrutura populacional, utilização de habitat e distribuição das populações ao nível da sub-região da Costa Ibérica, tendo em vista elaborar medidas de conservação, até 2024
Indicador de execução	N.º de projetos implementados ao nível da sub-região N.º de censos % de animais arrojados analisados em toda a costa
Tipo	Operacional
Área de avaliação	Subdivisão do Continente
Nova Meta	Sim
Observações	Espécies prioritárias: <i>Delphinus delphis</i> ; <i>Phocoena phocoena</i> ; <i>Tursiops truncatus</i> ; <i>Balaenoptera acutorostrata</i>
N.º meta	ABIPT-T4-D1Cont
Meta	Reduzir a mortalidade por captura acessória das espécies <i>Alca torda</i> , <i>Morus bassanus</i> e <i>Puffinus mauretanicus</i>
Indicador de execução	Taxa de mortalidade por captura acessória (D1C1)
Tipo	Pressão
Área de avaliação	Subdivisão do Continente
Nova Meta	Não (modificação da meta de 2012)
Observações	-
N.º meta	ABIPT-T5-D1Cont
Meta	Reduzir a população da espécie <i>Larus michahellis</i> (sem comprometer a sua viabilidade) a fim de limitar a pressão desta espécie sobre outras espécies de aves marinhas.
Indicador de execução	Abundância da espécie (D1C2)
Tipo	Pressão
Área de avaliação	Subdivisão do Continente

Nova Meta	Sim
Observações	-
N.º meta	ABIPT-T6-D1Cont/ABIPT-T1-D3Cont
Meta	Recuperar os níveis de biomassa do <i>stock</i> da sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)
Indicador de execução	Mortalidade por pesca (F) Biomassa da unidade populacional reprodutora (SSB)
Tipo	Estado
Área de avaliação	Subdivisão do Continente
Nova Meta	Não (mesma meta de 2012)
Observações	-

D.1.2.12 Referências

- Abecasis, D., Afonso, P., O'Dor, R.K., Erzini, K. (2013). Small MPAs do not protect cuttlefish (*Sepia officinalis*). *Fisheries Research*, 147:196 – 201.
- Abecasis, D., Afonso, P., Erzini, K. (2014a). Can small MPAs protect local populations of a coastal flatfish, *Solea senegalensis*? *Fisheries Management and Ecology*, 21(3):175-185.
- Abecasis, D., Afonso, P., Erzini, K. (2014b). Combining multispecies home range and distribution models aids assessment of MPA effectiveness. *Marine Ecology Progress Series*, 513:155-169.
- Araújo, H., Santos, J., Rodrigues, P., Vingada, J., Eira, C., Rainho, A., Leonardo, T., Sequeira, M. (2015). Technical proposal related with the designation of new sites of community importance (SIC) for the conservation of cetaceans in Continental Portugal, to be included in the National List of Sites. Technical Report LIFE + MarPro (NAT/PT/00038).
- Araújo, H., Bastos-Santos, J., Rodrigues, P. C., Ferreira, M., Pereira, A., Henriques, A. C., Monteiro, S. S., Eira, C. & Vingada, J. (2017). The importance of Portuguese Continental Shelf Waters to Balearic Shearwaters revealed by aerial census. *Marine Biology*, 164:55.
- Batista, M. I., e Costa, B. H., Gonçalves, L., Henriques, M., Erzini, K., Caselle, J. E., Gonçalves, E.J., Cabral, H. N. (2015). Assessment of catches, landings and fishing effort as useful tools for MPA management. *Fisheries Research*, 172:197-208.

- Breeze H. (2004). Review of criteria for selecting ecologically significant areas of the Scotian Shelf and Slope: a discussion paper. Ocean Coast. Manage. Rep 2004–04, (prepared for Oceans and Coastal Management Division, Oceans and Habitat Branch, Maritimes Region, Fisheries and Oceans Canada, Bedford Institute of Oceanography), 88 p.
- Caldeira, R., Amorim, P., Araújo, G., Bartilotti, C., Camacho, G., Cunha, I., Lima, M.J., Lopes, L.F., Loureiro, C., Narciso, A., Pascoal, J., Pastor, J., Pieper, C. (2017). Research Campaign BIOMETORE – 8 Scientific Report, ARDITI, 10 pp.
- Camarão, B. (2017). Estudo da reprodução de pequenos cetáceos através da morfologia do ovário. Dissertação de Mestrado em Biologia Marinha, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro.
- Carreiro-Silva, M., Morato, T., Sampaio, I., Martins, A., Loureiro, C., Sobrinho-Gonçaves, L.A., Mendes, C., Calado, A., Afonso, A., Ramos, B., Neto, C., Quintas, J., Bettencourt, R. (2015). Cruise report BIOMETORE 2015 to the Great Meteor Complex seamounts (Atlantis and Irving) onboard the NRP Almirante Gago Coutinho. 14 pp.
- Checkley, D.M.Jr, Ortner, P.B., Settle, L.R., Cummings, S.R. (1997). A continuous, underway, fish egg sampler. Fisheries Oceanography 6: 58-73.
- Coelho, R., Bentes, L., Correia, C., Gonçalves, J.M.S, Lino, P.G., Monteiro, P., Ribeiro, J., Erzini, K. (2010). Life history of the common pandora, *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii: Sparidae) from southern Portugal. Brazilian Journal of Oceanography, 58:233-245.
- Coelho, R., Rosa, D., Lino, P.G., Santos, M.N. (2015a). Modeling species composition and mortality rates of sea turtles in the Portuguese pelagic longline fishery targeting swordfish in the Atlantic Ocean: preliminary results using statistical models. SCRS/2015/107. 19p.
- Coelho, R., Santos, M. N., Fernandez-Carvalho, J., Amorim, S. (2015b). Effects of hook and bait in a tropical northeast Atlantic pelagic longline fishery: part I— incidental sea turtle bycatch. Fisheries Research, 164:302-311.
- Covelo, P., Nicolau, L., López, A. (2016). Four new records of stranded Kemp's ridley turtle *Lepidochelys kempii* in the NW Iberian Peninsula. Marine Biodiversity Records, 9(1), 80.
- Cunha, I., Freitas, L. (2017). Cetaceans' visual and acoustic observation data collection. In: dos Santos, A., Bôto, M., Cunha, I., D'Alimonte, D., Garcia-Seoane, E., Kaufmann, M., Lobo, J., Marraccini, A., Pastor, J., Pires, R., Ribeiro, A., Sá, C., Sousa, A.. CRUISE REPORT IPMA 02040816: Survey to the Pelagic Habitats of the Madeira-Tore complex (Gorringe and Seine seamounts).14p.

- Déniel, C. (1981). Les poissons plats (Téléostéens – Pleuronectiformes) en Baie de Douarnenez: Reproduction, Croissance et Migration des Bothidae, Scophthalmidae, Pleuronectidae et Soleidae. Ph.D. Thesis, Université de Bretagne Occidentale, Brest. 476 p.
- Déniel, C. (1990). Comparative study of growth of flatfishes on the west coast of Brittany. *Journal of Fish Biology*, 37:149-166.
- Derous, S., Agardi, T., Hillewaert, H., Hostens K., Jamieson G., Lieberknecht L., Mees, J., Moolaert, I., Olenin, S., Paelinckx, D., Rabaut, M., Rachor, E., Roff, J., Stienen, E.W.M., Van der Wal, J.T., van Lancker, V., Verfaillie, E., Vincx, M., Weslawsky, J.M., Degraer, S. (2007). A concept for biological valuation in the marine environment, *Oceanologia*, 49:99-128.
- Doyle, T.K., Houghton, J.D.R., O'Súilleabháin, P.F., Hobson, V.J., Marnell, F.D., Davenport, J. Hays, G.C. (2008). Leatherback turtles satellite-tagged in European waters. *Endangered Species Research*, 4: 23-31.
- Eckert, S.A. (2002). Distribution of juvenile leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* sightings. *Marine Ecology Progress Series*, 230: 289-293.
- Eckert, S.A., Bagley, D., Kubis, S., Ehrhart, L., Johnson, C., Stewart, K. DeFreese, D. (2006). Internesting and postnesting movements and foraging habitats of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) nesting in Florida. *Chelonian Conservation and Biology*, 5: 239-248.
- Edwards, M., Richardson, A.J. (2004). Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, 430(7002), 881.
- Fossette, S., Ferraroli, S., Tanaka, H., Ropert-Coudert, Y., Arai, N., Sato, K., Naito, Y., LeMaho, Y. Georges, J.Y. (2007). Dispersal and dive patterns in gravid leatherback turtles during the nesting season in French Guiana. *Marine Ecology Progress Series*, 338: 233-247.
- García-Seoane, E., Vieira, R.P., Moreno, A., Caldeira, R., Gaudêncio, M.J., dos Santos, A. (submetido). Distribution and diversity of mesopelagic fauna in seamounts of the Madeira-Tore complex (Northeastern Atlantic).
- Gomes, I. Gomes, I., Pérez-Jorge, S., Peteiro, L., Andrade, J., Bueno-Pardo, J., Quintino, V., Rodrigues, A.M., Azevedo, M., Vanreusel, A., Queiroga, H., Deneudt, K. (2018). Marine biological value along the Portuguese continental shelf; insights into current conservation and management tools. *Ecological Indicators*, 93: 533-546.
- Gonçalves, J.M.S., Erzini, K. (2000). The reproductive biology of *Spondyliosoma cantharus* (L.) from the SW coast of Portugal. *Scientia Marina*, 64:403-411.

- Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Oliveira, F., Afonso, C.M.L., Rangel, M., Milla, D., Henriques, N.S., Sousa, I., Bentes, L. (2015). Biodiversidade Marinha do sublitoral entre a ponta da Piedade e a praia do Barranco. Relatório Técnico No. 3/2015 - PescaMap. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 104 pp + Anexos
- Griffiths, J.R., Kadin, M., Nascimento, F.J., Tamelander, T., Törnroos, A., Bonaglia, S., Bonsdorff, E., Brüchert, V., Gårdmark, A., Järnström, M., Kotta, J., Lindegren, M., Nordström, M.C., Norkko, A., Olsson, J., Weigel, B., Žydelis, R., Blenckner, T., Niiranen, S., Winder, M. (2017). The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world. *Global Change Biology*, 23:2179-2196.
- Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J., Øien, N. (2017). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Technical Report of SCANS III survey. 40 pp.
- Henriques, S., Pais, M.P., Costa, M.J., Cabral, H.N. (2013). Seasonal variability of rocky reef fish assemblages: detecting functional and structural changes due to fishing effects. *Journal of Sea Research*, 79: 50-59.
- Henriques, V., Guerra, M.T., Mendes, B., Gaudêncio, M.J., Fonseca, P. (2014). Benthic habitat mapping in a Portuguese Marine Protected Area using EUNIS: an integrated approach. *Journal of Sea Research*, 100: 77-90.
- Houghton, J.D.R., Doyle, T.K., Wilson, M.W., Davenport, J., Hays, G. (2006). Jellyfish aggregations and leatherback turtle foraging patterns in a temperate coastal environment. *Ecology*, 87: 1967-1972.
- Huot, Y., Babin, M., Bruyant, F., Grob, C., Twardowski, M.S., Claustre, H. (2007). Does chlorophyll a provide the best index of phytoplankton biomass for primary productivity studies? *Biogeosciences Discussions*, 4:707–745.
- Hüssy, K., Coad, J.O., Farrell, E.D., Clausen, L.W., Clarke, M.W. (2012). Sexual dimorphism in size, age, maturation, and growth characteristics of boarfish (*Capros aper*) in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 69:1729-1735.
- ICES, 2008. Report of the Workshop on Seabird Ecological Quality Indicator, 8-9 March 2008, Lisbon, Portugal. ICES CM 2008/LRC:06. 60 pp
- ICES (2016a). EU request to provide guidance on the most appropriate method to aggregate species within species groups for the assessment of good environmental status for MSFD Descriptor 1. ICES Special Request Advice Northeast Atlantic Ecoregion. ICES Advice 2016, Book 1. 5 p.

- ICES (2016b). EU request to provide guidance on the practical methodology for delivering an MSFD GES assessment on D3 for an MSFD region/subregion. ICES Special Request Advice Northeast Atlantic Ecoregion. ICES Advice 2016, Book 1. 4 p.
- ICES (2017a). Report of the OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Marine Birds (JWG-BIRD), 6-10 November 2017, Riga, Latvia. ICES CM 2017/ACOM:49. 98 pp.
- ICES (2017b). EU request to provide guidance on operational methods for the evaluation of the MSFD Criterion D3C3 (second stage 2017). In Report of the ICES Special Request Advice, 2017. ICES Advice 2017, sr.2017.07.
- ICNF (2013a). *Delphinus delphis*. Formulários da Fauna do Continente. <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/dir-ave-habit/rel-nac/rel-nac-07-12>
- ICNF (2013b). *Tursiops truncatus*. Formulários da Fauna do Continente. <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/dir-ave-habit/rel-nac/rel-nac-07-12>
- ICNF (2013c). *Alosa alosa*. Formulários da Fauna do Continente. <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/dir-ave-habit/rel-nac/rel-nac-07-12>
- ICNF (2013d). *Alosa fallax*. Formulários da Fauna do Continente. <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/dir-ave-habit/rel-nac/rel-nac-07-12>
- ICNF (2013e). *Petromyzon marinus*. Formulários da Fauna do Continente. <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/dir-ave-habit/rel-nac/rel-nac-07-12>
- ICNF, 2017. Processo de extensão da Diretiva Habitats ao Meio Marinho. Proposta técnica de Sítios de Importância Comunitária a designar em Portugal Continental. 17 p.
- Life MarPro (2013). Guia do Utilizador das Bases de Dados a utilizar no âmbito do Projecto - Relatório da Acção A1. Projecto Life MarPro (relatório não publicado).
- MAM, SRMCT, SRA (2014). Estratégias Marinhas para as Águas Marinhas Portuguesas. Diretiva-Quadro Estratégia Marinha. Programa de Monitorização e Programa de Medidas. Ministério da Agricultura e do Mar, Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia, Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais. Novembro de 2014. 192 p.
- MAMAOT (2012a). Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Outubro de 20102, 906 p.

- MAMAOT (2012b). Estratégia Marinha para a subdivisão do Plataforma Continental Estendida. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Outubro de 20102, 200 p.
- Marçalo, A., Ferreira, M., Vingada, J., Azevedo, M., Martins, R., Fernandes, A.C. (2016). Annual Report on the implementation of Council Regulation (EC) 812/2004 – 2015. 10p.
- Marçalo, A., Ferreira, M., Vingada, J., Eira, C., Azevedo, M., Prista, N., Silva, A. (2015). Annual Report on the implementation of Council Regulation (EC) 812/2004 – 2014. 9p.
- Marçalo, A., Ferreira, M., Vingada, J., Eira, C., Azevedo, M., Silva, A., Prista, N. (2013). Contribution from MARPRO Project (Univ. Aveiro, Univ. Minho, and Soc. Port. Vida Selvagem, INRB-IPIMAR) for the Annual report on the implementation of Council Regulation (EC) No 812/2004 – 2012. 9p.
- Marçalo, A., Ferreira, M., Vingada, J., Eira, C., Azevedo, M., Silva, A. (2014). Annual Report on the implementation of Council Regulation (EC) 812/2004 – 2013. 12p.
- Marçalo, A., Vingada, J., Azevedo, M., Fernandes, A.C., Silva, A. (2017). Annual Report on the implementation of Council Regulation (EC) 812/2004 – 2016. 8p.
- Meirinho, A., Barros, N., Oliveira, N., Catry, P., Lecoq, M., Paiva, V., Gerales, P., Granadeiro, J.P., Ramírez, I., Andrade, J. (2014). Atlas das Aves Marinhas de Portugal. Soc Port para o Estudo das Aves. Lisboa
- Monteiro, P., Afonso, C.M.L., Oliveira, F., Rangel, M., Milla, D., Haponiuk, R., Bentes, L., Gonçalves, J.M.S. (2015). Biodiversidade Marinha do sublitoral da Arrifana. Relatório Técnico No. 2/2015 - PescaMap. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 62 p.
- Morais, L., Crisóstomo, P., Mourato, E. (2016). Dimensão da população de gaivotas do Arquipélago das Berlengas. Adenda ao relatório técnico de dezembro de 2015 - dimensão, distribuição e evolução da população de gaivotas, e avaliação de novos métodos de controlo a serem testados (Ação A.2). Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I.P. (relatório não publicado).
- Nicolau, L. (2017). Influência de fatores antropogénicos na comunidade de tartarugas marinhas em águas continentais portuguesas. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro. 167 p. <http://hdl.handle.net/10773/22807>
- Nicolau, L., Ferreira, M., Santos, J., Araújo, H., Sequeira, M., Vingada, J., Eira, C., Marçalo, A. (2016). Sea turtle strandings along the Portuguese mainland coast: spatio-temporal occurrence and main threats. *Marine Biology*, 163, 21.
- Northridge, S. P., Fortuna, C. M. (2008). Protocol for data collection on bycatch and depredation in the ACCOBAMS Region: A Standardised Methodology for Use in the Collection of Data on Cetacean Bycatch and Depredation of Nets. Report of

- the International Workshop on bycatch within the ACCOBAMS area. General Fisheries Council of the Mediterranean, p. 1-37.
- Oliveira, N., Almeida, A., Santos Torres, A., Fagundes, I., Rodrigues, P., Andrade, J. (2016). Updated Information on the Breeding Status of Berlengas Archipelago Seabirds. Report of the Action A1, Project LIFE Berlengas. SPEA - Portuguese Society for the Study of Birds, Lisbon (relatório não publicado).
- Oliveira, N., Almeida, A., Gutiérrez, I., Mikšlová, K., Silva, E., Santos, A., Andrade, J. (2017). Sobreposição espaço-temporal entre aves marinhas e pescas na ZPE das Ilhas Berlengas. Relatório Preliminar da ação C1, Projeto LIFE+ Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- Omori, M., Ikeda, T. (1984). Methods in Marine Zooplankton Ecology. John Wiley Ed. 332 p.
- OSPAR (2017a). Marine bird abundance. In: Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-birds/bird-abundance/>
- OSPAR (2017b). Changes in Phytoplankton and Zooplankton Communities. In: Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/habitats/changes-phytoplankton-and-zooplankton-communities/>
- OSPAR (2017c). Changes in Phytoplankton Biomass and Zooplankton Abundance. In: Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/habitats/plankton-biomass/>
- Pereira, J. M., Krüger, L., Oliveira, N., Meirinho, A., Silva, A., Ramos, J. A., Paiva, V. H. (2018). Using a multi-model ensemble forecasting approach to identify key marine protected areas for seabirds in the Portuguese coast. Ocean and Coastal Management, 153:98-107.
- Piet, G. J., Albella, A. J., Aro, E., Farrugio, H., Lleonart, J., Lordan, C., Mesnil, B., Petrakis, G., Pusch, P., Radu, G., Ratz, H.-J. (2010). Marine Strategy Framework Directive – Task Group 3 Report Commercially Exploited Fish and Shellfish, Luxembourg. JRC Scientific and Technical Reports. 82 p.
- Postel, L., Fock, H., Hagen, W. (2000). Biomass and abundance in ICES Zooplankton Methodology Manual, Academic Press Ed.: 83-192.
- Probst, W. N., Oosterwind, D. (2014). How good are alternative indicators for spawning-stock biomass (SSB) and fishing mortality (F)? ICES Journal of Marine Science, 71: 1137–1141.

- Probst, W. N., Stelzenmuller, V. (2015). A benchmarking and assessment framework to operationalise ecological indicators based on time series analysis, *Ecological Indicators*, 55: 94-106.
- Rosa, A., Catarino, D., Gomes, S., Lagarto, N., Mendonça, P., Pereira, J., Graça, G., Moura, T., Freitas, D., Giacomello E., Menezes, G. (2016a). BIOMETORE - Biodiversity in the seamounts: The Madeira-Tore and Great Meteor. Cruise report ARQBIOMETORE-44-V15. Arquivos do DOP, Série Cruzeiros, Nº 2/2016. 39p.
- Rosa, A., Catarino, D., Gomes, S., Lagarto, N., Sousa, R., De Girolamo, M., Freitas, M., Giacomello, E., Menezes, G. (2016b). Cruise Report – ARQBIOMETORE-43-V15. Arquivos do DOP, Série Cruzeiros, nº 2/2016. 30 p.
- dos Santos, A., Menezes, G., Biscoito, M., Giacomello, E., Campos, A., Teixeira, A., Delgado, J., Silva, M.C., Guerra, M.T., Silva, M., Caldeira, R., Morato, T., Cartaxana, A., Silva, A.D., Peliz, A., Martins, A.M., Moreno, A., Dâmaso, C., Bartilotti, C., Sousa-Pinto, I., Figueiredo, I., Afonso, P., Moura, T. (2017a). BIOMETORE - Biodiversity in seamounts: the Madeira-Tore and Great Meteor. Final report - Scientific component. 311 p + 6 anexos.
- dos Santos, A., Bôto, M., Cunha, I., D'Alimonte, D., Garcia-Seoane, E., Kaufmann, M., Lobo, J., Marraccini, A., Pastor, J., Pires, R., Ribeiro, A., Sá, C., Sousa, A. (2017b). CRUISE REPORT IPMA 02040816: Survey to the Pelagic Habitats of the Madeira-Tore complex (Gorringe and Seine seamounts).
- Santos, A.M.P., Caetano, M., Moreno, A., Pastor, J., Pieper, C., Amaro, T., Ramagosa, M., Vieira, R.P., Baptista, M., Sobreira, J. (2015). Cruise Report – 02030915 (BIOMETORE 2). IPMA, 19 p.
- Santos J., Araújo, H., Ferreira, M., Henriques, A., Miodonski, J., Monteiro, S., Oliveira, I., Rodrigues, P., Duro, G., Oliveira, F., Pinto, N., Sequeira, M., Eira, C., Vingada, J. (2012). Chapter I: Baseline estimates of abundance and distribution of target species. Annex to the Midterm Report of project LIFE MarPro NAT/PT/00038.
- Silva, J. (2015). Alterações na composição e na estrutura trófica das comunidades de peixes das Áreas Marinhas Protegidas da Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão após a proibição da pesca. Dissertação de Mestrado em Ecologia Marinha. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 113 p.
- Sousa, I., Gonçalves, J. M., Claudet, J., Coelho, R., Gonçalves, E. J., Erzini, K. (2018). Soft-bottom fishes and spatial protection: findings from a temperate marine protected area. *PeerJ*, 6, e4653.
- Soykan, O., Ilkyaz, A.T., Metin, G., Kinacigil, H.T. (2013). Growth and reproduction of brown comber (*Serranus hepatus* Linnaeus, 1758) in the central Aegean Sea, Turkey. *Turkish Journal of Zoology* 37:211-217.

- Stratoudakis, Y., Fernández, F., Henriques, M., Martins, J., Martins, R. (2015). Situação ecológica, socioeconómica e de governança após a implementação do primeiro plano de ordenamento no Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (Arrábida, Portugal): I – informações e opiniões dos pescadores. *Revista de Gestão Costeira Integrada / Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 15:153-166.
- Stratoudakis, Y., Mateus, C. S., Quintella, B. R., Antunes, C., de Almeida, P. R. (2016). Exploited anadromous fish in Portugal: Suggested direction for conservation and management. *Marine Policy*, 73: 92-99.
- Tasker, M.L., Jones, P.H., Dixon, T.I.M., Blake, B.F. (1984). Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *The Auk*, 101:567–577.
- TEWG (2009). Turtle Expert Working Group. An assessment of the Loggerhead turtle population in the Western North Atlantic Ocean. NOAA Technical Memorandum NMFS- SEFSC-575.
- Viegas, V. (2013). Pesca comercial na costa alentejana: rendimento, esforço de pesca, rejeições e efeitos da proteção. Dissertação de Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais. Universidade de Évora e Universidade Técnica de Lisboa. 58 p.
- Vingada, J., von Thenen, M., Henriques, A. Miodonski, J., Santos J., Araújo, H., Ferreira, M., Rosa, T., Oliveira, N., Landeck, P., Eira, C. (2013). Abundance of common scoter *Melanitta nigra* along the northern coast of mainland Portugal. Preliminary Report for LIFE+ MarPro LIFE09 NAT/PT/000038.
- Vingada J., Pereira, A., Ferreira, M., Monteiro, S., Costa, E., Gomes, T., Sá, S., Araújo, H., Santos, J., Nicolau, L., Marçalo, A., Eira, C. (2015). Implementação de medidas de mitigação em artes de pesca. Anexo ao 4º relatório de progresso do projeto LIFE MarPro NAT/PT/00038.
- Wallace, B.P., DiMatteo, A.D., Bolten, A.B., Chaloupka, M.Y., Hutchinson, B.J., Abreu-Grobois, F.A., Mortimer, J.A., Seminoff, J.A., Amarocho, D., Bjorndal, K.A., Bourjea, J., Bowen, B.W., Dueñas, R.B., Casale, P., Choudhury, B.C., Costa, A., Dutton, P.H., Fallabrino, A., Finkbeiner, E.M., Girard, A., Hamann, M., Hurley, B.J., López- Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M.A., Musick, J.A., Nel, R., Pilcher, N.J., Troëng, S., Witherington, B. e Mast, R.B. (2011). Global conservation priorities for marine turtles. *PLoS ONE*, 6: e24510.
- Wallace, B.P., Tiwari, M., Girondot, M. (2013). *Dermochelys coriacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T6494A43526147. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T6494A43526147.en>.

Referências Anexo D-II:

-
- Cardador, F. Borges, L. (1999). Manual dos cruzeiros demersais. Instituto de Investigação das Pescas e do Mar. 14 pp.
- Marques, V., Angélico, M.M., Nunes, C., Soares, E., Roguez-Climent, S., Silva, A., Oliveira, P., Marques, R., Henriques, E., Silva, A. (2015). Acústica PELAGO15 Abr/Maio 2015. Relatórios de Campanha, 26p.
- Silva, C., Borges, M.F. (2014). Crustáceos-2014, julho. Relatórios de Campanha, 21p.
- ICES (2016). Final report of the Working Group on Nephrops Surveys (WGNEPS), 10-13 November 2015, Cadiz, Spain. ICES CM 2015/SSGIEOM:30. 56 pp.
- ICES (2017). Manual of the IBTS North Eastern Atlantic Surveys. Series of ICES Survey Protocols SISP 15. 92 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.3519>

D.1.3 Descritor 2: Espécies não-indígenas

As espécies não indígenas introduzidas pelas atividades humanas situam-se a níveis que não alteram negativamente os ecossistemas.

D.1.3.1 Introdução

A introdução intencional ou acidental de espécies marinhas não indígenas pode ter impactos ecológicos e económicos negativos cumulativos. Um grupo significativo de espécies não indígenas pode tornar-se invasor e ter efeitos adversos na biodiversidade e nos serviços ecossistémicos conexos, especialmente em ecossistemas geográfica e evolutivamente isolados, como pequenas ilhas. Os riscos que estas espécies representam intensificam-se devido à expansão do comércio, dos transportes, do turismo e das alterações climáticas a nível mundial. De referir também os impactos sociais e económicos das invasões biológicas, que deverão ser evitados. Estão catalogadas até à data cerca de 12 000 espécies não indígenas no meio ambiente marinho e de transição, da União Europeia e de outros países europeus, e destas, aproximadamente 10 a 15% são consideradas invasoras [Regulamento (UE) n.º 1143/2014]. Em 2008, os impactos ecológicos e económicos das espécies invasoras, ascendiam a quase 5% da economia mundial (Defra, 2008). Ainda assim, não existiam métodos nem protocolos aprovados no âmbito de convenções europeias ou internacionais para avaliar tendências relativamente à abundância, ocorrência temporal ou distribuição espacial das espécies marinhas não indígenas.

Com a caracterização e avaliação inicial do estado das espécies marinhas não indígenas na subdivisão do continente de acordo com os critérios e normas metodológicas de avaliação do BEA estabelecidos pela Decisão da Comissão 2010/477/UE, identificaram-se os efeitos, reais ou potenciais, das mesmas no ambiente marinho desta subdivisão.

Esta avaliação inicial baseou-se nas recomendações do relatório do grupo de trabalho formado por elementos do Centro Comum de Investigação (JRC¹⁹) e do Conselho Internacional para a Exploração do Mar (ICES), na revisão das normas metodológicas relativamente aos critérios utilizados para a avaliação do BEA (Piha & Zampoukas 2011) e, também, no parecer da Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste (Convenção OSPAR) sobre a biodiversidade no âmbito da DQEM. Este último assenta no índice de biopoluição desenvolvido para o Mar Báltico, por Olenin *et al.* (2007), utilizado por alguns países da Comissão para a proteção do ambiente marinho do Báltico (HELCOM), com vista a avaliar os impactos ambientais das espécies não indígenas invasoras. No entanto, foi considerado que necessitaria de avaliação futura.

¹⁹ Joint Research Centre

No Relatório Inicial considerou-se como área de avaliação toda a plataforma continental entre as latitudes 42°N (Caminha) e 36°N (Vila Real de Santo António), e desde o limite superior do andar infralitoral (fundos permanentemente cobertos pela água do mar) até à isóbata dos 200 m (bordo da plataforma), incluindo assim as águas costeiras. Esta área sobrepunha-se à avaliada pela Diretiva Quadro da Água (DQA, Diretiva 2000/60/CE), que se estendia até uma milha náutica de distância da costa, mas uma vez que as espécies não indígenas não foram consideradas por aquela Diretiva, entendeu-se que não se deveria excluir da avaliação esta zona de sobreposição (MAMAOT, 2012a).

Em 2012, avaliou-se o número de espécies não indígenas introduzidas em consequência de atividades humanas na subdivisão do continente (38 espécies listadas), o rácio entre o número de espécies não indígenas e o número de espécies nativas na área de avaliação e o impacto das espécies não indígenas invasoras na área de avaliação para cada um dos grupos taxonómicos. Verificou-se que a natureza dos dados disponíveis impôs limitações à plena utilização dos indicadores recomendados, nomeadamente no que dizia respeito à abundância das espécies, apresentada somente para cinco espécies (*Gymnodinium catenatum*, *Ostreopsis ovata*, *Ampelisca heterodactyla*, *Ocinebrellus inornatus*, e *Corella eumyota*). Por essa razão, sugeria-se que os conhecimentos científicos e técnicos deviam ser aprofundados de modo a aperfeiçoar indicadores potencialmente úteis, em especial aqueles que diziam respeito aos impactos das espécies não indígenas invasoras (como os índices de poluição biológica), que constituem a principal preocupação no processo de consecução de um bom estado ambiental. Identificaram-se, como principais vias e vetores de introdução de espécies não indígenas, o tráfego marítimo e a aquacultura. No entanto, as informações disponíveis eram muito limitadas, impossibilitando a análise da ligação direta entre as atividades e a presença de espécies não indígenas (MAMAOT, 2012a).

Apesar dos constrangimentos reportados relativamente à análise de tendências em matéria de abundância, ocorrência temporal e distribuição espacial, e ao estabelecimento de valores de referência, considerou-se não haver evidência de alterações negativas ao nível de espécies, comunidades, habitats ou ecossistemas, em consequência da presença de espécies não indígenas, com exceção dos *blooms* da microalga tóxica *G. catenatum*, que são permanentemente monitorizados pelo IPMA, I.P. Apesar da informação limitada, Portugal considerou que se atingiu o Bom Estado Ambiental (BEA), embora com um baixo grau de confiança (MAMAOT, 2012a). Esta avaliação foi considerada adequada, apesar das numerosas lacunas de conhecimento, que deveriam ser preenchidas por planos detalhados para a obtenção de dados e conhecimento (Dupont *et al.*, 2014).

Pretende-se, neste ciclo, reavaliar os efeitos, reais ou potenciais, das espécies não indígenas no ambiente marinho da subdivisão do Continente, enquanto descritor

qualitativo para a definição do BEA, de modo a contribuir para a reavaliação do estado das águas marinhas portuguesas.

Assim, apresentam-se neste relatório os resultados relativos à inventariação de espécies não indígenas introduzidas pela atividade humana na subdivisão do Continente, em ambiente marinho, estuários e lagoas costeiras, nos últimos seis anos (período compreendido entre 2012 e 2018), tendo em conta as listas indicativas dos elementos dos ecossistemas, pressões antropogénicas e atividades humanas com importância para as águas marinhas, constantes no anexo III da Diretiva (UE) 2017/845. Sempre que possível, avaliam-se os elementos dos critérios da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão.

D.1.3.2 Metodologia e dados

D.1.3.2.1 Áreas de avaliação

A subdivisão do Continente no presente ciclo de avaliação, foi dividida em três áreas (Figura D-23). As áreas, consideradas desde o limite superior do andar infralitoral (fundos permanentemente cobertos pela água do mar) até ao bordo da plataforma continental (regra geral coincidente com a isobatimétrica dos 200 m), basearam-se na topografia e tipo de fundo (predominantemente arenoso, predominantemente lodoso ou dominado por afloramentos rochosos), na profundidade (em concordância com a distribuição das comunidades bentónicas e piscícolas identificadas na costa da subdivisão do continente), e na intensidade do afloramento costeiro. Foi garantida a harmonização com as tipologias adotadas na Diretiva Quadro da Água (Bettencourt *et al.*, 2004).

Sabendo que uma vez estabelecidas, as espécies não indígenas se, com comportamento invasor, têm tendência a aumentar a sua área de distribuição, e reconhecendo que têm, regra geral, a capacidade de colonizar nichos ecológicos já habitados por espécies semelhantes, pretende-se, ao considerar as três áreas (A, B e C) em vez da área única considerada na avaliação inicial, estimar as tendências de expansão ou regressão da distribuição de determinada espécie. Acresce que são áreas ecologicamente representativas, capazes de refletir diferentes escalas ecológicas reveladas pela biodiversidade de uma dada região ou subregião, constituindo escalas que são efetivas para a aplicação de medidas (SEC 2011). Outra alteração ao Relatório Inicial, é a inclusão da informação relativa à presença de espécies não indígenas em estuários e lagoas costeiras. Esta decisão foi tomada porque aqueles ecossistemas costeiros e estuarinos são particularmente vulneráveis às introduções de espécies não indígenas, por estarem expostos com elevada intensidade e frequência a diversos vetores de introdução, como a descarga de águas de lastro, as incrustações, e a aquacultura. Também, e uma vez que parte das espécies listadas apresentam ciclos de vida complexos, que incluem variações

sazonais quer das características morfológicas em diferentes estádios, quer da sua distribuição espacial, considera-se pertinente a inclusão destas áreas enquanto zonas de transição entre o meio marinho e as águas interiores.

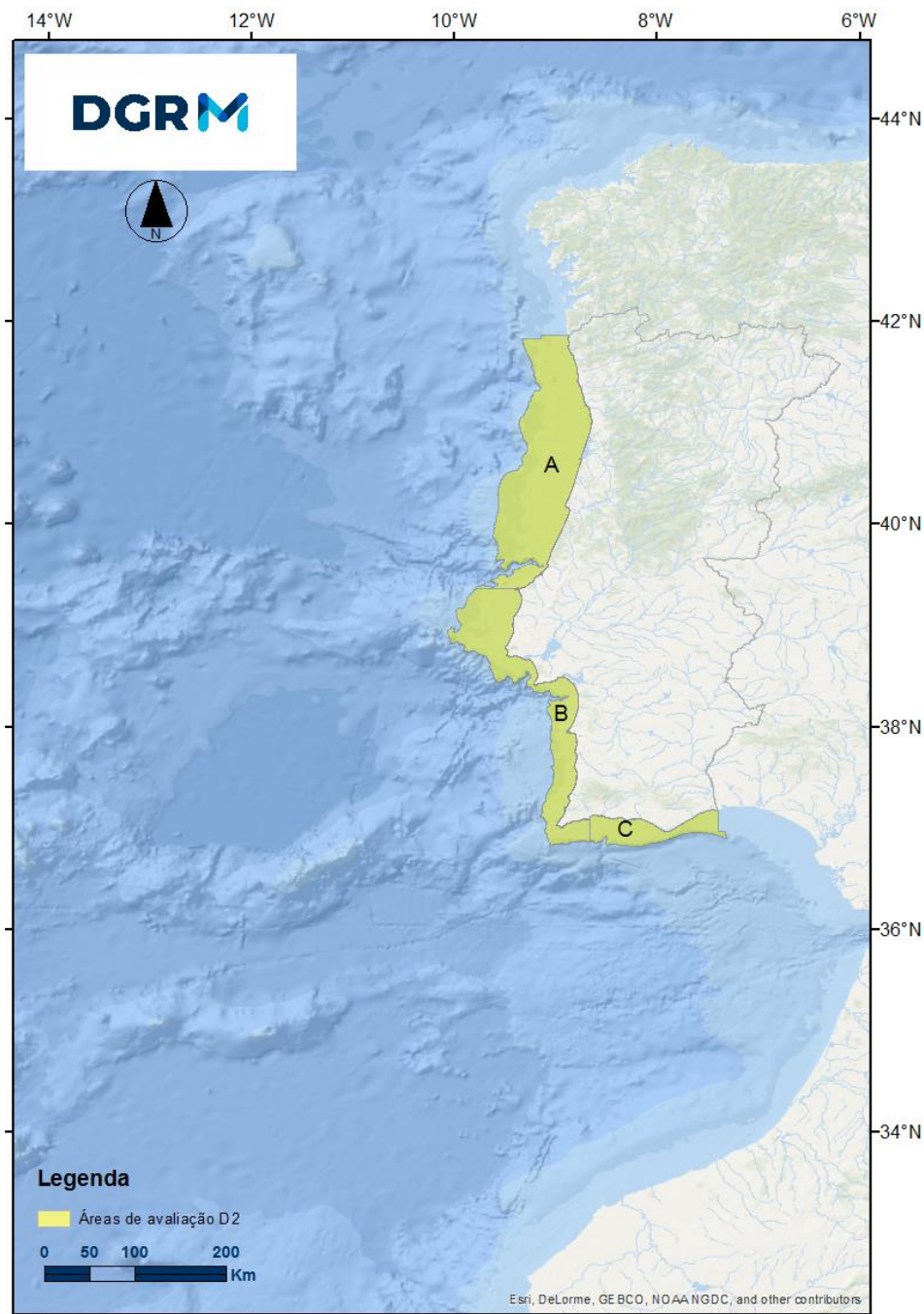


Figura D-23. Áreas de avaliação do D2²⁰ na subdivisão do Continente (IPMA, 2018).

D.1.3.2.2 Critérios para avaliação do BEA

Para avaliação do BEA do D2, a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão estabelece um critério primário e dois critérios secundários (Tabela D-26) assim como um conjunto de

²⁰ Os limites geográficos destas áreas podem ser consultados no Anexo D-I.

normas metodológicas, especificações e métodos normalizados. De acordo com a nova Decisão da Comissão, entende-se por espécies não indígenas «recentemente introduzidas» as espécies cuja presença na zona não era conhecida no período de avaliação anterior e por espécies não indígenas «estabelecidas» as espécies cuja presença na zona era conhecida no período de avaliação anterior.

Tabela D-26. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D2 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
	D2C1 - Primário	
Espécies não-indígenas recentemente introduzidas	O número de espécies não-indígenas recentemente introduzidas no meio natural pela atividade humana, por período de avaliação (6 anos) é minimizado e, sempre que possível, reduzido a zero Unidades de medida: n.º de espécies por zona de avaliação	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional
	D2C2 - Secundário	
Espécies não-indígenas estabelecidas Lista a estabelecer através de cooperação (sub)regional	Abundância e distribuição espacial das espécies não indígenas estabelecidas, em particular das espécies invasoras, que contribuem significativamente para os efeitos negativos sobre determinados grupos de espécies ou tipos de habitats Unidades de medida: nº de indivíduos, biomassa (t) ou extensão (km²) por espécie	Não aplicável
	D2C3 - Secundário	
Grupos de espécies e tipos de habitats ameaçados pela presença de espécies não-indígenas. Lista a estabelecer através de cooperação (sub)regional	Proporção do grupo de espécies ou extensão espacial do tipo de habitat negativamente alterado devido a espécies não-indígenas, em particular espécies não-indígenas invasoras Unidades de medida: rácio entre espécies indígenas e não indígenas em n.º e/ou abundância; ou extensão (km²) de habitat negativamente alterado	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional

D.1.3.2.3 Dados e fontes de informação disponíveis

Tal como em 2012, a caracterização do estado das espécies não indígenas para a subdivisão do Continente foi efetuada com base em publicações científicas, bases de dados disponíveis na Internet (AquaNIS, EASIN, DAISIE, InvasIBER, NOBANIS, GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE, Invasive Species Compendium, ALGAEBASE, MACOI), relatórios técnico-científicos, relatórios de teses de mestrado e de doutoramento, relatórios do Grupo de Trabalho do ICES sobre Introdução e Transferências de Organismos Marinhos (WGITMO) e dados obtidos no âmbito de projetos de investigação e de contratos de prestação de serviços. No que diz respeito ao período de tempo considerado na inventariação do número de espécies, utilizam-se todos os registos disponíveis, isto é, desde cerca de 1700 até ao presente. Já no que diz respeito ao período de tempo em avaliação, consideramos apenas os registos realizados durante o ciclo considerado, ou seja, entre 2012 e 2018.

D.1.3.3 Resultados

D.1.3.3.1 Inventário de espécies não indígenas

Em 2012 reportaram-se cerca de 38 espécies não indígenas para a subdivisão do Continente (MAMAOT, 2012a), sendo a maioria espécies bentónicas costeiras, com o substrato duro como habitat. Chainho *et al.* (2015) atualizaram a lista das espécies marinhas não indígenas introduzidas pelas atividades humanas na subdivisão do Continente, listando 68 espécies. Posteriormente, no âmbito do projeto “BioMar PT-Aprender a conhecer o ambiente marinho de Portugal” (PT02_Aviso6_0003, financiado pelo programa EEA Grants), no período compreendido entre dezembro de 2014 e dezembro de 2016, 6 novas espécies foram adicionadas à lista (Albuquerque, 2016; Berecibar, 2016; Henriques *et al.*, 2016; Ramos, 2016; e Souto, 2016). Publicações posteriores a essa data ou submetidas recentemente e ainda em processo de revisão, assim como relatórios de vários tipos (técnico-científicos, académicos, do grupo de trabalho WGITMO do ICES), identificam um conjunto adicional de espécies não indígenas.

Na lista de espécies apresentada neste relatório, fez-se uma revisão cuidada das referências relacionadas com a presença de espécies não indígenas nas águas costeiras e de transição do continente. Ao contrário de Chainho *et al.* (2015), foram também consideradas espécies cujo estado está identificado como criptogénico. As espécies criptogénicas, são aquelas que não são nativas, mas para as quais não se conhece origem. De acordo com Olenin *et al.* (2010), verifica-se que algumas espécies criptogénicas têm carácter invasor e estão reportadas nos países vizinhos de Portugal, razão pela qual devem ser incluídas nas avaliações feitas. As espécies não indígenas invasoras são um conjunto de espécies estabelecidas, que se expandiram, estão em expansão ou demonstram potencial para se propagar para outras áreas, causando efeitos adversos sobre a biodiversidade local, o funcionamento dos ecossistemas, a socioeconomia ou a saúde humana nas áreas invadidas (Olenin *et al.*, 2010).

Compilou-se uma lista final com um total de 105 espécies não indígenas na subdivisão do continente. Este número é muito superior ao inicialmente reportado, consequência da inclusão na atual inventariação de espécies não indígenas presentes no continente em zonas marinhas, mas também em águas de transição (estuários e lagoas costeiras). Se no Relatório Inicial se tivessem considerado além das espécies exclusivamente marinhas, todas as que também utilizam as águas de transição, ter-se-iam reportado 74 espécies. Depois da data de publicação do mesmo relatório, ou seja, depois de 2012, mas a ocorrer antes dessa data, contaram-se 16 espécies. Por fim, inventariaram-se 15 espécies recentemente introduzidas.

Na Tabela D-27 são listadas as espécies não indígenas que ocorrem nas zonas marinhas, estuários e lagoas costeiras na subdivisão do Continente, referindo a data do primeiro registo, os potenciais vetores de introdução (caracteres sobrescritos: a-

água de lastro; b- incrustação (*fouling*); c- aquacultura; d- desconhecido), a distribuição atual (por área: A, B, C, ou n. d. quando não determinada), e o estado em que se encontram de acordo com o definido pelas listas de espécies providenciadas por Portugal entre 2012 e 2018 nos relatórios do grupo de trabalho WGITMO (*E*- estabelecido, *NE*- não estabelecido, e *I*- indeterminado). Finalmente, apresenta-se a referência bibliográfica do primeiro registo a nível nacional. Sempre que o primeiro registo tenha sido feito no período em avaliação, ou seja no intervalo 2012 a 2018, assinala-se o nome da espécie com um asterisco.

Tabela D-27. Espécies não indígenas registadas na área de avaliação da subdivisão do Continente (águas marinhas, estuários e lagoas costeiras), com referência ao ano do 1º registo, potenciais vetores de introdução: a- água de lastro; b- incrustação (*fouling*); c- aquacultura; d- desconhecido, estado atual da população (*E*- estabelecido, *NE*- não estabelecido, e *I*- indeterminado), distribuição atual (por área de ocorrência: A, B, C), e referência bibliográfica.

Taxa	1º registo	Estado da população	Área de ocorrência	Referência
Reino Chromista				
Filo Myzozoa				
Classe Dinophyceae				
Ordem Gymnodiniales				
Família Gymnodiniaceae				
<i>Gymnodinium catenatum</i> L.W.Graham, 1943	1898 ^d	<i>E</i>	A, B, C	Estrada (1995)
<i>Gymnodinium microreticulatum</i> C.J.S.Bolch, Negri & G.M.Hallegraeff, 1999	1999 ^d	<i>E</i>	A, B, C	Amorim <i>et al.</i> (2001)
Ordem Gonyaulacales				
Família Ostreopsidaceae				
<i>Ostreopsis ovata</i> Fukuyo, 1981	2011 ^d	<i>I</i>	C	David <i>et al.</i> (2012)
<i>Ostreopsis siamensis</i> Schmidt, 1901	2008 ^d	<i>I</i>	B	Amorim <i>et al.</i> (2010)
Filo Ochrophyta				
Classe Bacillariophyceae				
Ordem Bacillariales				
Família Bacillariaceae				
<i>Pseudo-nitzschia multistriata</i> (Takano) Takano, 1995	2003 ^d	<i>I</i>	A	Churro <i>et al.</i> (2009)
Ordem Triceratiales				
Família Triceratiaceae				
<i>Odontella sinensis</i> (Greville) Grunow, 1884	1981 ^d	<i>I</i>	A, B	https://www.gbif.org/occurrence/365655182
Classe Phaeophyceae				
Ordem Fucales				
Família Sargassaceae				
<i>Sargassum muticum</i> (Yendo) Fensholt, 1955	1989 ^d	<i>E</i>	A, B, C	Rull Lluç <i>et al.</i> (1994)
Ordem Laminariales				
Família Alariaceae				
<i>Undaria pinnatifida</i> (Harvey) Suringar, 1873	2007 ^d	<i>E</i>	A, B	Araújo <i>et al.</i> (2009)
Ordem Scytosiphonales				
Família Scytosiphonaceae				

<i>Colpomenia peregrina</i> Sauvageau, 1927	1951 ^{b, c}	<i>E</i>	A, B, C	Palminha (1951)
* <i>Scytosiphon dotyi</i> M.J.Wynne, 1969	2016 ^{b, c}	<i>I</i>	B	Berecibar (2016)

Reino Plantae

Filo Chlorophyta

Classe Ulvophyceae

Ordem Bryopsidales

Família Codiaceae

<i>Codium arabicum</i> Kützinger, 1856	2006 ^b	<i>I</i>	n. d.	Verbruggen <i>et al.</i> (2007)
<i>Codium fragile</i> subsp. <i>fragile</i> (Suringar) Hariot, 1889	2005 ^{b, c}	<i>E</i>	B, C	Berecibar (2011)

Ordem Ulvales

Família Ulvaceae

<i>Ulva australis</i> Areschoug, 1854	2007 ^c	<i>E</i>	A, C	Bárbara <i>et al.</i> (2014)
---------------------------------------	-------------------	----------	------	------------------------------

Filo Rhodophyta

Classe Bangiophyceae

Ordem Bangiales

Família Bangiaceae

<i>Pyropia suborbiculata</i> (Kjellman) J.E.Sutherland, H.G.Choi, M.S. Hwang & W.A.Nelson, 2011	2010 ^d	<i>E</i>	B, C	Vergés <i>et al.</i> (2013)
---	-------------------	----------	------	-----------------------------

Classe Florideophyceae

Ordem Bonnemaisoniales

Família Bonnemaisoniaceae

<i>Asparagopsis armata</i> Harvey, 1855	1951 ^d	<i>E</i>	A, B, C	Palminha (1958)
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan de Saint-Léon, 1845	2000 ^d	<i>E</i>	B, C	Vicêncio (2009)
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> Hariot, 1891	2003 ^d	<i>E</i>	C	Berecibar (2011)

Ordem Ceramiales

Família Ceramiaceae

<i>Antithamnion (Pteroton) amphigeneum</i> A.J.K.Millar, 1990	2004 ^d	<i>E</i>	B, C	Berecibar (2011)
<i>Antithamnion densum</i> (Suhr) M.A.Howe, 1914	2004 ^d	<i>E</i>	C	Berecibar (2011)
<i>Antithamnion hubbsii</i> E.Y.Dawson, 1962	2011 ^{a, c}	<i>E</i>	B, C	Berecibar (2011)
<i>Antithamnionella spirographidis</i> (Schiffner) E.M.Wollaston, 1968	2007 ^d	<i>E</i>	A, B, C	Araújo <i>et al.</i> (2009)
<i>Antithamnionella ternifolia</i> (J.D.Hooker & Harvey) Lyle, 1922	1958 ^d	<i>E</i>	A, B, C	Palminha (1958)
<i>Scageliopsis patens</i> Wollaston, 1981	2006 ^d	<i>E</i>	B, C	Secilla <i>et al.</i> (2008)

Família Dasyaceae

<i>Dasya sessilis</i> Yamada, 1928	1989 ^d	<i>E</i>	A, B, C	Berecibar (2011)
------------------------------------	-------------------	----------	---------	------------------

Ordem Gracilariales

Família Gracilariaceae

<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (Ohmi) Papenfuss, 1967	1989 ^d	<i>E</i>	A, B, C	Berecibar (2011)
--	-------------------	----------	---------	------------------

Ordem Halymeniales

Família Halymeniaceae

<i>Grateloupia filicina</i> (J.V.Lamouroux) C. Agardh, 1822	1804 ^d	<i>I</i>	B	André (1970)
<i>Grateloupia turuturu</i> Yamada, 1941	1997 ^d	<i>E</i>	A	Bárbara & Cremades (2004)

Família Rhodomelaceae

<i>Melanthamnus harveyi</i> (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs, 2017	2003 ^d	<i>E</i>	A, B, C	Araújo <i>et al.</i> (2009)
---	-------------------	----------	---------	-----------------------------

<i>Symphycloadia marchantioides</i> (Harvey) Falkenberg, 1897	2003 ^d	<i>E</i>	A, B	Berecibar (2011)
Família Wrangeliaceae				
<i>Anotrichium furcellatum</i> (J. Agardh) Baldock, 1976	1960 ^d	<i>E</i>	A, B, C	Ardre (1970)
Ordem Rhodymeniales				
Família Lomentariaceae				
<i>Lomentaria hakodatensis</i> Yendo, 1920	2008 ^d	<i>E</i>	B, C	Berecibar (2011)
Reino Animalia				
Filo Nematoda				
Classe Chromadorea				
Ordem Rhabditida				
Família Anguillicolidae				
<i>Anguillicoloides crassus</i> (Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974) Moravec & Taraschewski, 1988	1992 ^c	<i>E</i>	A, B	Silva (1992)
Filo Cnidaria				
Classe Hydrozoa				
Ordem Anthoathecata				
Família Cordylophoridae				
<i>Cordylophora caspia</i> (Pallas, 1771)	1983 ^b	<i>E</i>	B, C	Cancela da Fonseca (1989)
Ordem Leptothecata				
Família Blackfordiidae				
<i>Blackfordia virginica</i> Mayer, 1910	1984 ^{a, b}	<i>E</i>	B, C	Moore (1987)
Ordem Limnomedusae				
Família Olindiidae				
<i>Gonionemus vertens</i> A. Agassiz, 1862	1700 ^{a, b, c}	<i>I</i>	B	Edwards (1976)
<i>Maeotias marginata</i> (Modeer, 1791)	2002 ^{a, b}	<i>I</i>	C	Muha <i>et al.</i> (2012)
Filo Annelida				
Classe Polychaeta				
Ordem Capitellida				
Família Maldanidae				
<i>Metasychis gotoi</i> (Izuka, 1902)	1972 ^b	<i>I</i>	A	Amoureux (1974)
Ordem Eunicida				
Família Lumbrineridae				
<i>Lumbrinerides crassicephala</i> (Hartman, 1965)	1994 ^d	<i>I</i>	A	Ravara & Moreira (2013)
Ordem Phyllodocida				
Família Goniadidae				
<i>Goniadella gracilis</i> (Verrill, 1873)	2007 ^b	<i>E</i>	A, B, C	Martins <i>et al.</i> (2013)
Ordem Sabellida				
Família Sabellidae				
<i>Desdemonia ornata</i> Banse, 1957	1993 ^a	<i>E</i>	B, C	Machado & Cancela da Fonseca (1997)
Família Serpulidae				
<i>Ficopomatus enigmaticus</i> (Fauvel, 1923)	1979 ^{a, b}	<i>E</i>	B	Cancela da Fonseca (1989)
Família Spionidae				
<i>Polydora cornuta</i> Bosc, 1802	1989 ^a	<i>I</i>	A	Pardal <i>et al.</i>

<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> (Okuda, 1937)	2005 ^a	<i>E</i>	B	(1992) G. Silva (com pes.) in Chainho (2017)
<i>Prionospio pulchra</i> Imajima, 1990	2009 ^c	<i>E</i>	A, B, C	Carvalho <i>et al.</i> (2013)
Ordem Terebellida				
Família Ampharetidae				
<i>Isolda pulchella</i> Müller in Grube, 1858	2007 ^{a, b}	<i>E</i>	A, B, C	Martins <i>et al.</i> (2013)
Filo Bryozoa				
Classe Gymnolaemata				
Ordem Cheilostomatida				
Família Adeonidae				
* <i>Reptadeonella violacea</i> (Johnston, 1847)	2012 ^d	<i>I</i>	A, B	Souto (2016)
Família Bugulidae				
<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	2004 ^b	<i>E</i>	A, B, C	Marchini <i>et al.</i> (2007)
<i>Bugulina fulva</i> (Ryland, 1960)	1960 ^b	<i>E</i>	B, C	Ryland (1960)
<i>Bugulina stolonifera</i> (Ryland, 1960)	2007 ^b	<i>I</i>	A, B	Marchini <i>et al.</i> (2007)
<i>Crisularia plumosa</i> (Pallas, 1766)	1937 ^b	<i>I</i>	B	Nobre (1937)
Família Candidae				
<i>Tricellaria inopinata</i> d'Hondt & Occhipinti Ambrogi, 1985	2004 ^b	<i>E</i>	A, B	Marchini <i>et al.</i> (2007)
Família Lepraliellidae				
* <i>Celleporaria brunnea</i> (Hincks, 1884)	2012 ^a	<i>NE</i>	B, C	Canning-Clode <i>et al.</i> (2013)
Família Watersiporidae				
<i>Watersipora subtorquata</i> (d'Orbigny, 1852)	2004 ^b	<i>E</i>	B, C	Souto <i>et al.</i> (2014)
Família Schizoporellidae				
* <i>Schizoporella errata</i> (Waters, 1878)	2016 ^b	<i>I</i>	B, C	Souto (2016)
Ordem Ctenostomatida				
Família Vesiculariidae				
<i>Amathia verticillata</i> (delle Chiaje, 1822)	1937 ^{a, b}	<i>E</i>	A, B, C	Nobre (1937)
Filo Mollusca				
Classe Bivalvia				
Ordem Myida				
Família Myidae				
<i>Mya arenaria</i> Linnaeus, 1758	1982 ^a	<i>E</i>	A, B	C. Reis (com pes.) in Chainho <i>et al.</i> (2015)
Ordem Ostreida				
Família Ostreidae				
<i>Crassostrea gigas</i> (Thunberg, 1793)	1700 ^{b, c}	<i>E</i>	A, B, C	Edwards (1976)
Ordem Venerida				
Família Cyrenidae				
<i>Corbicula fluminea</i> (O. F. Müller, 1774)	1978 ^a	<i>E</i>	A, B, C	Mouthon (1981)
Família Veneridae				
<i>Mercenaria mercenaria</i> (Linnaeus, 1758)	2010 ^a	<i>NE</i>	A, B	M. Gaspar (com pes.) in Chainho <i>et al.</i> (2015)
<i>Ruditapes philippinarum</i> (Adams & Reeve, 1850)	1984 ^c	<i>E</i>	A, B, C	Ruano & Sobral (2000)

Classe Gastropoda					
Ordem Littorinimorpha					
Família Calyptraeidae					
<i>*Crepidula fornicata</i> (Linnaeus, 1758)	2016 ^{b, c}	<i>I</i>	A	Albuquerque (2016)	
Família Tateidae					
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray, 1843)	1978 ^{a, b}	<i>E</i>	A, B, C	Cancela da Fonseca (1991)	
Ordem Mytilida					
Família Mytilidae					
<i>*Arcuatula senhousia</i> (Benson, 1842)	2015 ^c	<i>I</i>	B	Sá <i>et al.</i> (em revisão)	
Ordem Neogastropoda					
Família Muricidae					
<i>Ocenebrellus inornatus</i> (Récluz, 1851)	1999 ^c	<i>E</i>	B	Afonso (2011)	
Classe Polyplacophora					
Ordem Chitonida					
Família Chaetopleuridae					
<i>Chaetopleura angulata</i> (Spengler, 1797)	1916 ^{a, b, c}	<i>E</i>	A, B, C	Hidalgo (1916)	
Família Chitonidae					
<i>Tonica atrata</i> (G.B. Sowerby II, 1840)	1985 ^{a, b, c}	<i>E</i>	B	Arias & Anadón (2013)	
Filo Arthropoda					
Classe Branchiopoda					
Ordem Anostraca					
Família Artemiidae					
<i>Artemia franciscana</i> Kellog, 1906	1980 ^a	<i>I</i>	A, B, C	Amat <i>et al.</i> (2005)	
Classe Hexanauplia					
Ordem Calanoida					
Família Acartiidae					
<i>Acartia (Acanthacartia) tonsa</i> Dana, 1849	1985 ^a	<i>E</i>	A, B, C	Sobral (1985)	
Família Pseudodiaptomidae					
<i>Pseudodiaptomus marinus</i> Sato, 1913	2011 ^a	<i>E</i>	A	Cotrim <i>et al.</i> (2018)	
Ordem Sessilia					
Família Austrobalanidae					
<i>Austrominius modestus</i> (Darwin, 1854)	1956 ^{a, b}	<i>E</i>	A, B, C	Fischer-Piette & Prenant (1957)	
Família Balanidae					
<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854)	1982 ^{a, b, c}	<i>E</i>	A, B, C	Carvalho <i>et al.</i> (2003)	
<i>*Amphibalanus eburneus</i> (Gould, 1841)	2015 ^d	<i>I</i>	C	Tristancho Ruiz (2015)	
<i>*Balanus trigonus</i> Darwin, 1854	2013 ^b	<i>E</i>	B	Chainho (2014)	
<i>*Hesperibalanus fallax</i> (Broch, 1927)	2015 ^b	<i>I</i>	C	Tristancho Ruiz (2015)	
<i>*Megabalanus tintinnabulum</i> (Linnaeus, 1758)	2016 ^{a, b}	<i>I</i>	B	Henriques <i>et al.</i> (2016)	
Classe Malacostraca					
Ordem Amphipoda					
Família Ampeliscidae					
<i>Ampelisca heterodactyla</i> Schellenberg, 1925	1986 ^d	<i>I</i>	B, C	Marques &	

					Bellan-Santini (1991)
Família Caprellidae					
<i>Caprella scaura</i> Templeton, 1836	1985 ^b	<i>E</i>	B, C		Marques & Bellan-Santini (1985)
Família Ampithoidae					
<i>Ampithoe valida</i> Smith, 1873	1993 ^a	<i>E</i>	A		Pardal <i>et al.</i> (2000)
Ordem Isopoda					
Família Limnoriidae					
<i>Limnoria tripunctata</i> Menzies, 1951	1960 ^b	<i>I</i>	B, C		Borges <i>et al.</i> (2008)
Ordem Decapoda					
Família Cambaridae					
<i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)	1979 ^c	<i>E</i>	A, B, C		Ramos & Pereira (1981)
Família Palaemonidae					
<i>Palaemon macrodactylus</i> Rathbun, 1902	2008 ^a	<i>I</i>	B, C		Chícharo <i>et al.</i> (2009)
Família Palinuridae					
<i>Jasus lalandii</i> (H. Milne Edwards, 1837)	1980 ^a	<i>I</i>	B		Tuaty Guerra & Gaudêncio (1982)
Família Panopeidae					
<i>Rhithropanopeus harrisi</i> (Gould, 1841)	1991 ^{a, b, c}	<i>E</i>	B, C		Gonçalves <i>et al.</i> (1995)
Família Penaeidae					
<i>Penaeus japonicus</i> Spence Bate, 1888	1985 ^c	<i>E</i>	A, B		Ruano & Sobral (2000)
Família Percnidae					
<i>Percnon gibbesi</i> (H. Milne Edwards, 1853)	1931 ^a	<i>NE</i>	B		Nobre (1931)
Família Portunidae					
<i>Callinectes sapidus</i> Rathbun, 1896	1978 ^a	<i>E</i>	B, C		Gaudêncio & Tuaty Guerra (1979)
Família Varunidae					
<i>Eriocheir sinensis</i> H. Milne Edwards, 1853	1988 ^{a, c}	<i>E</i>	A, B		Cigoña & Ferreira (1996)
Ordem Isopoda					
Família Idoteidae					
<i>Synidotea laticauda</i> Benedict, 1897	2009 ^{a, b}	<i>I</i>	C		Nuño <i>et al.</i> (2018)
Família Limnoriidae					
<i>Limnoria quadripunctata</i> Holthuis, 1949	1995 ^b	<i>NE</i>	A		Nolting (1995)
Ordem Mysida					
Família Mysidae					
<i>Diamysis lagunaris</i> Ariani & Wittmann, 2000	1995 ^a	<i>E</i>	A		Cunha <i>et al.</i> (1999)
Filo Chordata					
Classe Actinopterygii					
Ordem Perciformes					
Família Acanthuridae					
<i>Acanthurus monroviae</i> Steindachner, 1876	2007 ^d	<i>I</i>	B, C		Horta e Costa & Gonçalves (2013)

Família Fundulidae				
<i>Fundulus heteroclitus</i> (Linnaeus, 1766)	2000 ^d	<i>E</i>	C	Veiga <i>et al.</i> (2006)
Família Sciaenidae				
* <i>Cynoscion regalis</i> (Bloch & Schneider, 1801)	2015 ^a	<i>E</i>	A, B, C	Morais & Teodósio (2016)
Classe Ascidiacea				
Ordem Aplousobranchia				
Família Didemnidae				
* <i>Didemnum vexillum</i> Kott, 2002	2015 ^d	<i>I</i>	C	Tristancho Ruiz (2015)
Família Holozoidae				
* <i>Distaplia corolla</i> Monniot F., 1974	2016 ^b	<i>NE</i>	B	Ramos (2016)
Ordem Phlebobranchia				
Família Cionidae				
<i>Ciona intestinalis</i> (Linnaeus, 1767)	1997 ^d	<i>I</i>	B	Saldanha (1997)
Família Corellidae				
<i>Corella eumyota</i> Traustedt, 1882	2008 ^{b, c}	<i>E</i>	A, B	Nagar <i>et al.</i> (2010)
Ordem Stolidobranchia				
Família Molgulidae				
<i>Molgula manhattensis</i> (De Kay, 1843)	2002 ^{a, b}	<i>E</i>	A, B	Rodrigues (2004)
* <i>Molgula occidentalis</i> Traustedt, 1883	2015 ^d	<i>NE</i>	C	Tristancho Ruiz (2015)
Família Pyuridae				
<i>Microcosmus squamiger</i> Michaelsen, 1927	2006 ^{a, b}	<i>E</i>	B, C	Turon <i>et al.</i> (2007)
Família Styelidae				
<i>Botrylloides violaceus</i> Oka, 1927	2009 ^{b, c}	<i>E</i>	B, C	Nagar <i>et al.</i> (2010)
<i>Botryllus schlosseri</i> (Pallas, 1766)	1970 ^{a, b, c}	<i>E</i>	B	Saldanha (1974)
* <i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	2015 ^a	<i>I</i>	C	Tristancho Ruiz (2015)
<i>Styela clava</i> Herdman, 1881	2003 ^b	<i>E</i>	A, B	Davis & Davis (2005)
<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)	2009 ^{a, b}	<i>E</i>	B, C	Nagar <i>et al.</i> (2010)

As 105 espécies não indígenas identificadas e listadas para o continente estão distribuídas por 11 filós diferentes:

- filo Myzozoa: 4 espécies;
- filo Ochrophyta: 6 espécies;
- filo Chlorophyta: 3 espécies;
- filo Rhodophyta: 18 espécies;
- filo Nematoda: 1 espécie;
- filo Cnidaria: 4 espécies;
- filo Annelida: 9 espécies;
- filo Bryozoa: 10 espécies;

- filo Mollusca: 11 espécies;
- filo Arthropoda: 24 espécies;
- filo Chordata: 15 espécies.

Sensu lato, são 6 espécies de microalgas, 25 espécies de macroalgas, 1 nemátode, 4 cnidários, 9 anelídeos, 10 briozoários, 11 moluscos, 24 artrópodes (entre os quais estão 6 cirrípedes e 8 decápodes), 12 ascídias, e 3 peixes. De acordo com os dados atualizados a partir das várias fontes consultadas e dos registos bibliográficos para as diferentes espécies, verifica-se, que a maioria está estabelecida (65%, correspondentes a 68 espécies); no entanto, para cerca de 29% (31 espécies), o estado das populações é indeterminado, e apenas 6% (6 espécies) não se estabeleceu. Considerando a sua distribuição, confirma-se que 26% das espécies estão amplamente distribuídas, ocorrendo nas três áreas de avaliação adotadas para a subdivisão do continente. No entanto, na área B (do canhão da Nazaré à Ponta da Piedade, Lagos), verificou-se a presença de cerca de 77% das espécies não indígenas (cerca de 81 espécies), na sua maioria reportadas nos concelhos de Lisboa e Setúbal, nos estuários dos rios Tejo e Sado respetivamente.

Tal como referido por Chainho *et al.* (2015), a maior parte das espécies não indígenas reportadas nas águas de transição e costeiras do continente, tem a sua distribuição nativa no oceano Pacífico (43%), e tem por vetores prováveis de introdução o tráfego marítimo, nomeadamente as águas de lastro e as incrustações (cerca de 59% das espécies). Apenas 8% das espécies têm a sua introdução provável exclusivamente relacionada com a aquacultura, pelo que uma percentagem muito elevada (cerca de 33%), continua a não ter um vetor de introdução identificado.

Ao analisar a evolução do número de espécies não indígenas presentes nas águas do continente, verifica-se que no novo milénio, ou seja, desde o ano 2000, se registaram 54 espécies (51%), um número superior ao total registado até essa data (Tabela D-27). Esta observação reflete muito provavelmente o aumento do tráfego marítimo, mas também o aumento do esforço, por parte da comunidade científica, na investigação nas áreas da taxonomia e biogeografia de organismos marinhos.

D.1.3.3.2 Critério D2C1: espécies não-indígenas recentemente introduzidas

Das 105 espécies reportadas, cerca de 15 foram consideradas espécies não indígenas recentemente introduzidas (período compreendido entre 2012- 2018), ou seja, espécies cuja presença na zona não era conhecida no período de avaliação anterior (Tabela D-27). Destas, 14 são bentónicas e apenas uma é pelágica. Verifica-se que a maioria das espécies não indígenas são tunicados e crustáceos (quatro ascídias e quatro cirrípedes, respetivamente), seguidas dos briozoários (três espécies), e moluscos (um gastrópode e um bivalve); os restantes grupos, macroalgas e peixes, foram representados igualmente por apenas uma espécie cada. Verificou-se que aproximadamente 13% dessas espécies estão estabelecidas (duas espécies,

referências na Tabela D-27), 20% não estão estabelecidas (três espécies, referências na Tabela D-27), não havendo informação para cerca de 67% das espécies (dez espécies cujo estado da população é indeterminado, referências na Tabela D-27). O sudoeste e o sul da subdivisão do continente (áreas B e C) foram as áreas com maior número de registos; a noroeste (área A), registaram-se apenas três espécies. As espécies não indígenas reportadas, têm na sua maioria origem no Pacífico/ Indo-Pacífico (47%), mas verifica-se que muitas (cerca de 33%) têm distribuição nativa em outras zonas do Atlântico (Norte, Noroeste, Oeste e Sudeste). Finalmente, cerca de 67% dos novos registos tiveram como potenciais vetores de introdução as águas de lastro e as incrustações (*fouling*) (Tabela D-27).

Os primeiros registos de ocorrência de uma espécie parecem estar, quase sempre, relacionados com o desenvolvimento de trabalho especializado por taxonomistas especialistas em determinado grupo de organismos, como referido por Chainho *et al.* (2015), bem como pela realização de projetos direcionados para as espécies não indígenas, como foi o caso do projeto “INSPECT- Espécies exóticas marinhas introduzidas em estuários e zonas costeiras Portuguesas” (PTDC/MAR/73579/2006, financiado pela FCT), que decorreu entre 2008 e 2011. Este enviesamento no caso de Portugal Continental tornou-se óbvio no intervalo de tempo 2012 - 2018. Cinco dos grupos referidos (macroalgas, briozoários, moluscos, crustáceos e tunicados), foram objeto de estudos dedicados, no decurso dos quais foram efetuadas novas observações de espécies não indígenas. Também, em 2015, uma tese de mestrado realizada na Universidade do Algarve, teve por objetivo detetar e identificar as ascídias e os cirrípedes invasores encontrados nos principais portos e marinas do Algarve, na costa sul de Portugal (área C). Além desta tese, no âmbito do projeto BioMar PT lecionaram-se cursos, dos quais 5 foram exclusivamente dedicados à identificação de espécies não indígenas da costa portuguesa. Durante as aulas desses cursos, realizaram-se amostragens direcionadas a determinados grupos taxonómicos (macroalgas, briozoários, moluscos, crustáceos e tunicados), que permitiram a recolha de espécimes e o registo de novas ocorrências de espécies não indígenas na costa portuguesa.

D.1.3.3.3 Critério D2C2: abundância e distribuição espacial das espécies não indígenas estabelecidas

O D2 é um descritor de pressão, razão pela qual deve ser acompanhado de medidas mensuráveis, capazes de correlacionar linearmente o número de espécies não indígenas com a sua abundância e os impactos que causam, nomeadamente os efeitos negativos sobre determinados grupos de espécies ou tipos de habitats. Considera-se que novas introduções e/ou aumentos na abundância e distribuição espacial das espécies não indígenas já estabelecidas devem ser evitadas. Tal como referido antes, cerca de 66% das espécies não indígenas estão estabelecidas na subdivisão do Continente, e destas algumas poderão revestir carácter invasor. A

introdução de espécies não indígenas pode resultar em impactos ambientais, económicos e sociais graves, local-, regional-, nacional- e/ou internacionalmente, razão pela qual é urgente a adoção de medidas concretas de prevenção e gestão do fenómeno, nomeadamente, medidas internacionais (Costa & Chainho, 2011). Contudo, considerando o Regulamento (UE) N.º 1143/2014 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de outubro, relativo à prevenção e gestão da introdução e propagação de espécies exóticas invasoras, e tendo em conta: (i) o Tratado sobre o Funcionamento da União Europeia, nomeadamente o artigo 192.º, n.º 1, (ii) a proposta da Comissão Europeia, após transmissão do projeto de ato legislativo aos parlamentos nacionais, e (iii) o parecer do Comité Económico e Social Europeu, após consulta ao Comité das Regiões, deliberando de acordo com o processo legislativo ordinário, considerou-se que o aparecimento de espécies não indígenas, quer se trate de animais, quer de plantas, fungos ou microrganismos, em novas localizações, nem sempre é motivo de preocupação. Ainda assim, e como consequência do aumento do tráfego marítimo internacional, na tentativa de prevenir, minimizar e eliminar a transferência de organismos nocivos e de organismos patogénicos, entrou recentemente em vigor em Portugal, a Convenção da Organização Marítima Internacional (OMI) para o Controlo e Gestão das Águas de Lastro e Sedimentos dos Navios. Conclui-se, pois, que esta é uma problemática em que a cooperação entre Estados Membros (EM) da UE é fundamental, e na sequência da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, devem os mesmos, através da cooperação regional, definir uma lista de espécies não indígenas a considerar para avaliar o critério D2C2. Embora tal lista não esteja ainda estabelecida, refere-se neste ponto informação que poderá ter relevância nas considerações futuras.

No primeiro ciclo de avaliação da DQEM, reportaram-se as abundâncias para cinco espécies: *Gymnodinium catenatum*, *Ostreopsis ovata*, *Ampelisca heterodactyla*, *Ocinebrellus inornatus*, e *Corella eumyota*. Destas, três estavam já estabelecidas (*G. catenatum*, *O. inornatus*, e *C. eumyota*). O dinoflagelado *G. catenatum* é responsável pela ocorrência de episódios de intoxicação paralisante por ingestão de marisco, e ocorre com grande abundância nos períodos de florescência (*bloom*), com abundâncias superiores ou iguais a 1000 cél.L⁻¹), razão pela qual é objeto de um programa de monitorização levado a cabo pelo IPMA, I.P.. A espécie *O. inornatus*, instalada em Sagres, de acordo com os dados disponíveis mantém a sua área de distribuição restrita a Sagres (área B; Albuquerque, 2016). Para a ascídea *C. eumyota*, que de acordo com a escala de Olenin *et al.* (2010) poderia ser considerada entre 2008 e 2009 numa fase adiantada do processo de invasão por estar representada com abundâncias moderadas a elevadas (>60 ind.m⁻²) em marinas na Póvoa do Varzim e Vila Praia de Âncora, na área de avaliação A (desconhecia-se o estado de invasão em meio natural), não se consegue neste ciclo de avaliação, recorrendo à informação disponível, perceber tendências de distribuição ou abundância. Este é, na verdade, um problema recorrente nos dados disponíveis relativos à abundância das espécies não

indígenas no continente. Ainda assim, pela escassez de informação acerca de tendências de espécies exóticas invasoras nos mares da Europa, dever-se-á avaliar as tendências de todas as espécies não indígenas com potencial para se tornarem invasoras. Por esta razão, sempre que possível, e sempre que a informação esteja disponível mesmo que de forma errática (sem padronização de unidades, por exemplo), opta-se neste relatório por apresentar a mesma.

Nemátodes

Anguillicoloides crassus - parasita da bexiga-natatória de enguias da família Anguillidae, pode ter vários efeitos patológicos nas enguias europeias (lesões hemorrágicas, fibrose e colapso da bexiga natatória), com consequência no seu desempenho natatório e sucesso reprodutor. Foi introduzido na Europa através da importação intercontinental não controlada de enguia japonesa *Anguilla japonica* infetada (vetor de introdução: aquacultura). A infeção da enguia europeia, *Anguilla anguilla*, por este parasita foi investigada em seis sistemas de salinidade variável do continente (Ria de Aveiro, estuário do Mondego, lagoa de Óbidos, estuário do Tejo, lagoa de Santo André, e estuário do Mira - áreas A e B), entre fevereiro e março de 2008 (Neto *et al.*, 2014). Num total de 315 enguias amarelas, verificou-se a prevalência de 30% de infeção, com cerca de 3,1 vermes por indivíduo. Os valores de prevalência mais elevados registaram-se em exemplares capturados nos estuários do Tejo (42%) e do Mira (55%).

Hidrozoários

Blackfordia virginica - as abundâncias desta medusa, introduzida muito provavelmente por tráfego marítimo (águas de lastro e/ ou incrustações), no estuário do rio Mira (área B), mostram que o ciclo sazonal desta espécie tem início em maio imediatamente após o *bloom* de zooplâncton na primavera, terminando em novembro (Marques *et al.*, 2015). As maiores densidades foram observadas durante o verão de 2013 (amostragem mensal realizada de janeiro de 2013 a janeiro de 2014), com um máximo de abundância de 1689.3 medusas.m⁻³ (Marques *et al.*, 2015 e 2017). Desenvolveu-se também uma tese de mestrado, com o objetivo de investigar as pressões de competição e predação exercidas por esta espécie nas comunidades de ictioplâncton nos estuários dos rios Mira (entre agosto e outubro de 2013) e Guadiana (agosto de 2012), ambos estuários de zonas temperadas (Parra Parra, 2014). Registaram-se abundâncias máximas de 2013,53 ind.m⁻³ em outubro de 2013 no Mira (área B); já no estuário do Guadiana (área C), a abundância máxima foi de 25 ind. m⁻³, em agosto (Parra Parra 2014). Verificou-se que os ovos e larvas de peixes foram encontrados no estuário do Mira com densidades baixas (4 ind.m⁻³), no entanto, o estudo foi feito fora da época de desova (início da primavera), e a amostragem não foi direcionada ao ictioplâncton, pelo que não se pode afirmar com certeza o impacto da predação das medusas sobre aquela comunidade.

Moluscos

Ruditapes philippinarum - a amêijoia-japonesa é um bivalve originário do Japão, e introduzido na Europa no início dos anos oitenta, pela aquacultura. Em Portugal Continental, está amplamente distribuída, e parece apresentar um aumento da abundância nas áreas onde foi introduzida (Gaspar, 2010). Verifica-se que a exploração comercial de algumas espécies não indígenas, revelou-se importante para o desenvolvimento da economia nacional, nomeadamente para o aumento da variedade e disponibilidade dos recursos alimentares, conforme referido pelo Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de dezembro. No estuário do rio Tejo, ocorreu uma explosão demográfica das populações de amêijoia-japonesa a partir de 2010, e este aumento parece ter estado associado à diminuição da abundância da espécie nativa congénere *Ruditapes decussatus*, revelando o caráter invasor daquela espécie (Gaspar *et al.*, 2014). Por esta razão, entre 2014 e 2015 foi desenvolvido o projeto PROMAR, “AMEIJOA-JAPONESA - Estado da população do estuário do Tejo, impactos e gestão da apanha”, com o objetivo de reunir um conjunto de informação capaz de sustentar cientificamente a implementação de legislação específica para a exploração de *R. philippinarum* enquanto recurso de pesca, nesse mesmo estuário (Gaspar *et al.*, 2014; Gaspar & Moura, 2015; Gaspar *et al.*, 2015). Numa área de amostragem no estuário do rio Tejo definida desde a Póvoa de Santa Iria a Algés, esta espécie estava amplamente distribuída, tendo sido dominante na zona central do estuário a montante da ponte Vasco da Gama e ao longo desta tanto a montante como a jusante, em torno da base aérea do Montijo, assim como nas Baías do Seixal e do Barreiro. Esta espécie esteve presente em 62% das estações amostradas, apresentando um rendimento médio de pesca de 949 g/ 30 seg. de arrasto e de 850,3 g/ 30 seg. de arrasto, em 2014 e 2015 respetivamente, tendo-se atingido rendimentos de pesca superiores a 5000 g/ 30 seg. de arrasto em 3 estações. Os resultados demonstram que apesar da intensa exploração deste recurso, quer por apanhadores profissionais quer por apanhadores/pescadores ilegais, esta espécie continua a expandir a sua área de distribuição e os seus bancos não apresentam sinais de exaustão, ao contrário da amêijoia-boia, que contou apenas com a captura de 9 indivíduos, em três estações da Baía do Montijo (Gaspar & Moura, 2015);

Mya arenaria – esta espécie, introduzida muito provavelmente pelo transporte das suas larvas em águas de lastro, foi registada pela primeira vez no estuário do Tejo em 2007, e mais tarde na Ria de Aveiro em 2012, com densidades populacionais baixas, com valores de 0,15 ind.m⁻² (Conde *et al.*, 2012);

Corbicula fluminea - a amêijoia asiática é um bivalve invasor de água doce (Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de dezembro), que tem impactes socioeconómicos relevantes (e.g. Cataldo & Boltovskoy, 1999). Considerou-se pertinente a apresentação da informação acerca desta espécie porque se verifica que pode colonizar áreas do estuário superior (Crespo *et al.*, 2017). Num trabalho publicado em 2013 (Modesto *et*

al., 2013) referem-se as abundâncias desta espécie no estuário do Mondego entre o inverno de 2003 e o outono de 2008. A sua densidade sazonal variou entre 4 e 11500 indivíduos.m⁻². Este bivalve, muito provavelmente introduzido através das águas de lastro, está referenciado para os rios Minho, Douro, Vouga, Mondego, Lizandro, Sado e Guadiana (Reis, 2006; Sousa *et al.*, 2007; Morais *et al.*, 2009) e, em sistemas estuarinos, encontra-se descrito para os estuários dos rios Minho, Neiva, Lima, Cávado, Douro, Ria de Aveiro, Mondego, Lis, Tejo, Mira e Guadiana (INSPECT, 2012). *C. fluminea* invadiu a bacia hidrográfica do rio Minho, em 1989, e tornou-se a mais abundante representante da fauna bentónica neste sistema após algum tempo (Rosa *et al.*, 2011). Também nesta bacia, a presença de *C. fluminea* alterou a estrutura trófica assim como a distribuição espacial do bivalve nativo *Pisidium amnicum* e ocupou o espaço do mexilhão de água doce em alguns sistemas de dulçaquícolas (Sousa, 2008); por outro lado, influenciou cerca de 46.15% das espécies de crustáceos e peixes epibentónicos deste estuário, muito provavelmente porque as suas conchas oferecem refúgio e substrato para este tipo de fauna associada (Ilarri *et al.*, 2014).

Crustáceos

Acartia tonsa - distribui-se ao longo de toda a costa de Portugal Continental (e.g. Azeiteiro *et al.*, 2005; Leandro *et al.*, 2007), tendo tido por vetor de introdução provável o transporte em águas de lastro. Na tentativa de colmatar o défice de informação acerca da constituição da comunidade e distribuição espacial e temporal das diferentes espécies de Acartiidae no sul do país, foram obtidas amostras de zooplâncton em três estações ao longo do estuário do rio Guadiana, isto é, na área de avaliação C (Mattos 2016). Entre fevereiro de 2012 e janeiro de 2013, *A. tonsa* apresentou dois picos de abundância, um em junho (2882,79 ind.m⁻³) e outro em maio (2489,99 ind.m⁻³), na Foz de Odeleite (estação mais a montante). Esteve ausente neste ponto de amostragem em setembro e dezembro, e ocorreu com apenas 19,17 ind.m⁻³ em janeiro de 2013. Nas estações a jusante (zonas do Esteiro e da Barra), ocorreu sempre com abundâncias inferiores a 50 ind.m⁻³, exceto em janeiro de 2013 (95,53 ind.m⁻³ no Esteiro). Esteve ausente da Barra de julho a outubro, e no Esteiro esteve ausente em outubro e novembro. A espécie esteve associada a salinidades mais baixas e a maiores concentrações de clorofila *a*.

Eriocheir sinensis - o caranguejo-peludo-chinês, é uma espécie invasora (Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de dezembro), introduzido em Portugal muito provavelmente pelo transporte dos seus estádios larvares nas águas de lastro, distribui-se amplamente ao longo da bacia do rio Tejo, desde a Barragem de Belver a montante, até ao Samouco na zona intermédia do estuário, com abundâncias elevadas (Coelho, 2013). Esta espécie tem uma enorme capacidade de dispersão em todas as fases do seu ciclo de vida (larva, juvenil, adulto), e entre os impactos negativos que pode causar listam-se as alterações das comunidades de invertebrados bentónicos por competição, a

predação de ovos e juvenis de peixes estuarinos, a erosão dos leitos que habitam, os parasitas de que podem ser portadores, e por último, os danos consideráveis na pesca por cortarem as redes e consumirem os peixes presos nas mesmas (Henriques *et al.*, 2016). No âmbito de uma tese de mestrado, realizada em 2012, foram capturados exemplares no estuário do Tejo, em campanhas realizadas em outubro de 2011 e dezembro de 2012, época em que os caranguejos se encontram nos estuários para se reproduzirem, e em que as fêmeas estão ovadas (Coelho, 2013). Os resultados confirmaram os padrões de migração descritos para a espécie, nomeadamente a migração para jusante e a chegada a águas salobras no outono e início do inverno para a reprodução. Devido à insuficiência de dados sobre a espécie nessa área, um estudo recentemente publicado (Anastácio *et al.*, 2018), caracterizou a estrutura da população e a sua dinâmica reprodutora. De setembro de 2013 a outubro de 2014 obtiveram-se, mensalmente, exemplares do caranguejo-chinês provenientes de capturas acessórias com nassas na parte superior do estuário. O rácio sexual médio da população foi de 1,54 (M/F), as fêmeas estão ovígeras de março a maio, e cada uma destas apresentou, em média, 36.350 ovos;

Procambarus clarkii - o lagostim-vermelho-da-Louisiana, espécie de risco ecológico conhecido (Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de dezembro), foi introduzido em Portugal através da aquacultura, e registado pela primeira vez, em 1979, no rio Caia (Ramos & Pereira, 1981), tendo-se expandido, por dispersão natural e transporte humano. A sua erradicação é praticamente impossível, e está listada como sendo uma das espécies com maiores impactos ecológicos e económicos (Gallardo, 2014). Num trabalho recente, pretendeu-se compreender eventuais alterações na alimentação deste predador voraz num cenário de aquecimento global (Carreira *et al.*, 2018). Com o aumento de ondas de calor, prevê-se que ocorra um aumento significativo da herbivoria consequente da presença de um maior número de juvenis (Carreira *et al.*, 2018). O estudo concluiu que o lagostim-vermelho-do-louisiana poderá perder importância como predador de espécies de vertebrados e invertebrados, devendo apresentar uma maior tendência para a herbivoria, aumentando os impactos negativos nos arrozais, em ambiente dulciaquícola (Carreira *et al.*, 2018).

Cirrípedes - uma tese de mestrado dedicada ao estudo das populações de ascídias e de cirrípides não indígenas invasores nas marinas e portos do Algarve, apresenta as percentagens de abundância e as frequências de ocorrência de 4 espécies de cirrípides invasores (Tristancho Ruiz, 2015): *Amphibalanus amphitrite*, *Amphibalanus eburneus*, *Austrominius modestus* e *Hesperibalanus fallax*. Durante o período de amostragem (desde o inverno ao verão de 2015), contaram-se cerca de 33194 indivíduos, e verificou-se que *A. amphitrite* foi a terceira espécie mais abundante (as duas primeiras foram espécies de cirrípides nativas da costa continental portuguesa), com uma flutuação da percentagem de abundância mais ou menos constante ao longo das estações do ano. Em relação à frequência de ocorrência, *A. amphitrite* apresentou

valores semelhantes ao longo das estações do ano (70-80%), enquanto que *A. modestus* apresentou frequências menores (40-50%).

Peixes

Fundulus heteroclitus - com o objetivo de caracterizar a comunidade de peixes no inverno, nas áreas do sapal do estuário inferior do Guadiana (área C), e discutir o risco potencial da dominância de habitats por esta espécie não indígena, Gonçalves *et al.* (2017) realizaram seis campanhas de amostragem, durante o inverno. *F. heteroclitus* é uma espécie de risco ecológico conhecido (Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de dezembro). Verificou-se que entre janeiro e fevereiro de 2013 a comunidade de peixes, constituída por sete espécies diferentes, foi dominada por duas espécies estuarinas, o gobiídeo nativo *Pomatoschistus* sp. e a espécie não indígena *F. heteroclitus*. Verificou-se que cerca de 91% dos 479 indivíduos amostrados da última espécie encontravam-se ainda na fase larvar do seu ciclo de vida, resultado indicador de que esta espécie usa as áreas de sapal apenas como maternidade (Gonçalves *et al.*, 2017), migrando para montante depois dessa fase do seu ciclo de vida.

Tunicados

Ascídias - foram objeto de estudo de uma tese de mestrado dedicada às espécies invasoras desse grupo e de cirrípedes nas marinas e portos do Algarve (área C; Tristancho Ruiz, 2015). Durante o período de amostragem, contaram-se 3900 indivíduos na totalidade das zonas amostradas. Das espécies de ascídias identificadas, 6 são potencialmente invasoras (*Didemnum vexillum*, *Corella eumyota*, *Microcosmus squamiger*, *Botryllus schlosseri*, *Styela plicata* e *Styela canopus*). Em geral, verificou-se que *S. plicata* foi a espécie que apresentou maior percentagem de abundâncias (máximo de 48% na primavera) e frequência de ocorrência (máximo de 100% no verão). Também *M. squamiger* mostrou uma clara dominância durante a amostragem feita. Num trabalho mais recente (Ramos-Esplá *et al.*, 2016), fez-se o levantamento das populações de ascídias em duas marinas recreativas de Lisboa (área B, Oeiras e Alcântara). Das nove espécies de ascídias identificadas em fevereiro de 2016, nas duas marinas, quatro são não indígenas; no entanto, as comunidades incrustadas nas duas áreas amostradas foram significativamente diferentes. Em Alcântara, identificou-se uma abundância elevada com dominância de *S. plicata*, *S. clava*, *M. squamiger* e *B. leachii*, ao passo que em Oeiras apenas se registaram duas espécies representadas por um indivíduo cada: *C. eumyota* e *M. squamiger*.

- **Critério D2C3: espécies e habitats ameaçados pela presença de espécies não indígenas**

Entende-se que o impacte na biodiversidade nativa, no funcionamento do ecossistema e nos habitats dos fundos marinhos, bem como nos recursos marinhos, é

consequência de perturbações induzidas pelas atividades antropogénicas no estado do ecossistema, que podem facilitar a instalação e/ ou a disseminação de espécies não indígenas, muitas vezes oportunistas. Em conformidade com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, sempre que possível, na avaliação do Bom Estado Ambiental das águas marinhas da subdivisão do Continente deve usar-se para este critério (à semelhança do que acontece no anterior), a escala de avaliação dos grupos de espécies ou tipos de habitats correspondentes no âmbito dos descritores 1 e 6.

O problema das espécies não indígenas é transregional e, portanto, é necessário estabelecer padrões comuns para avaliar, monitorizar, prevenir e gerir “espécies-alvo. Assim, por meio de atos de execução, em conformidade com o Regulamento (UE) n.º 1143/2014 do Parlamento Europeu e do Conselho, cada Estado-Membro deverá disponibilizar uma lista de espécies não indígenas que suscitam preocupação na União (“lista da União”), incluindo espécies invasoras, adotada em conformidade com o artigo 4º, n.º 1, do Regulamento (UE) n.º 1143/2014, e espécies que podem ser utilizadas no âmbito do critério D2C3. Em conformidade com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, na ausência da lista de espécies não indígenas, em particular espécies não indígenas invasoras, decidida a nível regional ou sub-regional, ou seja, em conjunto com Espanha e França, não se avaliou este critério.

D.1.3.3.4 Contribuição de Portugal Continental para a construção da base de dados internacional de espécies não indígenas European Alien Species Information Network (EASIN)

O trânsito global e europeu de espécies exige a constante compilação e atualização das listas de espécies não indígenas que ocorrem nas zonas marinhas e de transição do continente português. Torna-se, portanto, fundamental organizar a informação de forma sistemática, pelo que se considera que a melhor forma de o fazer é através da manutenção das bases de dados públicas, disponíveis na Internet. Identificaram-se e consultaram-se várias para atualizar a lista de espécies não indígenas de Portugal Continental (AquaNIS, EASIN, DAISIE, InvasIBER, NOBANIS, GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE, Invasive Species Compendium, ALGAEBASE, MACOI). No decurso desse processo percebeu-se que nenhuma está absolutamente completa ou atualizada.

Na sequência dos pontos anteriores, e na tentativa de uniformizar e concentrar a informação relativa às espécies não indígenas na Europa, o JRC criou a base de dados EASIN (Katsanevakis *et al.*, 2012). Esta base de dados pretende facilitar a exploração de informação sobre espécies não indígenas existentes, recorrendo a uma variedade de fontes de informação, devidamente citadas e vinculadas. Enquanto ferramenta de trabalho tem por objetivo último ajudar decisores e cientistas, uma vez que deverá constituir o sistema de informação facilitador da implementação do Regulamento da UE sobre Espécies Não Indígenas Invasoras, publicado em 2014

pela Comissão Europeia. Por esta razão, optou-se por comparar a lista de espécies para Portugal Continental apresentada neste relatório, com a informação disponível na base de dados EASIN, e verificou-se que não existe informação na mesma para cerca de 14% das espécies listadas neste relatório. Também se verificou que cerca de 10% das espécies introduzidas na base de dados necessitam de revisão taxonómica e, finalmente, cerca de 11% das espécies têm a data de primeiro registo na Europa mal referenciada.

D.1.3.4 Determinação e Avaliação do BEA

Relativamente ao critério primário D2C1, uma vez que não foram, até à data, estabelecidos pelos EM, os limiares para o número de novas introduções de espécies não-indígenas, através da cooperação regional ou sub-regional, considera-se que não se deve fazer a interpretação literal do critério, mas ainda assim, deve avaliar-se o mesmo. Na presente avaliação, a inclusão de espécies não indígenas presentes em estuários e lagoas costeiras aumentou significativamente a lista de espécies não indígenas para Portugal Continental. Atualmente essa lista conta com 105 espécies, um número muito superior ao inicialmente reportado, que não representa a taxa real de novas introduções.

Ao analisar a evolução do número de espécies não indígenas na subdivisão do Continente, verificou-se que no novo milénio, ou seja, desde o ano 2000, registaram-se 52% das espécies não indígenas da subdivisão do continente. Se considerarmos o intervalo temporal correspondente ao presente ciclo de avaliação, verifica-se um aumento de novas ocorrências de espécies não indígenas de cerca de 17%. Este aumento não é representativo das novas introduções, uma vez que estes registos foram feitos em áreas não avaliadas antes relativamente à ocorrência de espécies não indígenas. Por outro lado, das espécies registadas de novo, apenas 18% (3 espécies) são consideradas estabelecidas, e nenhuma exibiu comportamento invasor.

Em face do exposto, considera-se que segundo o critério D2C1 o ambiente marinho e das águas de transição de Portugal Continental está em BEA.

Considera-se pouco prudente avaliar o estado ambiental do meio marinho e das águas de transição de Portugal continental segundo os critérios D2C2 e D2C3, por se constatar que não se reuniu informação para esse efeito. À exceção dos *blooms* de microalgas tóxicas monitorizados pelo IPMA, I.P., da informação acerca dos efeitos adversos na biodiversidade local e dos impactos socioeconómicos dos bivalves *Corbicula fluminea* e *Ruditapes philippinarum* e, também, do alerta lançado pelo IPMA a 21 de setembro de 2017 acerca da proliferação de espécimes de *Styela plicata* com potencial impacto negativo na produção de bivalves na Lagoa de Albufeira (Tuaty Guerra, 2017), não há registo de outros efeitos adversos consequentes da presença de espécies não indígenas na costa de Portugal Continental. Por outro lado, quando se olha para a informação disponível acerca das populações de espécies não

indígenas no continente, verifica-se que esta não está organizada de forma sistemática, pelo que não existe uniformização na apresentação da informação, padronização de unidades, e a maior parte das vezes as abundâncias não são fornecidas porque o registo da espécie foi feito pontualmente, com base na observação da ocorrência.

O estado ambiental das águas marinhas e de transição no que diz respeito à presença de espécies não indígenas, na subdivisão do continente é sintetizado, por critério e área de avaliação (A, B e C) na Tabela D-28. Seguidamente, atribuiu-se um grau de confiança a cada avaliação feita, e justifica-se o mesmo.

Tabela D-28. Avaliação dos critérios aplicáveis ao D2, e respetivo grau de confiança, por área de avaliação.

Área de avaliação	Critérios			Grau de confiança
	D2C1 Primário	D2C2 Secundário	D2C3 Secundário	
A	Atingido	Não avaliado	Não avaliado	Baixo
B	Atingido	Não avaliado	Não avaliado	Baixo
C	Atingido	Não avaliado	Não avaliado	Baixo

O nível de confiança atribuído à avaliação efetuada é baixo, uma vez que se considera que, tal como no Relatório Inicial, a informação e os dados disponíveis para a avaliação das águas marinhas de Portugal Continental segundo os critérios propostos, enfermam de problemas, nomeadamente:

- A cobertura da área de avaliação não é exaustiva, pelo que a ausência de uma espécie numa determinada área não corresponde necessariamente à não presença da espécie naquela área.
- A nova ocorrência de uma espécie é, em geral, determinada por uma observação pontual, não sendo possível avaliar com exatidão a sua área total de ocorrência, e, por consequência, a sua distribuição, o que inviabiliza a determinação da evolução espaço-temporal da espécie no território marinho nacional.
- Ainda relacionado com a magnitude da distribuição das espécies, verifica-se que a ocorrência registada sem cobertura da totalidade da área de distribuição, não considera a totalidade dos substratos adequados à sua fixação.
- As estimativas de abundância de uma espécie são insuficientes, quase inexistentes.
- Verificam-se descontinuidades temporais na informação disponível, nomeadamente em relação às espécies recentemente introduzidas que aparentam estar em fase de expansão.
- A lista de espécies apresentada neste relatório não é comparável com a do Relatório Inicial, por se considerarem nesta avaliação também as águas de transição, além do ambiente marinho de Portugal Continental.
- O registo de novas ocorrências de espécies não indígenas tem sido feito, principalmente, no âmbito de trabalhos dedicados a determinados grupos taxonómicos e em determinadas áreas apenas, o que dificulta a colmatação das lacunas de conhecimento acerca da distribuição e do estado populacional das espécies previamente registadas em Portugal Continental.

D.1.3.5 Metas e Indicadores

Nos termos do artigo n.º 1 do 10.º da DQEM o estabelecimento de metas, e respetivos indicadores, visam orientar o progresso para alcançar o BEA do meio marinho, tendo em consideração a avaliação efetuada no capítulo anterior. Assim, e apesar de o descritor se encontrar em BEA, considera-se relevante definir metas centradas em:

1. Melhorar a eficiência da articulação a nível sub-regional;
2. Colmatar as lacunas de conhecimento.

As metas e respetivos indicadores são apresentados na Tabela D-29. O tipo de metas foi definido com base no documento *Guidance for 2012 reporting under the Marine Strategy Framework Directive*, de junho de 2012.

Tabela D-29. Metas ambientais e indicadores para o D2.

N.º meta	ABIPT-T1-D2Cont
Meta	Até 2021, estabelecer as listas de espécies não-indígenas, em especial invasoras, na sub-região da Costa Ibérica e Golfo da Biscaia.
Indicador de execução	Listas aprovadas para a sub-região
Tipo	Operacional
Áreas de avaliação	A, B e C
Nova Meta	Sim
Observações	Foram já iniciadas reuniões de concertação entre as autoridades competentes de Portugal, Espanha e França, relativamente a esta matéria (<i>cf.</i> capítulo A.3.2 da Parte A do presente Relatório). No âmbito do projeto RAGES (Risk-based Approaches to Good Environmental Status) ²¹ , em execução, no qual participam quatro Estados membros da região marinha do Atlântico Nordeste, encontra-se prevista uma tarefa (WP2) relativa à identificação de estruturas necessárias para o desenvolvimento de uma coordenação mais eficiente a nível regional / sub-regional.
N.º meta	ABIPT-T2-D2Cont
Meta	Até 2021, diminuir o risco de introdução de espécies não-indígenas.
Indicador de execução	N.º de ações de redução de risco implementadas até 2021.
Tipo	Operacional

²¹ Informações adicionais sobre o Projecto podem ser consultadas no portal da DGRM (www.dgrm.mm.gov.pt).

Áreas de avaliação	A, B e C
Nova Meta	Sim
Observações	Identificar áreas de risco e <i>hotspots</i> de introdução de NIS. Implementar sistema de alerta e mecanismos de deteção precoce de espécies não-indígenas.

D.1.3.6 Referências

- Afonso C.M.L. (2011). Non-indigenous Japanese oyster drill *Pteropurpura (Ocinebrellus) inornata* (Récluz, 1851) (Gastropoda: Muricidae) on the South-west coast of Portugal. *Aquatic Invasions* 6: S85-S88.
- Albuquerque M. (2016). Identificação das Espécies de Moluscos não indígenas da Costa Portuguesa. Projeto BioMar PT, curso nº 11 (DOI: 10.13140/RG.2.2.27056.76805).
- Amat F., Hontoria F., Ruiz O., Green A.J., Sánchez M.I., Figuerola J., Hortas F. (2005). The American brine shrimp as an exotic invasive species in the western Mediterranean. *Biological Invasions* 7: 37-47.
- Amorim A., Veloso V., Penna A. (2010). First detection of *Ostreopsis* cf. *siamensis* in Portuguese coastal waters. *Harmful Algal News* 42: 6-7.
- Amorim A., Dale B., Godinho R., Brotas V. (2001). *Gymnodinium catenatum*-like (Dinophyceae) cysts in recent sediments from the coast of Portugal. *Phycologia* 40: 572-582.
- Amoureux L. (1974). Annélides Polychètes recueillies sur les pentes du talus continental au Nord-Ouest de l'Espagne et du Portugal. Campagne 1972 de la "Thalassa". *Cuadernos de Ciencias Biológicas Granada (Espagne)* 3: 121-154.
- Anastácio P.M., Marques M., Águas M., Wójcik-Fudalewska D., Normant-Saremba M. (2018). Population structure and reproductive status of the invasive *Eriocheir sinensis* (Decapoda, Varunidae) in the Tagus estuary (Portugal). *Limnetica* 37 (1): 47-59.
- Araújo R., Barbara I., Tibaldo M., Bercibar E., Díaz Tapia P., Pereira R., Santos R., Sousa-Pinto I. (2009). Checklist of benthic marine algae of northern Portugal. *Botanica Marina* 52: 24-46.
- Ardre F. (1970). Contribution a L'etude des algues marines du Portugal. I La flore. *Portugaliae Acta Biologica* 556.

- Arias A., Anadón N. (2013). *Tonicia atrata* and *Chiton cumingsii* (Polyplacophora: Chitonidae): First records in European waters. *Zootaxa* 3626 (4): 593–596.
- Azeiteiro U., Marques S.C., Vieira L.M.R., Pastorinho M.R.D., Ré P.A.B., Pereira M.J., Morgado F.M.R. (2005). Dynamics of the *Acartia* genus (Calanoida: Copepoda) in a temperate shallow estuary (the Mondego estuary) on the western coast of Portugal. *Acta Adriatica* 46: 7 - 20.
- Bárbara I., Cremades J. (2004). *Grateloupia lanceola* versus *Grateloupia turuturu* (Gigartinales, Rhodophyta) en la Península Ibérica. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 61: 103-118.
- Bárbara I., Peteiro C., Peña V., Altamirano M., Piñeiro-Corbeira C., Sánchez N., Díaz-Tapia P., García-Redondo V., García-Fernández A., Zanolla-Balbuena M. (2014). Adiciones florísticas y aportaciones corológicas para la flora bentónica marina del atlántico ibérico. *Acta Botanica Malacitana* 39: 207-216.
- Berecibar E. (2011). Long-term Changes in the Phytogeography of the Portuguese Continental Coast. Tese de Doutoramento em Ciências do Mar - Especialidade em Ecologia Marinha. Universidade do Algarve. 266pp.
- Berecibar E. (2016). Identificação das espécies de Macroalgas não indígenas da costa portuguesa. Projeto BioMar PT, curso nº 14, 140 p.
- Bettencourt A., Bricker S.B., Ferreira J.G., Franco A., Marques J.C., Melo J.J., Nobre A., Ramos L., Reis C.S., Salas F., Silva M.C., Simas T., Wolff W. (2004). Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters. Final report of project TICOR - development of guidelines for the application of the European Union Water Framework Directive. IMAR/INAG, Lisboa. ISBN 972-9412-67-7, 100 p.
- Borges L., Nunes L., Valente A.A., Palma P. (2008). Wood boring species present in the Tagus Estuary and the severity of their attack on wooden piles exposed in the area: a case study. The international research group on wood protection, 39th Annual Meeting Istanbul, Turkey 25 – 29 May 2008, section 1- Biology, IRG/WP 08-10664.
- Cancela da Fonseca L. (1989). Estudo da influência da “abertura ao mar” sobre um sistema lagunar costeiro: a lagoa de Santo André (Tese de Doutoramento). Universidade de Lisboa, Portugal.
- Cancela da Fonseca L. (1991). Caracterização das comunidades bentónicas da Lagoa de Santo André. In: Proceedings of IV Congress of Alentejo, Sines, Portugal, pp. 39-51.

- Canning-Clode J., Souto J., McCann L. (2013). First record of *Celleporaria brunnea* (Bryozoa: Lepraliellidae) in Portugal and in the East Atlantic. *Marine Biodiversity Records* 6: e108.
- Carreira B., Segurado P., Laurila A., Rebelo R. (2018). Can heat waves change the trophic role of the world's most invasive crayfish? Diet shifts in *Procambarus clarkii*. *PLoS ONE* 12(9): e0183108.
- Carvalho S., Constantino R., Cerqueira M., Pereira F., Subida M.D., Drake P., Gasper M.B. (2013). Short-term impact of bait digging on intertidal macrozoobenthic assemblages of two Iberian Atlantic systems. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 132: 65- 76.
- Carvalho S., Marques J.C., Banha M.M., Cancela-da-Fonseca L. (2003). Macrobenthic crustacea of the bay of S. Torpes Portugal. *Revista de Biologia* 21: 57-70.
- Cataldo D., Boltovskoy D. (1999). Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná River Delta (Argentina). *Hydrobiologia* 380: 153–163.
- Chainho P. (2014). Portuguese report. In: Report of the Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 19-21 March, 2014, Palanga, Lithuania. ICES CM 2014/ACOM: 32, 259 pp.
- Chainho P. (2017). Portuguese report. In: Interim Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 13-15 March 2017, Woods Hole, USA.
- Chainho P., Fernandes A., Amorim A., Ávila S.P., Canning-Clode J., Castro J.J., Costa A.C., Costa J.L., Cruz T., Gollasch S., Graziotin-Soares C., Melo R., Micael J., Parente M.I., Semedo J., Silva T., Sobral D., Sousa M., Torres P., Veloso V., Costa M.J. (2015). Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 167: 199-211
- Chícharo M.A., Leitão T., Range P., Gutierrez C., Morales J., Morais P., Chícharo L. (2009). Alien species in the Guadiana estuary (SE-Portugal/ SW-Spain): *Blackfordia virginica* (Cnidaria, Hydrozoa) and *Palaemon macrodactylus* (Crustacea,Decapoda): potential impacts and mitigation measures. *Aquatic Invasions* 4: 501-506.
- Churro C.I., Carreira C.C., Rodrigues F.J., Craveiro S.C., Calado A.J., Casteleyn G., Lundholm N. (2009). Diversity and abundance of potentially toxic *Pseudo-Nitzschia peragallo* in Aveiro coastal lagoon, Portugal and description of a new variety, *P. Pungens* var. *aveirensis* Var. Nov. *Diatom Research* 24: 35-62.
- Cigoña E.F., Ferreira S. (1996). Tres Crustáceos del Bajo Miño: el carangrejo chino *Eriocheir sinensis*; el carangrejo de río Ibérico *Austrapotamobius pallipes* y el

- carangrejo de rio Americano *Procambarus clarkii*. In: Proceedings of the Iberian Symposium on the Minho River Basin, Vila Nova de Cerveira, Portugal.
- Coelho A.F. (2013). Distribuição e abundância da espécie exótica *Eriocheir sinensis* no estuário do Tejo. Tese de Mestrado, Universidade de Évora, Évora, Portugal.
- Comissão Europeia (2012). *Guidance for 2012 reporting under the Marine Strategy Framework Directive*. DG Environment, Bruxelas. pp74.
- Conde A., Novais J.M., Domínguez J. (2012). The presence of *Mya arenaria* in the Ria de Aveiro is the third confirmed record of this invasive clam on the Portuguese coast. *Marine Biodiversity Records* 5: e88.
- Costa M.J., Chainho P. (2011). Projecto INSPECT - Espécies exóticas marinhas introduzidas em estuários e zonas costeiras Portugueses. *Ecologi@* 3: 68-69.
- Cotrim S., Primo A.L., Falcão J. (2018). Insights on the occurrence of the invasive copepod *Pseudodiaptomus marinus* in the Mondego estuary. In: Report of the Workshop entitled "Towards a European observatory of the invasive calanoid copepod *Pseudodiaptomus marinus*" (WKEUROBUS), 29-30 January, 2018, Naples, Italy. ICES CM 2018/EPDSG: 19, 16 pp.
- Crespo D., Leston S., Martinho F., Pardal M.A., Dolbeth M. (2017). Survival of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in a natural salinity and temperature gradient: a field experiment in a temperate estuary. *Hydrobiologia* 784:337-347.
- Cunha M.R., Moreira M.H., Sorbe J.C. (1999). *Diamysis bahirensis*: a mysid species new to the Portuguese fauna and first record from the west European coast. *Crustacean Issues* 12: 139-152.
- David H., Laza-Martínez A., Orive E., Silva A., Moita M.T., Mateus M., Pablo H. (2012). First bloom of *Ostreopsis* cf. *ovata* in the continental Portuguese coast. *Harmful Algae News* 45: 12-13.
- Davis M.H., Davis M.E. (2005). *Styela clava* (Tunicata: Ascidiacea) a new addition to the fauna of the Portuguese coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85: 403-404.
- Decisão 2010/477/UE. Decisão da Comissão de 1 de Setembro de 2010 relativa aos critérios e às normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas [notificada com o número C (2010) 5956] (Texto relevante para efeitos do EEE). Jornal Oficial da União Europeia, PT, 2.9.2010: L232/14-L232/24.
- Decisão (UE) 2017/848 da Comissão de 17 de maio de 2017 que estabelece os critérios e as normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas, bem como especificações e métodos normalizados para a sua

- monitorização e avaliação, e que revoga a Decisão 2010/477/UE. Jornal Oficial da União Europeia, PT, 18.5.2017: L125/43-L125/74.
- Decreto-Lei n.º565/199 de 21 de dezembro. Diário da República, I série - A — N.º 295 — 21 de outubro de 1999.
- Decreto-Lei n.º108/2010 de 13 de outubro. Diário da República, 1.ª série — N.º 199 — 13 de outubro de 2010.
- Decreto-Lei n.º 201/2012 de 27 de agosto. Diário da República, 1.ª série — N.º 165 — 27 de agosto de 2012.
- Defra (2008). The Invasive Non-Native Species Framework Strategy for Great Britain. Protecting our natural heritage from invasive species. Ed.: Department for Environmental Food and Rural Affairs, PB13075, 42 p. (<http://www.nonnativespecies.org>).
- Diretiva (UE) 2017/845 da Comissão de 17 de maio de 2017 que altera a Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho no que respeita à lista indicativa de elementos a ter em conta na elaboração das estratégias marinhas. Jornal Oficial da União Europeia, PT, 18.5.2017: L125/27-L125/33.
- Diretiva Quadro da Água. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000 que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, PT, 22.12.2000: L327/1-L327/72.
- Directiva Quadro «Estratégia Marinha». Directiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de Junho de 2008 que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política para o meio marinho. Jornal Oficial da União Europeia, PT, 25.6.2008: L164/19-L164/40.
- Dupont C., Belin A., Vermond B., Moreira G., Cochrane S., Wilson L., Emblow C., Kater B., des Clers S., Parr W., Le Visage C., Green N., Cools J., Thomsen F. (2014). *Article 12 Technical Assessment of the MSFD 2012 obligations: reports for the Regional Seas - North East Atlantic Region*.
- Edwards C. (1976). A study in erratic distribution: the occurrence of the medusa *Gonionemus* in relation to the distribution of oysters. *Advances in Marine Biology* 14: 251-284.
- Estrada M. (1995). Dinoflagellate assemblages in the Iberian upwelling area. In: Lassus P., Arzul G., Erard-le Denn E., Gentien P., Marcaillou-le Baut C. (Eds.), *Harmful Marine Algal Blooms*, pp. 157-162.
- Fischer-Piette E., Prenant M. (1957). Quelques données écologiques sur les cirripèdes intercotidiaux du Portugal, de l'Espagne du sud et du nord du Maroc. *Bulletin du Centre d'Etudes de Recherches Scientifiques, Biarritz* 1: 361-368.

- Gallardo B. (2014). Europe's top 10 invasive species: relative importance of climatic, habitat and socio-economic factors. *Ethology Ecology & Evolution* 26:130-151.
- Gaspar M. (2010). Distribuição, abundância e estrutura demográfica da amêijoia-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) no Rio Tejo. Relatório, IPIMAR, 7 p.
- Gaspar M., Moura P. (2015). Determinação das variações temporais da estrutura da população de *Ruditapes philippinarum* no estuário do Tejo e respectivas taxas de crescimento; análise do ciclo reprodutivo de *Ruditapes philippinarum* do estuário do Tejo. Relatório final, Contrato de prestação de serviços, IPMA, 26 p.
- Gaspar M., Chainho P., Costa J.L. (2014). Distribuição, abundância e estrutura demográfica da amêijoia-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) no Rio Tejo. Relatório, IPMA, Centro de Oceanografia, 18 p.
- Gaspar M., Chainho P., Costa J.L. (2015). Distribuição, abundância e estrutura demográfica da amêijoia-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) no Rio Tejo. Relatório, IPMA, MARE, 17 p.
- Gaudêncio M.J., Tuaty Guerra M. (1979). Note sur la présence de *Callinectes sapidus* Rathbun 1896 (Crustacea Decapoda Brachyura) dans l'estuaire du Taje. *Boletim do Instituto Nacional de Investigação das Pescas* 2: 67-73.
- Gonçalves F., Ribeiro R., Soares A.M.V.M. (1995). *Rhithropanopeus harrisi* (Gould), an American crab in the estuary of the Mondego River, Portugal. *Journal of Crustacean Biology* 15: 756-762.
- Gonçalves R., Teodósio M.A., Cruz J., Ben-Hamadou R., Correia A.D., Chícharo L. (2017). Preliminary insight into winter native fish assemblages in Guadiana Estuary Salt Marshes coping with environmental variability and Non-Indigenous Fish introduction. *Fishes* 2: 19.
- Henriques F., Guerra M.T., Gaudêncio M.J. (2016). Identificação das espécies de crustáceos não indígenas da costa portuguesa. Projeto BioMar PT, curso nº 12, 135 p.
- Hidalgo J.C. (1916). Fauna malacológica de España, Portugal y las Baleares. Moluscos Testáceos marinos. *Trabajos del Museo Nacional de Ciencias Naturales (Serie Zoológica)* 30: 1-752.
- 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: E20.
- Ilarri M.I., Souza A.T., Antunes C., Guilhermino L., Sousa R. (2014). Influence of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) on estuarine epibenthic assemblages. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 143: 12-19.

- INSPECT (2012). INSPECT – Espécies exóticas marinhas introduzidas em estuários e zonas costeiras portuguesas: padrões de distribuição e abundância, vectores e potencial de invasão (PTDC/MAR/73579/2006). Relatório final de execução científica.
- IPMA (2018). Relatório do segundo ciclo de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas nas subdivisões do Continente e da Plataforma Continental Estendida: Descritor 2 - Espécies não indígenas. Outubro de 2018, 44 p.
- Katsanevakis S., Bogucarskis K., Gatto F., Vandekerkhove J., Deriu I., Cardoso A.S. (2012). Building the European Alien Species Information Network (EASIN): a novel approach for the exploration of distributed alien species data. *BioInvasions Records* 1: 235-245.
- Leandro S.M., Morgado F., Pereira F., Queiroga H. (2007). Temporal changes of abundance, biomass and production of copepod community in a shallow temperate estuary (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 74: 215-222.
- Machado M., Cancela da Fonseca L. (1997). Nota sobre o macrozoobentos de uma instalação de piscicultura semi-intensiva (Olhão, Portugal). *In: Actas do 9º Congresso do Algarve*, pp. 907-919.
- MAMAOT (2012a). Estratégia Marinha para a subdivisão continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012.
- MAMAOT (2012b). Estratégia Marinha para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Julho de 2012.
- Marchini A., Cunha M.R., Occhipinti-Ambrogi A. (2007). First observations on bryozoans and entoprocts in the Ria de Aveiro (NW Portugal) including the first record of the Pacific invasive cheilostome *Tricellaria inopinata*. *Marine Ecology* 28: 154-160.
- Marques J.C., Bellan-Santini D. (1985). Contribution à l'étude systématique et écologique des Amphipodes (Crustacea - Amphipoda) des côtes du Portugal. Premier inventaire des espèces (Gammariens et Caprelliens). *Ciência Biológica, Ecológica, e Systemática, Portugal* 5: 299-353.
- Marques J.C., Bellan-Santini D. (1991). Gammaridea and Caprellidea (Crustacea, Amphipoda) of the Portuguese south-western continental shelf: taxonomy and distributional ecology. *Bijdragen tot de Dierkunde* 61: 65-87.
- Marques F., Chainho P., Costa J.L., Domingos I., Angélico M.M. (2015). Abundance, seasonal patterns and diet of the non-native jellyfish *Blackfordia virginica* in a Portuguese estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 167: 212-219.

- Marques F., Angélico M.M., Costa J.L., Teodósio M.A., Presado P., Fernandes A., Chainho P., Domingos I. (2017). Ecological aspects and potential impacts of the non-native hydromedusa *Blackfordia virginica* in a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 197: 69-79.
- Martins R., Sampaio L., Rodrigues A.M., Quintino V. (2013). Soft-bottom Portuguese continental shelf polychaetes: diversity and distribution. *Journal of Marine Systems* 123- 124: 41–54.
- Mattos M.A.R. (2016). Composição, distribuição e segregação das espécies da família Acartiidae Sars, 1903 (Copepoda, Calanoida) no estuário do rio Guadiana. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Biologia Marinha. Universidade do Algarve, 91p.
- Modesto V., Franco J.N., Sousa R. Patrício J., Marques J., Neto J.M. (2013). Spatial and temporal dynamics of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in relation to environmental variables in the Mondego estuary (Portugal). *Journal of Molluscan Studies* 79: 302–309.
- Moore S.J. (1987). Redescription of the leptomedusan *Blackfordia virginica*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 67: 287-291.
- Morais P., Teodósio M.A. (2016). The transatlantic introduction of weakfish *Cynoscion regalis* (Bloch & Schneider, 1801) (Sciaenidae, Pisces) into Europe. *BioInvasions Records*, Rapid Communication, 5, 2016 REABIC Open Access.
- Morais P., Teodósio J., Reis J., Chícharo M.A., Chícharo L. (2009). The Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the Guadiana River Basin (southwestern Iberian Peninsula): setting the record straight. *Aquatic Invasions* 4, 681-684.
- Mouthon J. (1981). Sur la présence en France et au Portugal de *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidae) originaire d'Asie. *Basteria* 45: 109-116.
- Muha T.P., Chícharo L., Morais P., Pereira R., Ben-Hamadou R., Cruz J., Chícharo M.A.T. (2012). The effect of distinct hydrologic conditions on the zooplankton community in an estuary under Mediterranean climate influence. *Ecohydrology & Hydrobiology* 12: 327-335.
- Nagar A., Huys R., Bishop D.D. (2010). Widespread occurrence of the Southern Hemisphere ascidian *Corella eumyota* Traustedt, 1882 on the Atlantic coast of Iberia. *Aquatic Invasions* 5: 169-173.
- Neto A.F., Passos D., Costa J.L., Costa M.J., Domingos I. (2014). Infection of *Anguilla Anguilla* by the parasite *Anguillicoloides crassus* in Portuguese brackish water systems. *Cahiers de Biologie Marine* 55: 213-216.
- Nobre A. (1931). Crustáceos Decápodes e Stomatópodes marinhos de Portugal. *Imprensa Portuguesa*, pp. 1-307.

- Nobre A. (1937). Fauna marinha de Portugal. 1º aditamento. *Memórias e Estudos do Museu Zoológico da Universidade de Coimbra* série 1, nº 99: 1-30.
- Nolting C. (1995). Die litorales Isopoden fauna Nord-Portugals (Crustacea, Peracarida): Untersuchung zur Zusammensetzung und Zoogeographie. *Diplomarbeit*. Fakultät für Biologie. Universität Bielefeld, 107 pp.
- Nuño C., Peg M., Mellado-Díaz A., Sánchez-González J.R., Toro M. (2018). First record of *Synidotea laticauda* Benedict, 1897 (Crustacea: Isopoda) in the Guadiana Estuary (SW Iberian Peninsula). *Limnetica* 37(2): 173-179.
- Olenin S., Minchin D., Daunys D. (2007). Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 55: 379-394.
- Olenin S., Narščius A., Minchin D., David M., Galil B., Gollasch S., Zaiko A. (2014). Making non-indigenous species information systems practical for management and useful for research: an aquatic perspective. *Biological Conservation* 173: 98-107.
- Olenin S., Alemany F., Cardoso A.C., Gollasch S., Gouletquer P., Lehtiniemi M., McCollin T., Minchin D., Miossec L., Occhipinti Ambrogio, A., Ojaveer H., Rose Jensen K., Stankiewicz M., Wallentinus I., Aleksandrov B. (2010). Marine Strategy Framework Directive. Task Group 2 Non-indigenous species. April 2010. Joint Report. Prepared under the Administrative Arrangement between JRC and DG ENV (no 31210 – 2009/2010), the Memorandum of Understanding between the European Commission and ICES managed by DG MARE, and JRC's own Institutional funding. *JRC Scientific and Technical Reports*, EUR 24342 EN – 2010. Editor: H. Piha, 34 p.
- Palminha F.P. (1951). Contribuições para o estudo das algas marinhas portuguesas. I. *Boletim da Sociedade Portuguesa de Ciências Naturais* 2: 226-250.
- Palminha F. (1958). As algas marinhas da zona costeira da Arrábida e a sua protecção (contribuição para um estudo algológico). *Publicação da Liga da Protecção da Natureza* 16: 5e24.
- Pardal M.A., Caldeira A.M., Marques J.C. (1992). Contribution to knowledge of the polychaete fauna of Portugal. Part I. Orbiniida, Cossurida and Spionida. *Ciência Biológica. Ecology and Systematics (Portugal)* 12 (1-2): 1- 25.
- Pardal M.A., Marques J.C., Metelo I., Lillebø A.I., Flindt M.R. (2000). Impact of eutrophication on the life cycle, population dynamics and production of *Ampithoe valida* (Amphipoda) along an estuarine spatial gradient (Mondego estuary, Portugal). *Marine Ecology Progress Series* 196: 207–219.
- Parra Parra M.J. (2014). Recruitment ecology of pelagic fishes: jellyfish impact in nursery areas and habitat selection. Master thesis submitted for the partial fulfillment of the title of Master of Science in Marine Biodiversity and

Conservation within the ERASMUS MUNDUS Master Programme EMBC
Universidade do Algarve Faculdade de Ciências e Tecnologia Centre of Marine
Sciences.

- Piha H., Zampoukas N. (2011). Review of Methodological Standards Related to the Marine Strategy Framework Directive Criteria on Good Environmental Status. Prepared under the Administrative Arrangement between JRC and DG ENV (no 31210 – 2009/2010) and JRC's own Institutional funding. *JRC Scientific and Technical Reports*, EUR 24743 EN – 2011, 47p.
- Ramos A. (2016). Identificação das Espécies de Tunicados não indígenas da Costa Portuguesa. Projeto BioMar PT, curso nº 10, 144 p.
- Ramos M.A., Pereira T.M. (1981). Um novo Astacidae para a fauna portuguesa: *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). *Boletim do Instituto Nacional de Investigação Pescas*, Lisboa, 6, 37-47
- Ramos-Esplá A.A., Bercibar E., Chainho P., Castanheira A.C., Frias P., Henriques F.F., J Henriques M., Jesus D.C., Moreira P.M., Pilar-Fonseca T.C., Sá J.N., Tavares S., Ulman A. (2016). Rapid Assessment Survey of two contrasting marinas near Lisbon: Ascidiacea (Chordata: Tunicata). XIX Iberian Symposium on Marine Biology Studies (SIEBM XIX), 5th to 9th September, Porto, Portugal.
- Ravara A., Moreira M.H. (2013). Polychaeta (Annelida) from the continental shelf off Aveiro (NW Portugal): species composition and community structure. *Check List* 9: 533- 9.
- Regulamento (UE) nº 1143/2014 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de outubro de 2014, relativo à prevenção e gestão da introdução e propagação de espécies exóticas invasoras. *Jornal Oficial da União Europeia*, PT, 4.11.2014: L317/35-L317/55.
- Reis J. (2006). Atlas dos bivalves de água doce em Portugal continental (Lisboa, Instituto da Conservação da Natureza).
- Rodrigues C.L.F. (2004). Caracterização sazonal de uma praia estuarina da Ria de Aveiro: estrutura da comunidade e relações tróficas de espécies seleccionadas. Tese de Mestrado, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Rosa I.C., Pereira J.L., Gomes J., Saraiva P.M., Gonçalves F., Costa R. (2011). The Asian clam *Corbicula fluminea* in the European freshwater-dependent industry: A latent threat or a friendly enemy? *Ecological Economics* 70: 1805-1813.
- Ruano F., Sobral D.V. (2000). Marine non-indigenous species and current situation in Portugal. Pp. 58-63. In: Rodrigues L., Reino L., Godinho L.O., Freitas H. (Eds.), *Proceedings of the 1st Symposium on Non-indigenous Species: Introduction, Causes and Consequences*. Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa, Portugal.

- Rull Lluch J., Gómez Garreta A., Barceló M.C., Ribera M.A. (1994). Mapas de distribución de algas marinas de la Península Ibérica e Islas Baleares. VII. *Cystoseira* C. Agardh (Grupo *C. baccata*) y *Sargassum* C. Agardh (*S. muticum* y *S. vulgare*). *Botanica Complutensis* 19: 131-138.
- Ryland J.S. (1960). The British species of *Bugula* (Polyzoa). *Proceedings of the Zoological Society of London* 134: 65-105.
- Sá E., Costa J.L., Ramajal J., Marques F., Grade A., Angélico M.M., Ruano F., Chainho P. (em revisão). First record of the non-indigenous Asian mussel *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) in the Portuguese Atlantic coast. *Aquatic Invasions*.
- Saldanha L. (1974). Estudo do povoamento dos horizontes superiores da rocha litoral da costa da Arrábida (Portugal). *Arquivos do Museu Bocage (2ª série)* 1: 1-382.
- Saldanha L. (1997). Fauna submarina Atlântica: Portugal continental, Açores, Madeira. Mem Martins Publicações Europa-América (ed.), 364p
- SEC (2011). 1255 final. Commission Staff Working Paper: Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status.
- Secilla A., Santolaria A., Díez I., Berecibar E., Díaz P., Bárbara I., Gorostiaga J.M. (2008). *Scageliopsis patens* (Ceramiales, Rhodophyta), a new introduced species along the European coast. *Cryptogamie, Algologie* 29: 191-199.
- Silva P.C.E., Freitas M.S.G., Carvalho-Varela M. (1992). First report of *Anguillicola crassus* in the European eel in Portugal. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* 12(5): 154-156.
- Sobral P. (1985). Distribuição de *Acartia tonsa* Dana no estuário do Tejo e sua relação com *Acartia clausi* Giesbrecht. *Boletim do Instituto Nacional de Investigação das Pescas*, Lisboa 13: 61-75.
- Sousa, R. (2008). Factors contributing to the invasive success of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). In: Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar (Porto, Universidade do Porto), pp. 190.
- Sousa R., Freire R., Rufino M., Méndez J., Gaspar M., Antunes C., Guilhermino, L. (2007). Genetic and shell morphological variability of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in two Portuguese estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74: 166-174.
- Souto J. (2016) Identificação das espécies de Briozoários não indígenas da costa portuguesa. Projeto BioMar PT, curso nº 13, 120 p.

- Souto J., Reverter-Gil O., De Blauwe H., Fernández-Pulpeiro E. (2014). New records of Bryozoans from Portugal. *Cahiers de Biologie Marine* 55: 129-150.
- Tristancho Ruiz S. (2015). The status of the invasive sea squirts and barnacles found in the marinas and ports of Algarve, southern Portugal. Master thesis submitted for the partial fulfillment of the title of Master of Science in Marine Biology, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade do Algarve.
- Tuaty Guerra M. T. (2017). *Styela plicata* (Lesueur, 1823) uma ascídia invasora com impacto socioeconómico. *APA Informa* 147: 5-6.
- Tuaty Guerra M., Gaudêncio M.J. (1982). Première capture de la langouste du Sudouest Africain, *Jasus lalandii* (H. Milne-Edwards, 1837), sur la côte portugaise. In: Memórias do Museu do Mar, Série Zoológica 2: 1-12.
- Turon X., Nishikawa T., Rius M. (2007). Spread of *Microcosmus squamiger* (Ascidiacea: Pyuridae) in the Mediterranean Sea and adjacent waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 342: 185-188.
- Veiga P., Vieira L., Bexiga C., Sa R., Erzini K. (2006). Structure and temporal variations of fish assemblages of the Castro Marim salt marsh, southern Portugal. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 70: 27–38.
- Verbruggen H., Leliaert F., Maggs C.A., Shimada S., Schils T., Provan J., Booth D., Murphy S., DeClerck O., Littler D.S., Littler M.M., Coppejans E. (2007). Species boundaries and phylogenetic relationships within the green algal genus *Codium* (Bryopsidales) based on plastid DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 44: 240-254.
- Vergés A., Sánchez N., Peteiro C., Polo L., Brodie J. (2013). *Pyropia suborbiculata* (Bangiales, Rhodophyta): first records from the northeastern Atlantic and Mediterranean of this North Pacific species. *Phycologia* 52(2): 121-129.
- Vicêncio S.C. (2009). Distribuição de macroalgas nativas e exóticas no substrato duro subtidal do Porto de Sines. Tese de Mestrado em Ecologia, Gestão e Modelação de Recursos Marinhos. Universidade Nova de Lisboa.

D.1.4 Descritor 3: Populações de peixes e moluscos explorados para fins comerciais

As populações de todos os peixes e moluscos explorados comercialmente encontram-se dentro de limites biológicos seguros, apresentando uma distribuição da população por idade e tamanho indicativa de um bom estado das unidades populacionais.

D.1.4.1 Introdução

Na análise do BEA para o Descritor 3 (D3), no primeiro ciclo da implementação da DQEM, foram considerados 43 recursos pesqueiros, dos quais 30 espécies de peixes ósseos, 3 espécies de crustáceos, 5 espécies de moluscos (cefalópodes e bivalves) e 5 espécies de elasmobrânquios (MAMAOT, 2012a). A avaliação inicial do BEA foi realizada para cada um dos critérios do D3 e para cada espécie. Para o conjunto das espécies exploradas comercialmente na subdivisão do Continente, e avaliadas em 2012, o BEA foi atingido em 95%, 61% e 74%, de acordo com os critérios 1, 2 e 3, respetivamente.

D.1.4.2 Metodologia e dados

D.1.4.2.1 Áreas de Avaliação

O aconselhamento para a exploração dos recursos pesqueiros é realizado, a nível internacional, pelo Conselho Internacional para a Exploração do Mar (ICES) e pela Comissão Internacional para a Conservação dos Tunídeos do Atlântico (ICCAT). Para as espécies avaliadas pelo ICES, as áreas de avaliação consideradas correspondem às divisões estatísticas do ICES definidas para as respetivas unidades de gestão ou *stocks*. As áreas estatísticas ICES que se sobrepõem à subdivisão do Continente são a 9.a e a 9.b.2 (Figura D-24). O ICES (ICES, 2016a) recomenda que, para fins de avaliação do D3 no caso de populações amplamente distribuídas (que se enquadram em várias regiões ou sub-regiões), o resultado da avaliação da unidade populacional é atribuído a todas as regiões ou sub-regiões em que ocorrem. Com base nesta recomendação, no caso de recursos para os quais está definida uma unidade de gestão ou *stock*, a avaliação foi realizada considerando a respectiva área de avaliação e que pode incluir uma ou mais divisões estatísticas. Para as espécies de grandes pelágicos, avaliadas ao nível da ICCAT, estão também definidos os *stocks* e respetivas áreas de avaliação.

Para os restantes recursos, a área de avaliação considerada foi, ou toda a subdivisão do continente, ou dentro desta, as áreas de avaliação A, B e C (Figura D-25). A respetiva área de avaliação para cada recurso está indicada na Tabela D-33.

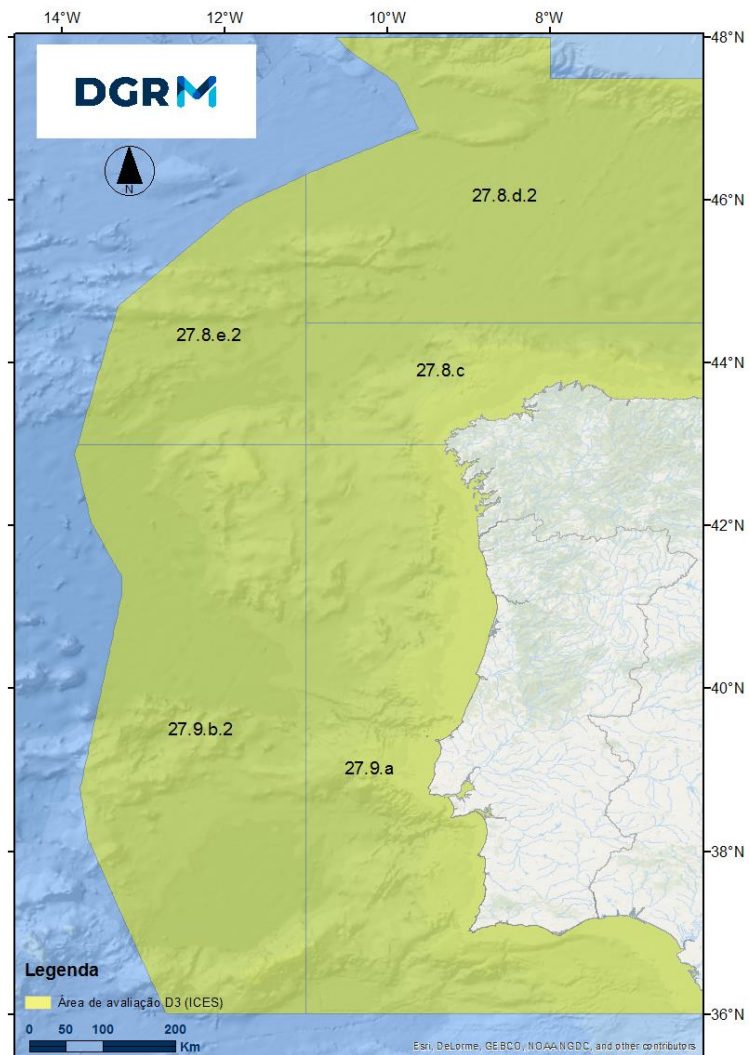


Figura D-24. Divisões ICES na subdivisão do Continente

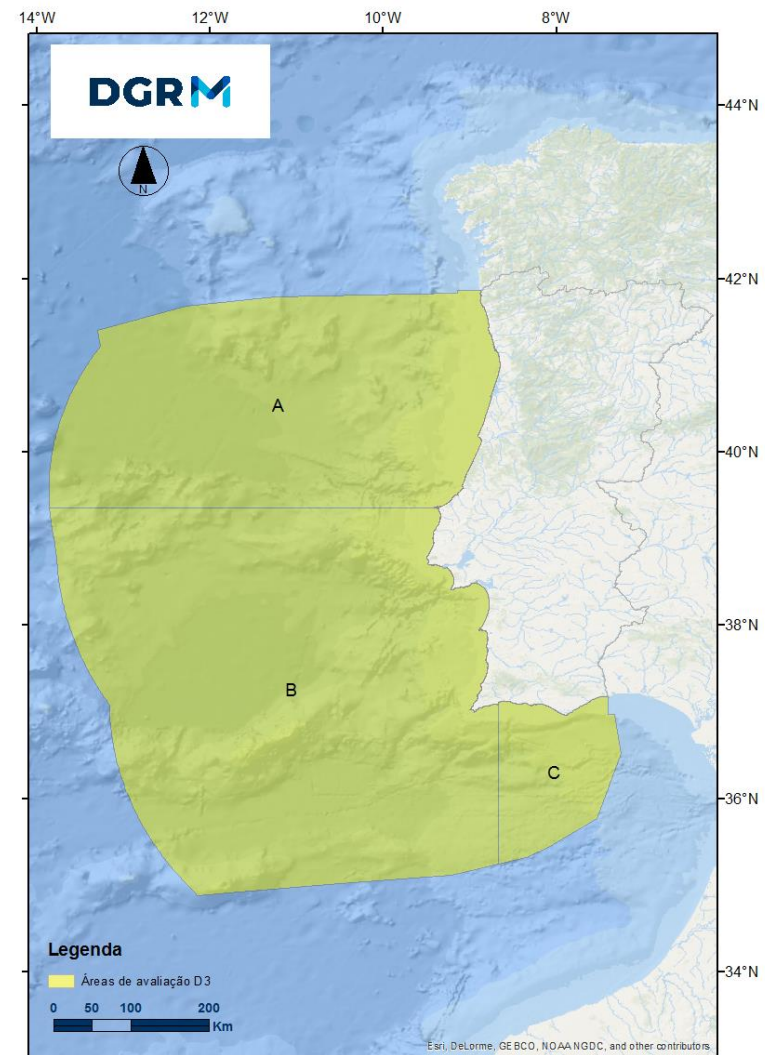


Figura D-25. Áreas de avaliação do D3 na subdivisão do Continente

D.1.4.2.2 Critérios para avaliação do BEA

Na avaliação das águas da subdivisão do Continente para o primeiro ciclo aplicaram-se os critérios e normas metodológicas definidos pela Decisão (UE) 2010/477 da Comissão, de 1 de setembro. Para o segundo ciclo, a avaliação do BEA das populações de peixes e moluscos explorados para fins comerciais baseia-se nos critérios e nas normas metodológicas estabelecidos na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio e a abordagem usada pelos Grupos de Trabalho do ICES para o D3 (ICES, 2012; ICES 2014a; ICES, 2014b; ICES, 2016a; ICES, 2016b; ICES, 2016c; ICES, 2017a; ICES, 2017b).

A Decisão (UE) 2017/848 estabelece a utilização de três critérios primários para a avaliação do BEA no âmbito do D3 (Tabela D-30).

Tabela D-30. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D3 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Peixes e moluscos explorados para fins comerciais EM devem estabelecer uma lista de espécies através da cooperação regional ou sub-regional	D3C1 - Primário A taxa de mortalidade por pesca das populações de espécies exploradas para fins comerciais é igual ou inferior aos níveis que permitem obter o rendimento máximo sustentável. Unidades de medida: taxa anual de mortalidade por pesca (F)	
	D3C2 - Primário A biomassa reprodutora por unidade populacional de espécies exploradas para fins comerciais situa-se acima dos níveis que permitem obter o rendimento máximo sustentável. Unidades de medida: biomassa (t) ou n.º de indivíduos	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional e em conformidade com o disposto no artigo 26º do Regulamento (EU) n.º 1380/2013.
	D3C3 - Primário A distribuição dos indivíduos por idade e tamanho nas populações de espécies exploradas para fins comerciais é indicativa de uma população saudável. Isto deve incluir uma proporção elevada de indivíduos idosos/de tamanho grande e efeitos negativos limitados da exploração sobre a diversidade genética. Unidades de medida: proporção (%) ou n.º; comprimento (cm);	

Segundo a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, devem ser consideradas todas as unidades populacionais de peixes, moluscos e crustáceos, abrangidas pelo Regulamento (CE) n.º 199/2008 dentro do âmbito geográfico da DQEM, e sujeitas a obrigações idênticas no âmbito da Política Comum das Pescas (PCP). Acresce, que

cada EM pode incluir uma ou mais espécies/*taxa* que não figurem na lista de espécies com importância regional, mas que são consideradas importantes a nível nacional (por exemplo, uma espécie que ocorra quase exclusivamente nas águas nacionais desse EM ou que apoie uma pescaria nacional). Neste caso, não é necessário definir, em colaboração com os outros EM que fazem fronteira com a mesma sub-região, uma abordagem coerente com a aplicada às unidades populacionais “regionais”, ou seja, as que são abrangidas pela PCP (MSFD, 2018).

A seleção das espécies de peixes e moluscos importantes, do ponto de vista comercial, para a subdivisão do Continente, foi feita de acordo com as recomendações da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão e do ICES (ICES, 2014a), tendo sido incluídas:

1. As espécies cujas unidades populacionais/*stocks* são avaliadas a nível internacional (e.g., ICES, ICCAT);
2. Para além das espécies incluídas na lista estabelecida em conformidade com o ponto 1., foram incluídas as restantes espécies cujo desembarque representa uma proporção elevada da soma acumulada do total de desembarques (> 90% neste caso) em peso e em valor na subdivisão do Continente, aplicado ao conjunto de dados de desembarques para o período entre 2012 e 2017. Considerando 90% da percentagem acumulada de desembarques em peso e valor, estes foram representativos de 24 e 46 espécies, respetivamente. Deste modo, optou-se por incluir a totalidade das espécies representativas de 90% dos desembarques em valor, visto que nestas estavam incluídas todas as espécies relevantes para a composição em peso.

Na análise do ponto 2 não foram considerados os bivalves. A seleção das espécies deste grupo, a incluir, foi feita posteriormente com base no conhecimento existente da sua relevância para a subdivisão do Continente.

De acordo ainda com o recomendado pelo ICES (ICES, 2016b), consideraram-se dois grupos de unidades populacionais:

Grupo (a) – Unidades populacionais com avaliação analítica quantitativa e pontos biológicos de referência (estabelecidos/aceites pelo ICES e ICCAT);

Grupo (b) – Unidades populacionais com avaliação qualitativa sem pontos biológicos de referência estabelecidos, e/ou espécies abrangidas por programas de monitorização (e.g., PNAB-DCF) e/ou relevantes a nível comercial para cada EM.

Critério D3C1: nível de pressão da pesca

Grupo (a): A unidade de medida do D3C1 é a taxa anual de mortalidade por pesca (F). Foram considerados dois pontos de referência para estabelecer os limites da taxa de mortalidade por pesca na classificação do BEA. O limite inferior corresponde ao nível de F sustentável, F_{MSY} , e o limite superior corresponde ao nível limite de F (F_{lim}).

Em termos práticos, foi usado como nível limite o ponto de referência F_{pa} (inferior a F_{lim}) que garante um risco baixo de F atingir F_{lim} e, portanto, de depleção do *stock*.

Grupo (b): Neste caso, foi considerada a Taxa de Exploração dada pelo rácio «capturas/ biomassa». Os índices de biomassa foram obtidos através dos dados de campanhas de investigação ou de uma série de CPUE (captura por unidade de esforço) estandardizada.

A avaliação foi baseada na comparação da média recente com a média e o desvio padrão históricos (ICES, 2012; MAMAOT, 2012a; ICES, 2014b), através da aplicação da equação [1]:

$$m = \frac{(\text{média recente} - \text{média longo-termo})}{\text{desvio padrão longo-termo}} \quad [1]$$

sendo que o período de anos adotado para o cálculo da média recente foi de 3 a 5 anos, ou outro período considerado adequado tendo em conta a biologia da espécie e a variabilidade do indicador. O período para o cálculo da média de longo-termo foi o mais alargado possível de acordo com a disponibilidade de dados.

Critério D3C2: capacidade reprodutora

Grupo (a): No caso da Biomassa reprodutora (SSB) o ponto de referência utilizado foi o nível de biomassa reprodutora que produz, a longo termo, a captura máxima sustentável (MSY) e designado por B_{MSY} . Nos casos em que o valor B_{MSY} não estava definido, foi adotado o B_{pa} como aproximação (*proxy*) a B_{MSY} . B_{pa} é um nível precaucionário de biomassa que garante um risco baixo do *stock* estar abaixo de B_{lim} , i.e., de comprometer a sua capacidade reprodutora. Para algumas espécies foi adotado o valor de B_{pa} como *proxy* para MSY $B_{trigger}$ (Biomassa reprodutora “gatilho”). Em 2015, o valor MSY $B_{trigger}$ foi atualizado para corresponder ao limite inferior da dispersão de valores à volta de SSB_{MSY} . Sendo que MSY $B_{trigger}$ representa “o limite inferior do intervalo de confiança de 95% da estimativa de SSB, assumindo um padrão de exploração ao nível de F_{MSY} para um longo período de tempo” (ICES, 2015).

Grupo (b): Neste caso, considerou-se o índice de biomassa (*proxy* do índice de biomassa reprodutora), o qual foi obtido através de uma campanha de investigação ou de uma série de CPUE (captura por unidade de esforço estandardizada). A avaliação foi baseada na comparação da média recente com a média e o desvio padrão a longo-termo, através da aplicação da equação [1] (ICES, 2012; ICES, 2014b).

Critério D3C3: estrutura da população por idade e/ou tamanho

Grupo (a): os dados necessários para determinar o critério que reflete a estrutura em tamanho (comprimento ou peso), para fins de avaliação das populações exploradas, foram recolhidos em campanhas científicas ou em amostras comerciais. Os indicadores baseados no tamanho das capturas comerciais, tais como comprimento de

primeira captura (L_c) ou comprimento médio de captura ($L_{\text{médio}}$) estão operacionais para uma ampla variedade de *stocks*, com o objetivo de monitorizar a seletividade das práticas de pesca. No entanto, o ICES recomendou o uso de Indicadores Baseados na Idade (IBI), visto estes serem derivados de avaliações baseadas numa análise mais robusta da estrutura da população. Atualmente, o número de *stocks* para os quais a avaliação deste indicador está disponível, é, contudo, muito limitado.

O ICES analisou os métodos propostos para o critério D3C3 nas espécies/*stocks* com avaliação quantitativa e concluiu que não estavam ainda operacionais para a avaliação do bom estado ambiental (ICES, 2017a; ICES, 2017b). Deste modo, a recomendação do ICES foi de não avaliar este critério até que sejam desenvolvidos pontos de referência biológicos relacionados com a característica “população saudável” (ICES, 2016b). Para as espécies/*stocks* para as quais ainda não existem pontos de referência definidos no âmbito de grupos de trabalho de avaliação e capazes de avaliar o D3C3, foi seguida a recomendação do ICES e indicado na tabela como “n.d” (não desenvolvido).

Grupo (b): Neste caso, a metodologia foi definida de acordo com a área de distribuição da espécie/*stock* em avaliação: subdivisão do continente, incluindo áreas: A, B, C; ou outra.

Para a subdivisão do continente (ou numa das áreas A, B ou C), a avaliação do D3C3 foi feita com base na informação de campanhas de investigação para cada espécie, tendo-se determinado o Percentil 95 da distribuição por comprimento (L_{95}). O percentil 95 de distribuição de comprimentos é indicador da presença de indivíduos de tamanho grande na população (ICES, 2015). Este indicador pretende refletir o estado de uma população, dado que o aumento da pressão de pesca sobre uma espécie pode provocar a diminuição da proporção de indivíduos de tamanho grande na população, reduzindo o L_{95} (ICES, 2016a). Para determinação do L_{95} foram usadas as frequências de distribuição de comprimentos para cada espécie recolhidas em campanhas de investigação para cada ano e aplicada a seguinte equação [2]:

$$L_{95} = LC \left| \frac{C_{cum}}{C_{total}} = 0.95, \right. \quad [2]$$

sendo L_{95} a classe de comprimento cujas capturas acumuladas (C_{cum}) representam 95% do total de capturas (C_{total}). A avaliação deste critério foi feita com base na comparação entre a média recente e a média de longo-termo pela aplicação da equação [1].

No caso, de existirem várias campanhas a fornecer dados para uma determinada espécie, optou-se por usar os dados que melhor cobrem a área de distribuição dos indivíduos maiores. Apesar de a pesca comercial também fornecer informação sobre os indivíduos maiores optou-se por não usar estas séries de dados devido à existência de alterações no padrão de pesca ao longo do tempo.

Nos *stocks* para as quais a avaliação do D3C3 corresponde a uma área superior aos limites da subdivisão do continente, e para as quais não existe uma série histórica de campanhas de investigação que cubra toda a área de distribuição, este critério não foi determinado. Nestes casos, a avaliação foi indicada na tabela como “n.a.” (não avaliado).

D.1.4.2.3 Dados e fontes de informação disponíveis

Na avaliação do bom estado ambiental no âmbito do D3 da DQEM foram utilizados os seguintes dados:

- (1) Taxa de mortalidade por pesca, índice de biomassa dos reprodutores de espécies e/ou populações sujeitas a uma avaliação analítica no âmbito de grupos de trabalho do Conselho Internacional para a Exploração do Mar (ICES) ou da Comissão Internacional para a Conservação dos Tunídeos do Atlântico (ICCAT);
- (2) Desembarques oficiais para cada espécie (peso e valor), por segmento de frota e por ano para a costa portuguesa, fornecidos pela Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços-Marítimos (DGRM);
- (3) Distribuições por comprimento e por peso obtidas através de amostragem em lota das espécies desembarcadas e recolhidas no âmbito do Plano Nacional de Amostragem Biológica – “*Data Collection Framework*” (PNAB-DCF);
- (4) Índices de abundância (CPUE – capturas por unidade de esforço), índices de biomassa reprodutora e distribuição por comprimento e/ou idade das espécies capturadas nas campanhas de investigação com arrasto de fundo realizadas pelo IPMA, I.P. no âmbito do PNAB-DCF na subdivisão de Portugal Continental. Estas campanhas têm como principal objetivo o estudo da distribuição e abundância de espécies demersais e de crustáceos (Campanhas demersais de inverno e outono e Campanha de crustáceos, respetivamente). As campanhas apresentam um desenho amostral próprio, delineado em função dos recursos, áreas e épocas em que são realizadas e validado internacionalmente pelo ICES (ICES, 2017c; ICES, 2018a);
- (5) Índices de abundância e distribuição por comprimento e/ou idade das espécies pelágicas capturadas nas campanhas de investigação acústicas com arrasto pelágico realizadas pelo IPMA, I.P. no âmbito do PNAB-DCF na subdivisão de Portugal Continental (ICES, 2018b);
- (6) Índices de abundância, índices de biomassa reprodutora e distribuição do comprimento da concha das espécies de bivalves capturadas nas campanhas de monitorização dirigidas ao estudo dos moluscos bivalves realizadas pelo IPMA, I.P. na subdivisão de Portugal Continental (Gaspar & Monteiro, 2001).

As fontes de dados enumeradas acima foram utilizadas na avaliação do BEA nos recursos explorados pela pesca, de acordo com o grau de conhecimento existente para cada espécie e com a metodologia descrita na secção anterior (D.1.4.2.2) para cada critério.

A caracterização da frota de pesca portuguesa na subdivisão de Portugal Continental foi realizada através da análise dos desembarques nacionais para os portos do continente entre 2012 e 2017, de acordo com o segmento de frota (Arrasto, Cerco e Polivalente) e o comprimento fora-a-fora (metros) das embarcações.

D.1.4.3 Resultados

D.1.4.3.1 Caracterização da frota de pesca portuguesa

A frota de pesca portuguesa com desembarques na subdivisão do Continente, no período entre 2012 e 2017, era composta por 3265 e 3060 embarcações, respetivamente. Na Tabela D-31 apresenta-se o número de embarcações que compõem cada segmento de pesca (Arrasto, Cerco e Polivalente) e os dias de pesca efetivos em cada ano (2012 – 2017), de acordo com o tamanho da embarcação em metros. As embarcações foram classificadas de acordo com o tamanho em: menores que 10m ($<10m$); entre 10m e 12m ($10 < m < 12$); entre 12m e 18m ($12 < m < 18$); entre 18m e 24m ($18 < m < 24$); e entre 24m e 40m ($24 < m < 40$).

No Arrasto, a frota é maioritariamente constituída por embarcações menores que 10m e maiores que os 24m. No caso do Cerco, a maioria das embarcações tem um comprimento entre 12m e 24m. A grande maioria das embarcações de pesca pertence à frota Polivalente e possui um comprimento inferior aos 10m.

Tabela D-31. Número de embarcações e dias de pesca por segmento de frota (Arrasto, Cerco, Polivalente) e comprimento da embarcação (<10m, 10<m<12, 12<m<18, 18<m<24, 24<m<40) para o período entre 2012 e 2017 (Fonte: DGRM, 2018).

Arte de Pesca	2012		2013		2014		2015		2016		2017	
	N.º	Dias de pesca	N.º	Dias de pesca	N.º	Dias de pesca	N.º	Dias de pesca	N.º	Dias de pesca	N.º	Dias de pesca
Arrasto												
<10m	62	58.838	49	4.265	57	4.817	48	3.914	41	3519	39	3.189
10<m<12	8	794	8	634	10	918	7	673	13	1275	12	1.205
12<m<18	9	599	8	545	8	614	10	815	8	654	9	736
18<m<24	8	762	7	632	7	704	7	658	7	606	7	638
24<m<40	48	6.404	46	5.975	47	5.626	53	5.750	51	5848	48	5.731
Cerco												
<10m	25	1.636	24	1.634	24	1.265	23	1.589	24	1.429	18	878
10<m<12	25	2.676	27	2.543	28	2.338	30	2.928	30	2.822	30	2.527
12<m<18	36	3.863	38	4.036	33	3.428	36	3.701	37	3.487	36	3.091
18<m<24	51	6.630	51	6.216	51	4.703	51	4.902	52	4.951	53	5.821
24<m<40	18	2.120	18	2.180	18	1.624	18	2.123	20	2.149	20	2.435
Polivalente												
<10m	2.583	183.982	2.577	172.528	2.520	170.524	2.499	179.284	2.460	173.432	2.430	175.796
10<m<12	134	14.768	129	13.752	128	13.670	126	14.078	127	12.627	125	11.123
12<m<18	194	25.916	192	23.358	194	23.463	191	22.520	179	22.125	178	21.197
18<m<24	52	5.879	50	5.312	47	5.240	49	5.160	49	5.273	46	4.982
24<m<40	12	257	14	286	13	236	8	213	7	199	9	163
Total	3.265	262.124	3.238	243.986	3.185	239.170	3.157	248.308	3.105	240.396	3.060	239.512

D.1.4.3.2 Caracterização dos desembarques por segmento de frota de pesca

O total de desembarques em peso (kg) (apresentado em percentagem - %) para cada um dos anos considerados neste segundo ciclo de avaliação, de acordo com a arte de pesca encontra-se caracterizado na Figura D-26.

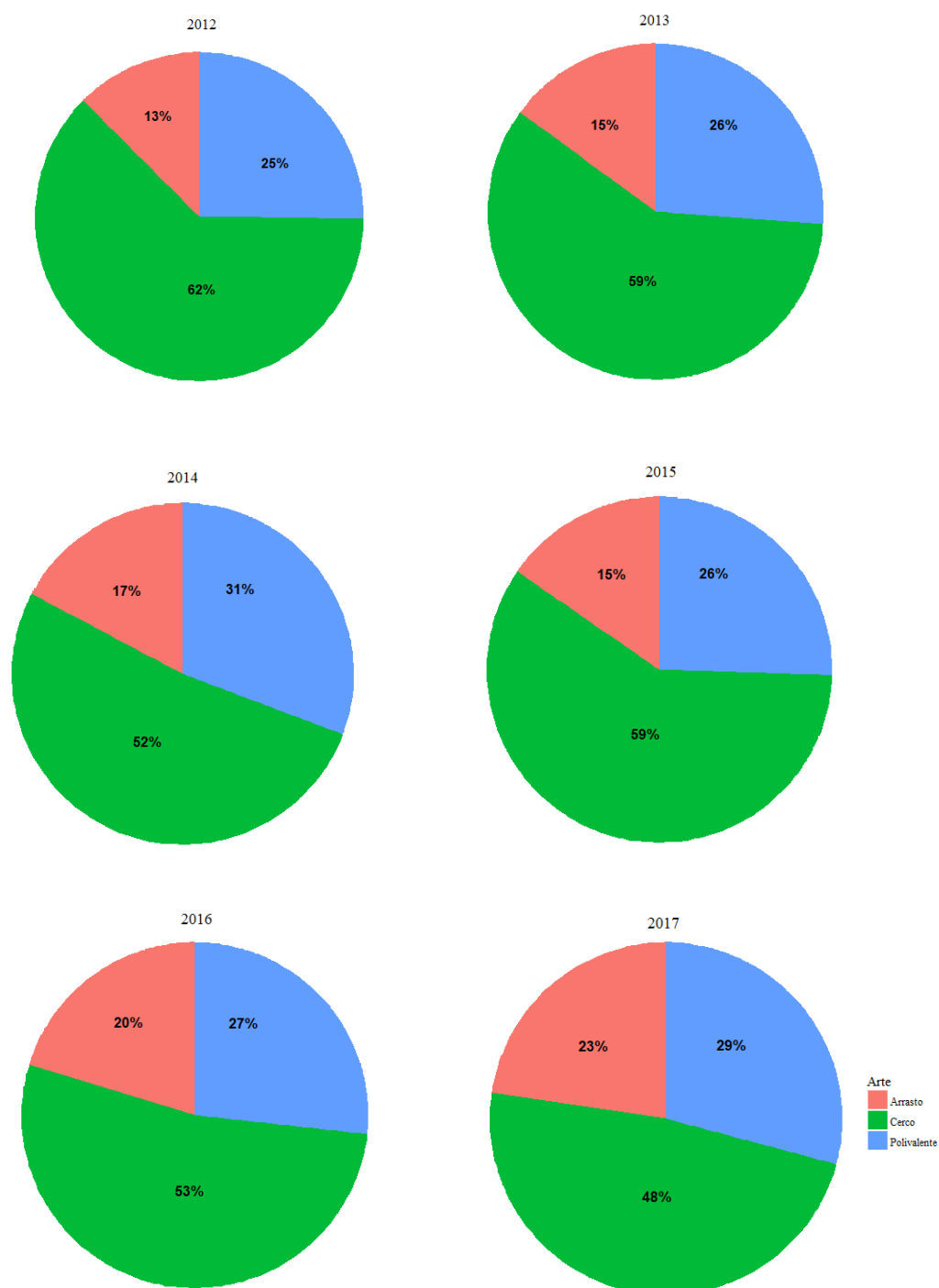


Figura D-26. Caracterização do total de desembarques em peso (kg) em cada ano, para o período entre 2012 e 2017, por segmento de frota (Arrasto, Cerco, Polivalente). Indicação da percentagem (%) face ao total de desembarques por arte em cada ano.

No Arrasto, 89% dos desembarques foram provenientes de embarcações com comprimento superior a 24m. No Cerco, verificou-se que a maioria dos desembarques foram efetuados por embarcações com comprimento entre os 18m e os 24m (54%) e superiores a 24m (24%). No caso do segmento da frota Polivalente, 45% dos desembarques foram provenientes de embarcações com comprimento inferior a 10m (Figura D-27).

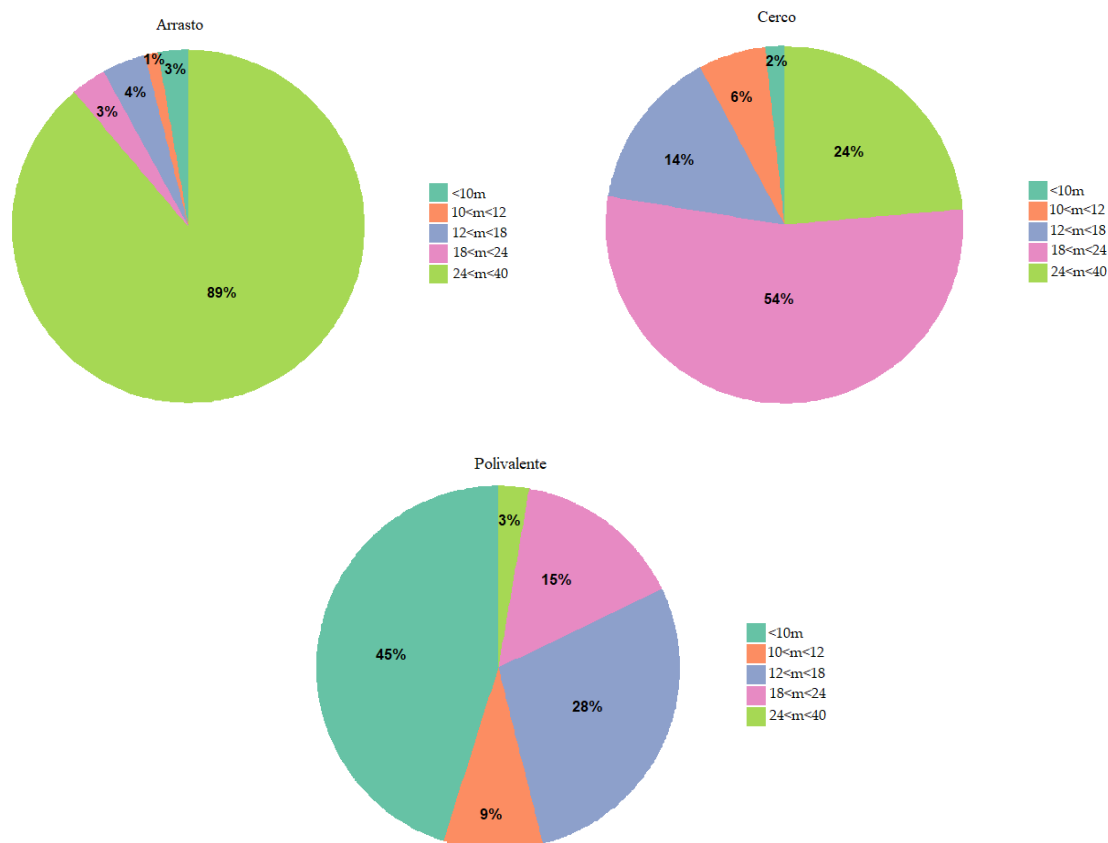
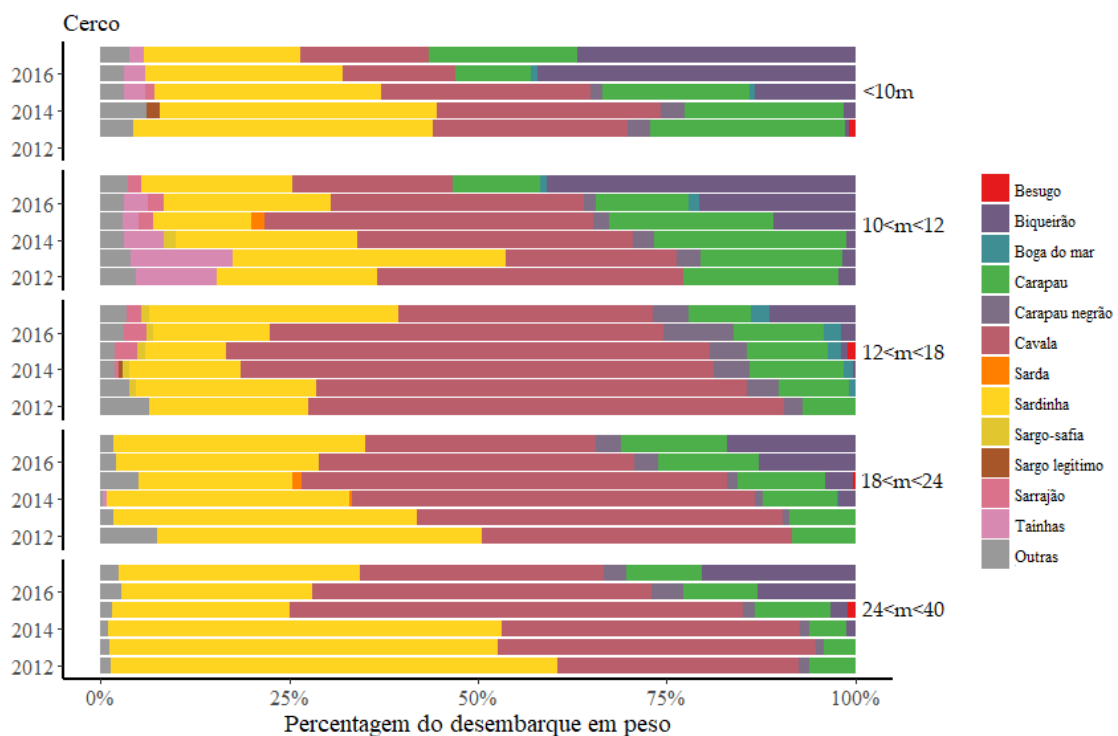
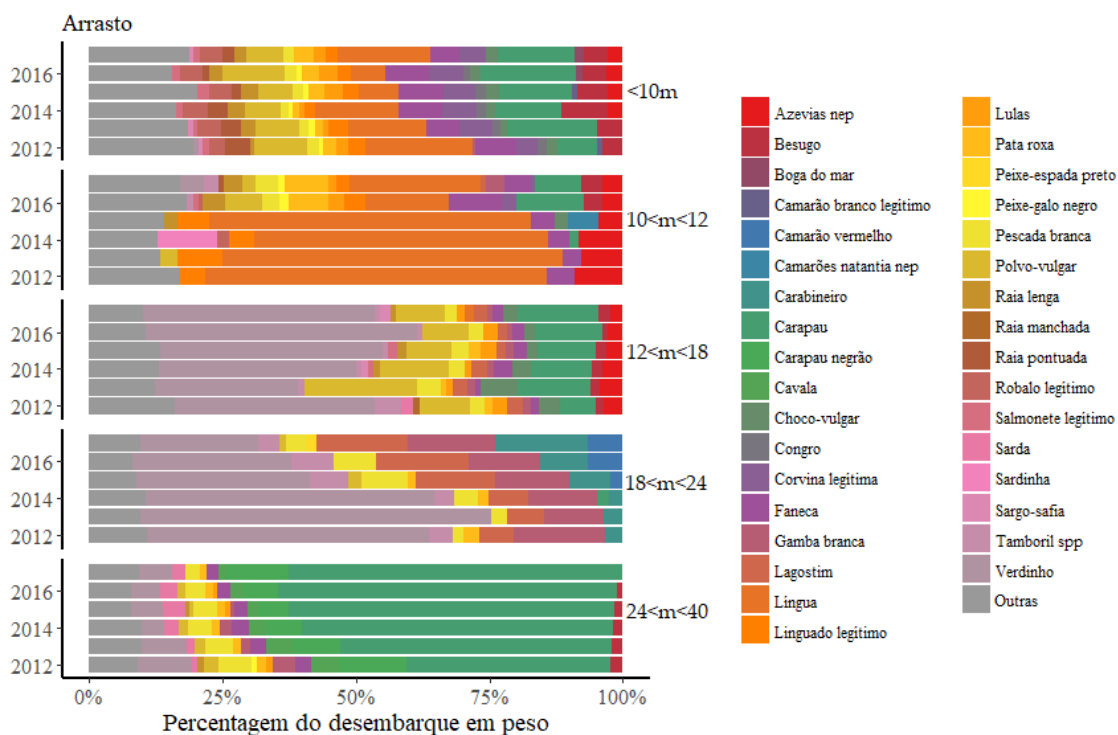


Figura D-27. Percentagem do total de desembarques em peso (kg) em cada segmento de frota (Arrasto, Cerco, Polivalente) de acordo com o tamanho da embarcação (<10m, 10<m<12, 12<m<18, 18<m<24, 24<m<40) para o período entre 2012 e 2017.

Relativamente, à composição específica dos desembarques verificou-se a sua variação quer por arte, quer por componente do segmento da frota (tamanho da embarcação), quer ao longo dos anos (Figura D-28).



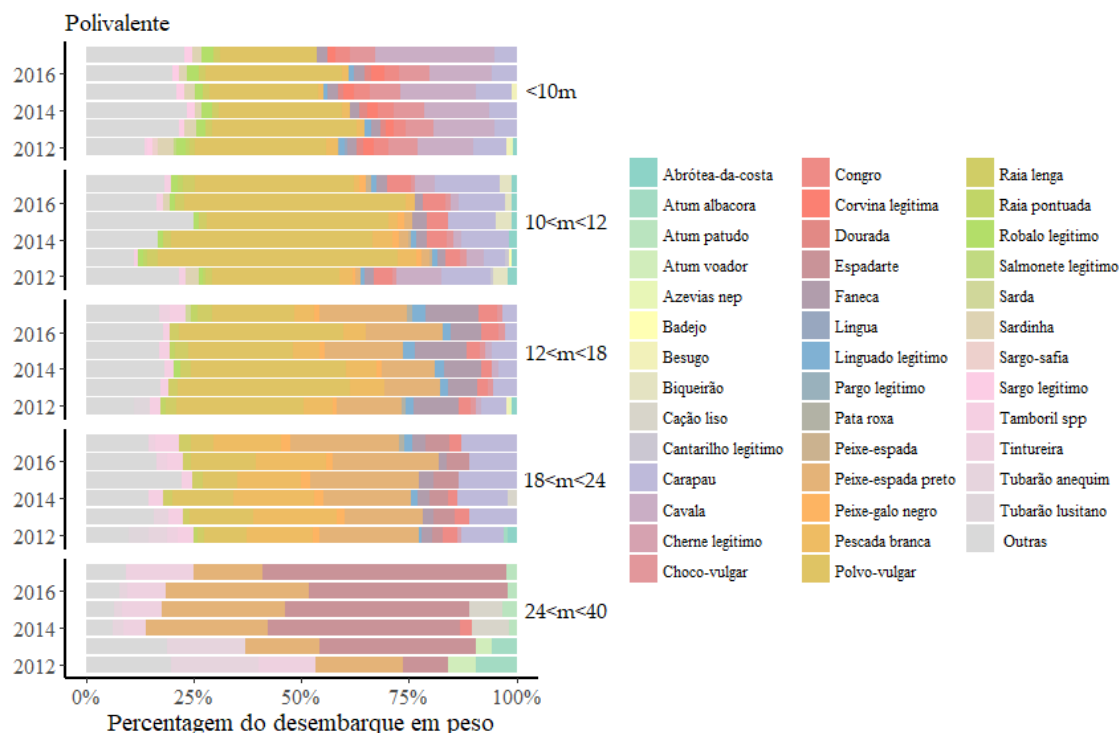


Figura D-28. Composição por espécies (%) relativa ao total de desembarques em peso (kg) em cada segmento de frota (Arrasto, Cerco, Polivalente) de acordo com o tamanho da embarcação (<10m, 10<m<12, 12<m<18, 18<m<24, 24<m<40) para o período entre 2012 e 2017.

No Arrasto, as embarcações com um comprimento superior a 24m capturam maioritariamente carapau (*Trachurus trachurus*) e carapau negrão (*Trachurus picturatus*). Nas embarcações entre os 18m e os 24m, o verdinho (*Micromesistius poutassou*), o lagostim (*Nephrops norvegicus*) e a gamba branca (*Parapenaeus longirostris*) são as espécies mais capturadas, dado tratar-se de embarcações de arrasto dirigidas à pesca de crustáceos.

No Cerco, as espécies mais desembarcadas são a sardinha (*Sardina pilchardus*), seguida da cavala (*Scomber colias*), do carapau e do biqueirão (*Engraulis encrasicolus*). No entanto, após 2014, o total desembarques de cavala tornou-se superior aos de sardinha. A percentagem de biqueirão nos desembarques, também tem vindo a aumentar.

Na frota Polivalente, para as embarcações de comprimento superior a 24m, o espadarte (*Xiphias gladius*), o peixe-espada preto (*Aphanopus carbo*), a tintureira (*Prionace glauca*) e o tubarão anequim (*Isurus oxyrinchus*) são as principais espécies desembarcadas. Para as embarcações entre os 12m e os 24m, para além do peixe-espada preto, a pescada branca (*Merluccius merluccius*), o polvo-vulgar (*Octopus vulgaris*), a faneca (*Trisopterus luscus*) e o carapau destacam-se no total de desembarques em peso. Nas embarcações de menor comprimento, para além das espécies referidas, a cavala destaca-se pela elevada percentagem presente no total dos desembarques.

D.1.4.3.3 Caracterização das devoluções ao mar por segmento de frota de pesca

O Arrasto de fundo com portas é uma frota que apresenta uma taxa de devolução alta, mas também muito variável, porque está dependente das espécies alvo. Assim sendo, no caso da frota de arrasto dirigida a crustáceos, as espécies que geralmente apresentam maiores devoluções ao mar são o verdinho e a pescada branca. Enquanto em relação à primeira espécie as devoluções estão relacionadas com o baixo valor comercial, no caso da pescada estão relacionadas com motivos regulamentares (limite de captura acessória) (Fernandes *et al.*, 2014). Na frota de Arrasto dirigida às espécies demersais, as maiores devoluções ao mar são geralmente dos seguintes recursos: sarda (*Scomber scombrus*), verdinho, pescada e cavala. As devoluções de verdinho, sarda e cavala estão relacionadas com razões de mercado, enquanto relativamente à pescada são dois os principais motivos das devoluções ao mar: (1) por ter sido atingida a quota anual e não ser permitido o desembarque; ou (2) os indivíduos capturados estarem abaixo do tamanho mínimo de conservação estabelecido por lei. A quantidade de cavala devolvida ao mar na pesca com arrasto tem vindo a reduzir significativamente devido ao aumento da procura (Fernandes *et al.*, 2017).

Na pesca de Cerco, as devoluções ao mar dividem-se em dois tipos: rejeições e slipping (desenvasamento). No slipping ou desenvasamento de pescado, o mestre realiza uma manobra de libertação deliberada da captura, denominada desenvasar ou destombar a rede, aonde há abertura ou rebaixamento da rede para que parte ou total da captura consiga escapar viva, antes de ser alada para dentro da embarcação. De uma maneira geral, as rejeições a bordo são raras e em quantidades reduzidas. As principais razões que levam à rejeição são inexistência de consumo, baixo ou nulo valor comercial, excesso de oferta e impossibilidade de realizar desembarque em lota (por exemplo, fim de quota anual da sarda) (Feijó *et al.*, 2018). No cerco, é o *slipping* que tem maior importância como devolução ao mar. A devolução ao mar observa-se em várias espécies vivas como por exemplo, cavala, sardinha, carapau-negrão, sarda, boga, besugos e tainhas. A quantidade de cavala devolvida ao mar, nesta arte, também tem vindo a reduzir significativamente com o aumento da procura. Pelo contrário, observa-se um aumento do slipping da sardinha devido às limitações de captura decorrentes do plano de gestão. As principais causas de devolução ao mar na sarda e no carapau-negrão são o baixo valor comercial e nas restantes espécies [boga (*Boops boops*) e tainhas (*Mugil spp.*, *Liza spp.*, *Chelon spp.*)] a inexistência de consumo (Feijó *et al.*, 2018).

Na frota Polivalente, as taxas de devoluções ao mar são geralmente baixas, de acordo com as observações efetuadas a bordo no âmbito do PNAB. Os motivos principais para a devolução das espécies comerciais capturadas estão, essencialmente, relacionados com questões de mercado (oscilações de preço que podem ser temporais e/ou geográficas) e de salubridade (espécies danificadas quando chegam a bordo).

Nas espécies cujas unidades populacionais são sujeitas a avaliação analítica, os Estados-Membros fornecem dados de captura (desembarques acrescidos das devoluções ao mar) que são usados nos modelos de avaliação para estimar a taxa de mortalidade por pesca e consequentemente avaliar se o stock está a ser explorado de forma sustentável. Nas restantes espécies, devido às taxas de devolução ao mar serem de um modo geral relativamente baixas e pontuais nas principais pescarias da subdivisão do continente, para a determinação do D3C1 são utilizados os valores de desembarques, uma vez que, estes refletem as capturas de forma bastante aproximada.

D.1.4.3.4 Lista de espécies

A Tabela D-32 apresenta a lista de espécies que compõem 90% da percentagem de desembarques na subdivisão do Continente em valor e respetivo *ranking* para o período entre 2012 e 2017. A lista detalhada das espécies/*stocks* importantes a nível comercial incluídas na presente avaliação do D3 para a subdivisão do Continente, apresenta-se na Tabela D-33.

Tabela D-32. Nome vulgar, nome científico e respetivo código FAO das espécies comerciais (peixes, cefalópodes e crustáceos) que representaram uma percentagem acumulada de 90% dos desembarques em valor, no período entre 2012 e 2017 e *ranking* em valor apresentado na avaliação inicial (MAMAOT, 2012a). – espécie ausente da tabela de *ranking* do Relatório Inicial;

Nome vulgar	Nome científico	Código FAO	Ranking em valor	
			2012-2017	MAMAOT, 2012
Sardinha	<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)	PIL	1	1
Polvo-vulgar	<i>Octopus vulgaris</i> Cuvier, 1792	OCC	2	2
Carapau	<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	HOM	3	3
Peixe-espada-preto	<i>Aphanopus carbo</i> Lowe, 1839	BSF	4	4
Cavala	<i>Scomber colias</i> Gmelin, 1789	VMA	5	11
Biqueirão	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	ANE	6	37
Pescada branca	<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	HKE	7	6
Atum patudo	<i>Thunnus obesus</i> (Lowe, 1839)	BET	8	-
Goraz	<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)	SBR	9	29
Gamba branca	<i>Parapenaeus longirostris</i> (Lucas, 1846)	DPS	10	5
Robalo-legítimo	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	BSS	12	8
Choco vulgar	<i>Sepia officinalis</i> Linnaeus, 1758	CTC	13	7
Linguado-legítimo	<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	SOL	14	12
Espadarte	<i>Xiphias gladius</i> Linnaeus, 1758	SWO	15	28
Peixe-galo-negro	<i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758	JOD	16	17
Congro	<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)	COE	17	15
Atum voador	<i>Thunnus alalunga</i> (Bonnaterre, 1788)	ALB	18	-
Besugo	<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827)	SBA	19	14
Lagostim	<i>Nephrops norvegicus</i> (Linnaeus, 1758)	NEP	20	10
Faneca	<i>Trisopterus luscus</i> (Linnaeus, 1758)	BIB	21	9

Nome vulgar	Nome científico	Código	Ranking em valor	
Cherne legítimo	<i>Polyprion americanus</i> (Bloch & Schneider 1801)	WRF	22	13
Dourada	<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	SBG	23	21
Carapau negrão	<i>Trachurus picturatus</i> (Bowdich, 1825)	JAA	24	39
Pargo-legítimo	<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	RPG	25	25
Corvina-legítima	<i>Argyrosomus regius</i> (Asso, 1801)	MGR	26	38
Salmonete-legítimo	<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	MUR	27	18
Lula-vulgar	<i>Loligo vulgaris</i> Lamarck, 1798	SQR	28	30
Sargo-legítimo	<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	SWA	29	24
Raia lenga	<i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758	RJC	30	34
Tamboril	<i>Lophius piscatorius</i> Linnaeus, 1758	MON	31	26
Cantarilho-legítimo	<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)	BRF	32	-
Carabineiro	<i>Aristaeopsis edwardsiana</i> (Johnson, 1867)	SSH	33	22
Abrótea-da-costa	<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766)	FOR	34	42
Tamboril preto	<i>Lophius budegassa</i> (Spinola, 1807)	ANK	35	26*
Gaiado	<i>Katsuwonus pelamis</i> (Linnaeus, 1758)	SKJ	36	-
Lula riscada	<i>Loligo forbesi</i> Steenstrup, 1856	SQF	37	-
Camarão vermelho	<i>Aristeus antennatus</i> (Risso, 1816)	ARA	38	-
Azevia raiada	<i>Microchirus variegatus</i> (Donovan, 1808)	MKG	39	-
Azevias nep.	<i>Microchirus</i> spp.	THS	40	20
Língua	<i>Dicologlossa cuneata</i> (Moreau, 1881)	CET	41	-
Peixe-espada-branco	<i>Lepidopus caudatus</i> (Euphrasen, 1788)	SFS	42	-
Verdinho	<i>Micromesistius poutassou</i> Risso, 1827	WHB	43	23
Tubarão-anequim	<i>Isurus oxyrinchus</i> Rafinesque, 1810	SMA	44	16
Sargo-safia	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	CTB	45	31
Sarrajão	<i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793)	BOM	46	-
Raia pontuada	<i>Raja brachyura</i> Lafont, 1871	RJH	47	40

*reportado como *Lophius* spp. no relatório da avaliação inicial.

Tabela D-33. Nome vulgar, nome científico das espécies comerciais (demersais e semi-pelágicas, pequenos e grandes pelágicos, elasmobrânquios, cefalópodes, bivalves e crustáceos), respetiva área de avaliação, indicação se a informação usada se baseou em amostragem em lota, a bordo e/ou campanhas de investigação do PNAB-DCF do IPMA (assinaladas com (X)) e/ou de projetos de investigação (assinalado com *), denominação do stock e indicação da organização internacional responsável pelo aconselhamento (ICES ou ICCAT).

Grupo	Nome vulgar	Nome científico	Área de avaliação	PNAB	Denominação (ICES/ICCAT)	Unidade de gestão
Espécies demersais e semi-pelágicas						
(b)	Abrótea-do-alto	<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)	Atlântico Nordeste	X	ICES - gfb.27.nea	Atlântico NE (27)
(b)	Abrótea-da-costa	<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766)	Subdivisão do continente			
(b)	Alfonsinhos	<i>Beryx</i> spp.	Atlântico Nordeste	X	ICES - alf.27.nea	Atlântico NE (27)
(a)	Areeiro	<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i> (Walbaum, 1792)	ICES 9.a, 8.c	X	ICES - meg.27.8c9a	Mar Cantábrico e águas Ibéricas Atlânticas
(b)	Azevias nep	<i>Microchirus</i> spp.	Subdivisão do continente			
(a)	Areeiro-de- quatro-manchas	<i>Lepidorhombus boscii</i> (Risso, 1810)	ICES 9.a, 8.c	X	ICES - ldb.27.8c9a	Mar Cantábrico e águas Ibéricas Atlânticas
(b)	Badejo	<i>Merlangius merlangus</i> (Linnaeus, 1758)	ICES 9.a, 8	X	ICES - whg.27.89a	Baía da Biscaia e águas Ibéricas (27.89a)
(b)	Besugo	<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827)	B,C subdivisão do continente (prof <100m)			
(b)	Cantarilho-legítimo	<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)	Subdivisão do continente			
(a)	Carapau-branco	<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	ICES 9.a	X	ICES - hom.27.9a	Águas Ibéricas Atlânticas (27.9a)
(b)	Carapau-negrão	<i>Trachurus picturatus</i> (Bowdich, 1825)	Subdivisão do continente (prof <400m)	X		
(b)	Cheme-legítimo	<i>Polyprion americanus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Subdivisão do continente			
(b)	Congro	<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)	Subdivisão do continente (prof <400m)	X		
(b)	Corvina-legítima	<i>Argyrosomus regius</i> (Asso, 1801)	Subdivisão do continente			

Grupo	Nome vulgar	Nome científico	Área de avaliação	PNAB	Denominação (ICES/ICCAT)	Unidade de gestão
(b)	Dourada	<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	Subdivisão do continente			
(b)	Faneca	<i>Trisopterus luscus</i> (Linnaeus, 1758)	A subdivisão do continente (prof <200m)	X		
(b)	Goraz	<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)	ICES 9	X	ICES - sbr.9	Águas Ibéricas Atlânticas (27.9a)
(b)	Língua	<i>Dicologlossa cuneata</i> (Moreau, 1881)	Subdivisão do continente			
(b)	Linguado	<i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1858	Subdivisão do continente			
(b)	Linguado-legítimo	<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	ICES 9.a, 8.c	X	ICES - sol.27.8c9a	Mar Cantábrico e águas Ibéricas Atlânticas
(b)	Parco-legítimo	<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	Subdivisão do continente			
(b)	Peixe-espada- preto	<i>Aphanopus carbo</i> Lowe, 1839	Atlântico nordeste	X	ICES - bsf.27.nea	Atlântico Nordeste (27)
(b)	Peixe-galo-negro	<i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758	Subdivisão do continente (prof <400m)	X		
(a)	Pescada	<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	ICES 9.a, 8.c	X	ICES - hke.27.8c9a	Mar Cantábrico e águas Ibéricas Atlânticas
(b)	Robalo-legítimo	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	Subdivisão do continente			
(b)	Salmonete-legítimo	<i>Mullus sumuletus</i> Linnaeus, 1758	B, C subdivisão do continente (prof <200m)	X		
(b)	Sargo-legítimo	<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	Subdivisão do continente			
(b)	Sargo-safia	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	B, C subdivisão do continente (prof <100m)	X		
(a)	Tamboril-branco	<i>Lophius piscatorius</i> Linnaeus, 1758	ICES 9.a, 8.c	X	ICES - mon.27.8c9a	Mar Cantábrico e águas ibéricas Atlânticas
(a)	Tamboril-preto	<i>Lophius budegassa</i> Spinola, 1807	ICES 9.a, 8.c	X	ICES - ank.27.8c9a	Mar Cantábrico e águas ibéricas Atlânticas
(a)	Verdinho	<i>Micromesistius poutassou</i> (Risso, 1827)	ICES 1-9, 12 e 14	X	ICES - whb.27.1-91214	Atlântico Nordeste (27.1-91214)

Grupo	Nome vulgar	Nome científico	Área de avaliação	PNAB	Denominação (ICES/ICCAT)	Unidade de gestão
Espécies pequenos pelágicos						
(b)	Biqueirão	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	ICES 9.a	X	ICES - ane.27.9ª	Águas Ibero-Atlânticas (27.9a)
(b)	Boga	<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	Subdivisão do continente (prof <200m)	X		
(b)	Cavala	<i>Scomber colias</i> Gmelin, 1789	Subdivisão do continente	X		
(a)	Sarda	<i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758	Atlântico Nordeste	X	ICES - mac.27.nea	Atlântico Nordeste
(a)	Sardinha	<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)	ICES 9.a, 8.c	X	ICES - pil.27.8c9a	Mar Cantábrico e águas Ibéricas Atlânticas
Espécies grandes pelágicos						
(a)	Atum albacora	<i>Thunnus albacares</i> (Bonnaterre, 1788)	Atlântico	X	ICCAT - YFT	Atlântico
(a)	Atum patudo	<i>Thunnus obesus</i> (Lowe, 1839)	Atlântico	X	ICCAT - BET	Atlântico
(a)	Atum rabilho	<i>Thunnus thynnus</i> (Linnaeus, 1758)	Atlântico Este e Mediterrâneo	X	ICCAT - BFT-E	Atlântico Este e Mediterrâneo
(a)	Atum voador	<i>Thunnus alalunga</i> (Bonnaterre, 1788)	Atlântico Norte (>5°N)	X	ICCAT - ALB-N	Atlântico Norte (>5°N)
(a)	Espadarte	<i>Xiphias gladius</i> Linnaeus, 1758	Atlântico Norte (>5°N)	X	ICCAT - SWO-N	Atlântico Norte (>5°N)
(a)	Espadim azul	<i>Makaira nigrican</i> Lacépède, 1802	Atlântico	X	ICCAT - BUM	Atlântico
(a)	Espadim branco	<i>Kajikia albida</i> (Poey, 1860)	Atlântico	X	ICCAT - WHM	Atlântico
(b)	Judeu	<i>Auxis rochei</i> (Risso, 1810)	Atlântico	X	ICCAT - BLT	Atlântico
(b)	Merma	<i>Euthynnus alletteratus</i> (Rafinesque, 1810)	Atlântico	X	ICCAT - LTA	Atlântico
(b)	Sarrajão	<i>Sarda sarda</i> Bloch, 1793	Atlântico	X	ICCAT - BOM	Atlântico
(a)	Tintureira	<i>Prinace glauca</i> (Linnaeus, 1758)	Atlântico Norte (>5°N)	X	ICCAT - BSH-N	Atlântico Norte (>5°N)
(a)	Tubarão-anequim	<i>Isurus oxyrinchius</i> Rafinesque, 1810	Atlântico Norte (>5°N)	X	ICCAT - SMA-N	Atlântico Norte (>5°N)

Grupo	Nome vulgar	Nome científico	Área de avaliação	PNAB	Denominação (ICES/ICCAT)	Unidade de gestão
(a)	Veleiro do Atlântico	<i>Istiophorus albicans</i> (Latreille, 1804)	Atlântico Este	X	ICCAT - SAI-E	Atlântico Este
Elasmobrânquios						
(b)	Leitão	<i>Galeus melastomus</i> Rafinesque, 1810	ICES 9.a, 8.c	X	ICES - sho.27.89a	Baía da Biscaia e águas Ibéricas (27.89a)
(b)	Pata-roxa	<i>Scylliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)	ICES 9.a, 8.c	X	ICES - syc.27.8c9a	Mar Cantábrico e águas Ibéricas Atlânticas
(b)	Raia manchada	<i>Raja montagui</i> Fowler, 1910	ICES 9.a	X	ICES - rjm.27.9a	Águas Ibero-Atlânticas (27.9a)
(b)	Raia pontuada	<i>Raja brachyura</i> Lafont, 1871	ICES 9.a	X	ICES - rjh.27.9a	Águas Ibero-Atlânticas (27.9a)
(b)	Raia S.Pedro	<i>Leucoraja naevus</i> (Müller & Henle, 1841)	ICES 9.a	X	ICES - rjn.27.9a	Águas Ibero-Atlânticas (27.9a)
(b)	Raia-curva	<i>Raja undulata</i> Lacepède, 1802	ICES 9.a	*	ICES - rju.27.9a	Águas Ibero-Atlânticas (27.9a)
(b)	Raia-lenga	<i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758	ICES 9.a	X	ICES - rjc.27.9a	Águas Ibero-Atlânticas (27.9a)
Cefalópodes						
(b)	Choco-vulgar	<i>Sepia officinalis</i> Linnaeus, 1758	Áreas A, B, C subdivisão do continente	X		
(b)	Lula-vulgar	<i>Loligo vulgaris</i> Lamarck, 1798	Subdivisão do continente	X		
(b)	Polvo-vulgar	<i>Octopus vulgaris</i> Cuvier, 1797	Áreas A, B, C subdivisão do continente	X		
Bivalves						
(b)	Amêijoia-branca	<i>Spisula solida</i> (Linnaeus, 1758)	Áreas A, B, C subdivisão do continente	*		
(b)	Conquilha	<i>Donax trunculus</i> Linnaeus, 1758	Áreas B, C subdivisão do continente	*		
Crustáceos						
(b)	Camarão-vermelho	<i>Aristeus antennatus</i> (Risso, 1816)	B, C subdivisão do continente (prof ≥400m)	X		
(b)	Carabineiro	<i>Aristaeopsis edwardsiana</i> (Johnson, 1868)	B, C subdivisão do continente (prof ≥600m)	X		
(b)	Gamba-branca	<i>Parapenaeus longirostris</i> (Lucas, 1846)	B, C subdivisão do continente (prof <400m)	X		
(b)	Lagostim	<i>Nephrops norvegicus</i> (Linnaeus, 1758)	Áreas B, C subdivisão do continente	X	ICES - nep.fu.2829	FUs 28-29 - SW&S Portugal

D.1.4.3.5 Estado dos recursos

- Grupo (a)

Na Tabela D-34 são apresentados os valores dos critérios considerados para o D3 (D3C1, D3C2, D3C3) e que refletem a condição atual dos recursos considerados no grupo (a). Sendo o grupo (a) constituído por *stocks* com avaliação analítica quantitativa no âmbito do ICES ou da ICCAT, os pontos biológicos de referência para os critérios D3C1 e D3C2 são indicados na tabela de acordo com o estabelecido na avaliação para cada espécie/*stock*.

Tabela D-34. Valores dos critérios, D3C1, D3C2 e D3C3, para os *stocks* do grupo (a), com base na metodologia descrita na secção D.1.4.2.2..

Grupo	Nome vulgar	Código FAO	D3C1			D3C2			D3C3
			F2016	Fpa	F/F _{MSY}	SSB	MSY _{trigger}	B/B _{MSY}	
Espécies demersais e semi-pelágicas									
(a)	Areiro	MEG	0.21	0.32		1 708	980		n.d.
(a)	Areiro-de-quatro-manchas	LDB	0.22	0.41		8 125	46 00		n.d.
(a)	Carapau-branco	HOM	0.077	0.11 (F _{MSY})		490 476	181 000		n.d.
(a)	Pescada	HKE	0.64	0.75		24 643	11100		n.d.
(a)	Tamboril branco	MON	0.21	0.43		8 550	5 400		n.d.
(a)	Tamboril preto	ANK		1.7	0.45		0.5	1.204	n.d.
(a)	Verdinho	WHB	0.4	0.53		5906696	2250000		n.d.
Espécies pequenos pelágicos									
(a)	Sarda	MAC	0.405	0.48 (F _{lim})		3443 926	2570000		n.d.
(a)	Sardinha	PIL	0.204	0.19		136 611	446331		n.d.
Espécies grandes pelágicos									
(a)	Atum albacora	YFT			0.77		126 304 (B _{MSY})	0.95	n.d.
(a)	Atum patudo	BET			1.28		78 824 (B _{MSY})	0.67	n.d.
(a)	Atum rabilho	BFT	0.339	0.103 (F _{0.1})					n.d.
(a)	Atum voador	ALB		0.1358	0.54		407 567 (B _{MSY})	1.36	n.d.
(a)	Espadarte	SWO			0.78		21 262 (B _{MSY})		n.d.
(a)	Espadim-azul	BUM			1.63				n.d.
(a)	Espadim-branco	WHM			0.72				n.d.
(a)	Veleiro-do-Atlântico*	SAI			0.33-2.85			0.22-0.70	n.d.

Grupo	Nome vulgar	Código FAO	D3C1			D3C2			D3C3
			F2016	Fpa	F/F _{MSY}	SSB	MSY _{trigger}	B/B _{MSY}	
Elasmobrânquios									
(a)	Tintureira*	BSH		0.19-0.20	0.4-0.75			1.35-3.45	n.d.
(a)	Tubarão-anequim*	SMA		0.015-0.056	1.93-4.38			0.57-0.95	n.d.

"n.d." – não desenvolvido

* indicação de valores dos limites provenientes dos vários modelos

Nota: para a maioria dos stocks apresentados na Tabela (D-34) os valores reportados são relativos à avaliação realizada em 2017, com os dados referentes a 2016.

▪ Grupo (b)

Para as espécies/stocks que compõem o grupo (b) os valores dos critérios considerados para o D3 (D3C1, D3C2, D3C3) que refletem a condição atual dos recursos são apresentados na Tabela D-35.

Tabela D-35. Valores dos critérios, D3C1, D3C2 e D3C3, para as espécies/stocks do grupo (b), com base na metodologia descrita na secção D.1.4.2.2.. Período longo – intervalo de anos considerados no cálculo da média a longo termo (equação [1]); Período recente – intervalo de anos considerado no cálculo da média recente (equação [1]); (cinzento – critérios não determinados).

Grupo	Nome vulgar	Código FAO	Período longo	Período recente	D3C1	D3C2	D3C3
Espécies demersais e semi-pelágicas							
(b)	Abrótea-do-alto	GFB	2005-2015	2011-2015	-1.07		
(b)	Abrótea-da-costa	FOR					
(b)	Alfonsinhos	ALF					
(b)	Azevias nep	THS					
(b)	Badejo	WHG					
(b)	Besugo	SBA	1986-2017*	2013-2017	-0.49	0.67	-0.22
(b)	Cantarilho-legítimo	BRF					
(b)	Carapau-negrão	JAA	1990-2017**	2013-2017	-0.37	0.26	-0.88
(b)	Cherne-legítimo	WRF					
(b)	Congro	COE	1990-2017**	2013-2017	-0.32	-0.29	-0.19
(b)	Corvina-legítima	MGR					
(b)	Dourada	SBG					
(b)	Faneca	BIB	1986-2017***	2013-2017	-0.6	0.86	0.36
(b)	Goraz	SBR	2009-2015	2013-2015	0.42		
(b)	Língua	CET					
(b)	Linguado	OAL					
(b)	Linguado-legítimo	SOL					
(b)	Parco-legítimo	RPG					
(b)	Peixe-espada preto	BSF	2001-2014	2011-2014	-1.33		
(b)	Peixe-galo-negro	JOB	1990-2017**	2013-2017	-0.22	1.15	0.5

Grupo	Nome vulgar	Código FAO	Período longo	Período recente	D3C1	D3C2	D3C3
(b)	Robalo-legítimo	BSS					
(b)	Salmonete-legítimo	MUR	1990-2017**	2013-2017	0.05	0.86	0.53
(b)	Sargo legítimo	SWA					
(b)	Sargo-safia	CTB	1990-2017**	2013-2017	-0.6	1.96	-0.41
Espécies pequenos pelágicos							
(b)	Biqueirão	ANE	2007-2016	2012-2016	0.33		-0.37
(b)	Boga	BOG	1990-2017**	2013-2017	-0.23	0.75	-0.45
(b)	Cavala	VMA	1986-2016****	2014-2016	-0.35		0.65
Espécies grandes pelágicos							
(b)	Judeu	BLT					
(b)	Merma	LTA					
(b)	Sarrajão	BOM					
Elasmobrânquios							
(b)	Leitão	SHO	1997-2016	2012-2016	-0.38		
(b)	Pata-roxa	SYC	1993-2016	2012-2016	-0.82		
(b)	Raia manchada	RJM	2005-2015	2012-2015	-0.78		
(b)	Raia pontuada	RJH	2008-2015	2012-2015	-0.16		
(b)	Raia S.Pedro	RJN	1999-2015	2012-2015	-0.77		
(b)	Raia-curva	RJU					
(b)	Raia-lenga	RJC	1997-2015	2012-2015	-0.93		
Cefalópodes							
(b)	Choco-vulgar (Área A) +	CTC	1998-2016	2014-2016	0.04		0.51
(b)	Choco-vulgar (Área B) ++	CTC	1998-2016	2014-2016	-0.12		0.12
(b)	Choco-vulgar (Área C) +	CTC	1998-2016	2014-2016	-1.18		0.64
(b)	Lula-vulgar +++	SQR	1987-2016	2014-2016	-0.83		0.17
(b)	Polvo-vulgar (Área A) +	OCC	1997-2016	2014-2016	0.24		-0.85
(b)	Polvo-vulgar (Área B) ^	OCC	1987-2016	2014-2016	0.37		-0.30
(b)	Polvo-vulgar (Área C) ^^	OCC	1987-2016	2014-2016	-0.68		-0.51
Bivalves							
(b)	Amêijoia-branca (Área A)	ULO	1994-2017	2012-2017	-0.81	1.19	1.97
(b)	Amêijoia-branca (Área B)	ULO	1998-2017	2012-2017	1.4	1.1	0.69
(b)	Amêijoia-branca (Área C)	ULO	1986-2017	2012-2017	-0.68	1.37	-0.33
(b)	Conquilha (Área A)	DXL	1998-2017	2012-2017	-0.92	0.03	0.03
(b)	Conquilha (Área B)	DXL	1986-2017	2012-2017	-0.59	2	-1.15
Crustáceos							
(b)	Camarão vermelho	ARA	2002-2016	2014-2016	-0.379787	0.95568	(*)
(b)	Carabineiro	SSH	2002-2016	2014-2016	-0.97	1.21	
(b)	Gamba branca	DPS	1998-2016	2014-2016	-0.598433	-0.4678	0.18

Grupo	Nome vulgar	Código FAO	Período longo	Período recente	D3C1	D3C2	D3C3
(b)	Lagostim	NEP	1998-2016	2014-2016	-0.642287	0.64883 9	0.84 ♀ 1.32 ♂

* D3C1: 1986-2017; D3C2, D3C3: 1979-2017

** D3C1: 1990-2017; D3C2, D3C3: 1979-2017

*** D3C1: 1986-2017; D3C2: 1979-2017; D3C3: 1990-2017

**** D3C1: 1986-2016; D3C3: 1990-2016

^ D3C1: 1987-2016; D3C3: 2012-2016

^^ D3C1: 1987-2016; D3C3: 2007-2016

+ D3C1: 1998-2016; D3C3: 1989-2016

++ D3C1: 1998-2016; D3C3: 2006-2016

+++ D3C1: 1987-2016; D3C3: 1990-2017

(*) Nos últimos anos, as campanhas de investigação não cobriram toda a área de distribuição do recurso

D.1.4.4 Determinação e Avaliação do BEA

O resumo da metodologia aplicada na avaliação do BEA para as espécies/stocks considerados no âmbito do D3 é apresentado na figura seguinte.

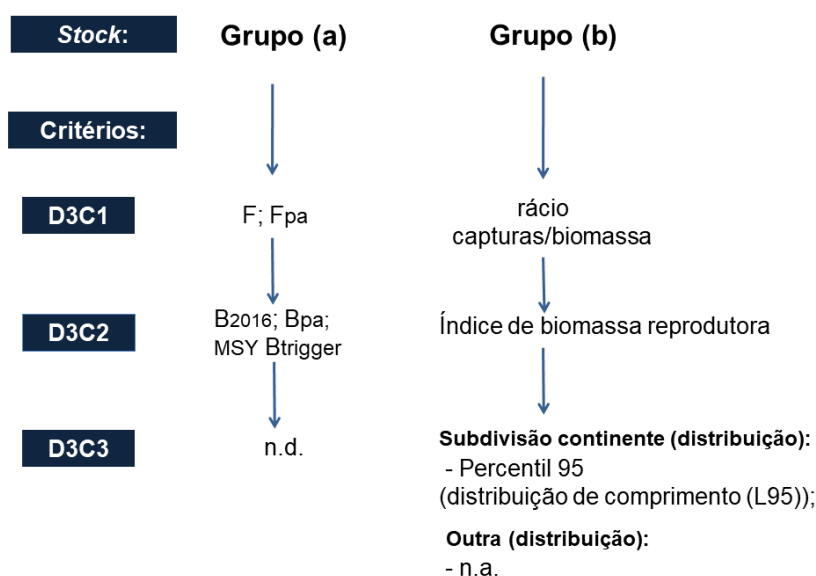


Figura D-29. Esquema ilustrativo da metodologia aplicada a cada critério (D3C1, D3C2, D3C3) de acordo com o grupo a que pertence o stock [grupo (a) ou grupo (b)]. n.d. – não desenvolvido; n.a. – não avaliado.

Para cada um dos critérios do D3, a avaliação do BEA de cada stock do grupo (a) foi baseada em níveis de classificação, de acordo com a comparação entre o valor obtido e os pontos de referência biológicos estabelecidos em cada critério, e descritos na Tabela D-36.

Para as unidades populacionais com avaliação analítica e sem pontos biológicos de referência definidos, e para os restantes stocks com importância comercial a nível nacional [grupo (b)], foi seguida a recomendação do ICES e não se avaliou o bom estado ambiental (ICES, 2016c).

Tabela D-36. Pontos de referência e níveis de classificação do Bom Estado Ambiental para os critérios do D3 e para os *stocks* do grupo (a), com base na comparação com os pontos biológicos de referência. Verde: bom estado ambiental atingido; Vermelho: bom estado ambiental não atingido. n.d. – não desenvolvidos pontos de referência biológicos.

Critérios	Níveis de classificação		Grupo de espécies
D3C1 Taxa de mortalidade por pesca	$F \leq F_{pa}$	$F > F_{pa}$	(a)
	$F/F_{MSY} < F_{lim}$	$F/F_{MSY} > F_{lim}$	(a)
D3C2 Índice de biomassa reprodutora	$SSB \geq MSY B_{trigger}$	$SSB < MSY B_{trigger}$	(a)
	$SSB/B_{MSY} > MSY B_{trigger}$	$SSB/B_{MSY} < MSY B_{trigger}$	(a)
D3C3 Distribuição por idade e tamanho	n.d.	n.d.	(a)

Para os *stocks* do grupo (b) com aconselhamento através do ICES ou da ICCAT (avaliação qualitativa), apresenta-se o resultado da análise efetuada pelos respetivos grupos de trabalho e disponível nas folhas de aconselhamento (do Inglês: “*advice sheet*”) (aumentou, diminuiu, manteve-se estável, ou desconhecido). Para as restantes espécies/*stocks* pertencentes ao grupo (b), e para os quais não existe aconselhamento à gestão por comissões internacionais, foi analisada a tendência da biomassa. A análise da tendência destes recursos [grupo (b) sem aconselhamento internacional] teve como base a aplicação de um modelo aditivo generalizado (GAM) (função de distribuição quasi-Poisson) aos dados da série histórica de biomassa fornecidos pelas campanhas de investigação do PNAB. Nestes *stocks* [grupo (b) sem aconselhamento internacional], optou-se igualmente por apresentar o resultado da análise da tendência para o período mais recente (aumentou, diminuiu, manteve-se estável, ou desconhecido).

Para alcançar um bom estado ambiental, todos os critérios devem estar nos níveis especificados em relação aos valores limite estabelecidos. O grau de integração entre os 3 critérios é o *stock*. Uma vez que o D3C3 não está operacional para os *stocks* com avaliação analítica quantitativa [grupo (a)], foram seguidas as recomendações do ICES (ICES, 2016b; ICES, 2017b) e este critério não foi considerado na integração para a avaliação do bom estado ambiental dos *stocks* em 2018. A classificação de cada *stock* em BEA foi baseada na integração da avaliação de acordo com os valores estabelecidos para os critérios D3C1 e D3C2 (Figura D-30).

O método de integração utilizado para a avaliação do bom estado ambiental, BEA, foi “Um Fora Todos Fora²²” (UFTF). Deste modo, a avaliação global para cada *stock* foi classificada em:

- BEA atingido, quando ambos os critérios (D3C1 e D3C2) estavam dentro do intervalo definido para os valores de referência;

²² do Inglês “*One Out All Out*” (OOAO)

- BEA não atingido, quando os valores dos dois ou de apenas um dos critérios estava fora dos limites de referência;
- Não avaliado, nos casos em que para os dois critérios ou apenas para um dos critérios não existe informação disponível para a avaliação, ou em que não foram definidos valores para os limiares de referência que permitam avaliar o estado ambiental.

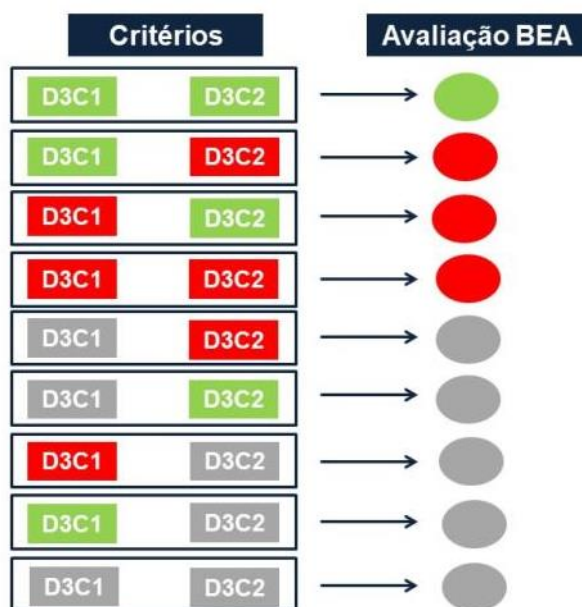


Figura D-30. Esquema ilustrativo da integração da classificação dos vários critérios (D3C1, D3C2, D3C3) para a avaliação do BEA para cada stock. Verde: BEA atingido; Vermelho: BEA não atingido; Cinzento: não avaliado (n.a.).

▪ Grupo (a)

A avaliação do estado ambiental para as unidades populacionais do grupo (a) e para cada um dos critérios avaliados (D3C1 e D3C2) apresenta-se na Tabela D-37.

Tabela D-37. Resultados da avaliação do BEA para os stocks do grupo (a) e para cada um dos critérios (D3C1, D3C2). (✓) valor do critério indica um nível de exploração abaixo de MSY; (✗) o valor do critério indica um nível de exploração acima de MSY; ? - valor do critério é desconhecido;

Grupo	Nome vulgar	Código FAO	D3C1	D3C2	BEA
Espécies demersais e semi-pelágicas					
(a)	Areeiro	MEG	✓	✓	Atingido
(a)	Areeiro-de- quatro-manchas	LDB	✓	✓	Atingido
(a)	Carapau-branco	HOM	✓	✓	Atingido
(a)	Pescada	HKE	✓	✓	Atingido
(a)	Tamboril-branco	MON	✓	✓	Atingido
(a)	Tamboril-preto	ANK	✓	✓	Atingido
(a)	Verdinho	WHB	✓	✓	Atingido

Grupo	Nome vulgar	Código FAO	D3C1	D3C2	BEA
Espécies pequenos pelágicos					
(a)	Sarda	MAC	✓	✓	Atingido
(a)	Sardinha	PIL	x	x	Não atingido
Espécies grandes pelágicos					
(a)	Atum albacora	YFT	✓	x	Não atingido
(a)	Atum patudo	BET	x	x	Não atingido
(a)	Atum rabilho	BFT	✓	?	Não avaliado
(a)	Atum voador	ALB	✓	✓	Atingido
(a)	Espadarte	SWO	✓	✓	Atingido
(a)	Espadim-azul	BUM	x	x	Não atingido
(a)	Espadim- branco	WHM	✓	x	Não atingido
(a)	Veleiro-do- Atlântico*	SAI	x	x	Não atingido
Elasmobrânquios					
(a)	Tintureira*	BSH	✓	✓	Atingido
(a)	Tubarão-anequim*	SMA	x	x	Não atingido

Para as unidades populacionais do **grupo (a)** apresenta-se o resumo da avaliação do BEA para cada um dos critérios avaliados no D3 (D3C1, D3C2) na Figura D-31.

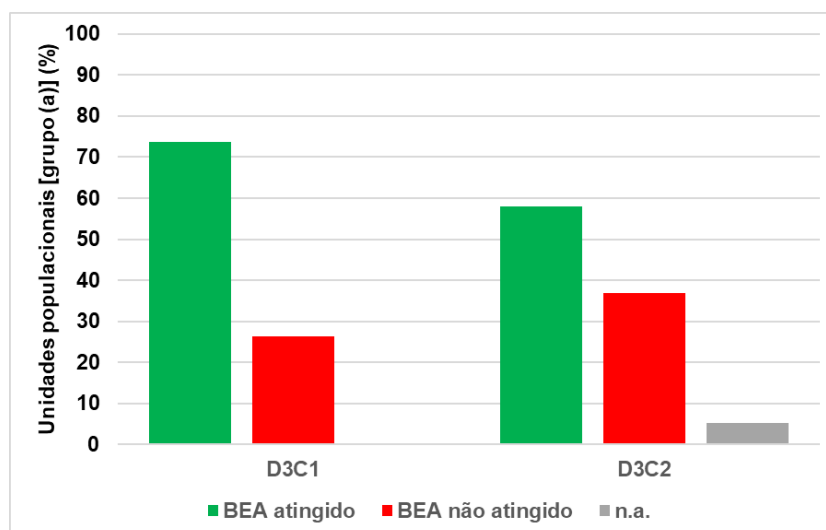


Figura D-31. Percentagem de unidades populacionais [grupo (a)] em que para cada um dos critérios (D3C1 e D3C2) avaliados no D3, o BEA foi atingido, o BEA não foi atingido ou não foi possível avaliar (n.a.).

Com base no método de integração “Um Fora Todos Fora” aplicado à avaliação das unidades populacionais do grupo (a), conclui-se que, 53% se encontram em bom estado ambiental, 42% não atingiram o BEA e 5% não foram avaliadas (Figura D-32).

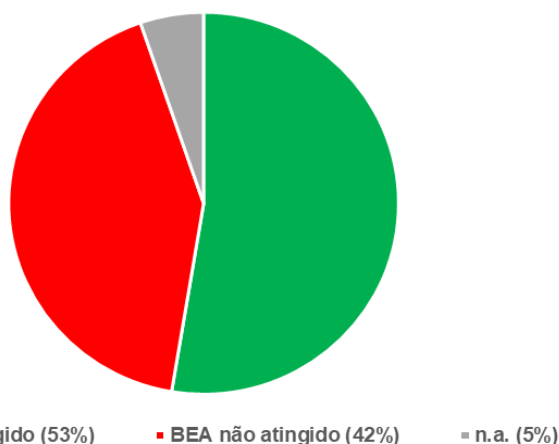


Figura D-32. Percentagem de *stocks* do grupo (a) nas quais o BEA foi atingido, o BEA não foi atingido ou não foram avaliados (n.a.).

▪ Grupo (b)

Na Tabela D-38 apresentam-se as tendências resultantes da análise do estado atual para as espécies/*stocks* do grupo (b), tendo em conta que, de acordo com a metodologia aplicada e descrita na subsecção D.1.4.2.2. não foi avaliado o BEA para as espécies deste grupo.

Tabela D-38. Tendência do nível de biomassa para o período recente (2012-2017*) para as espécies/*stocks* do grupo (b). (cinzento) não avaliado; (→) estável; (↗) aumentou; (↘) diminuiu; (?) desconhecido.

Grupo	Nome vulgar	Código FAO	D3C1	D3C2	D3C3	BEA	Tendência
Espécies demersais e semi-pelágicas							
(b)	Abrótea-do-alto	GFB					↘
(b)	Abrótea-da-costa	FOR					?
(b)	Alfonsinhos	ALF					→
(b)	Azevias nep	THS					?
(b)	Badejo	WHG					?
(b)	Besugo	SBA					↗
(b)	Cantarilho-legítimo	BRF					?
(b)	Carapau-negrão	JAA					↘
(b)	Cherne-legítimo	WRF					?
(b)	Congro	COE					?
(b)	Corvina-legítima	MGR					?
(b)	Dourada	SBG					?
(b)	Faneca	BIB					↘
(b)	Goraz	SBR					↗
(b)	Língua	CET					?
(b)	Linguado	OAL					?
(b)	Linguado-legítimo	SOL					?

Grupo	Nome vulgar	Código FAO	D3C1	D3C2	D3C3	BEA	Tendência
(b)	Parco-legítimo	RPG					?
(b)	Peixe-espada preto	BSF					→
(b)	Peixe-galo-negro	JOB					↗
(b)	Robalo-legítimo	BSS					?
(b)	Salmonete-legítimo	MUR					→
(b)	Sargo legítimo	SWA					?
(b)	Sargo-safia	CTB					↗
Espécies pequenos pelágicos							
(b)	Biqueirão	ANE					↗
(b)	Boga	BOG					↗
(b)	Cavala	VMA					↗
Espécies grandes pelágicos							
(b)	Judeu	BLT					?
(b)	Merma	LTA					?
(b)	Sarrajão	BOM					?
Elasmobrânquios							
(b)	Leitão	SHO					↗
(b)	Pata-roxa	SYC					↗
(b)	Raia manchada	RJM					↗
(b)	Raia pontuada	RJH					→
(b)	Raia S. Pedro	RJN					↗
(b)	Raia-curva	RJU					?
(b)	Raia-lenga	RJC					↗
Cefalópodes							
(b)	Choco-vulgar	CTC					↗
(b)	Lula-vulgar	SQR					↗
(b)	Polvo-vulgar	OCC					↗
Bivalves							
(b)	Amêijoia-branca (Área A)	ULO					→
(b)	Amêijoia-branca (Área B)	ULO					↗
(b)	Amêijoia-branca (Área C)	ULO					↗
(b)	Conquilha (Área A)	DXL					→
(b)	Conquilha (Área B)	DXL					→
Crustáceos							
(b)	Camarão vermelho	ARA					↗
(b)	Carabineiro	SSH					↗
(b)	Gamba branca	DPS					↘
(b)	Lagostim	NEP					↗

* este período pode variar consoante a espécie, de acordo com o descrito na Tabela 3.8.

No caso dos *stocks* do **grupo (b)**, na Figura D-33 apresenta-se a síntese da tendência geral com base nos níveis de biomassa para o período recente (2012-2017), de acordo com a classificação das espécies (demersais e semi-pelágicas, pequenos pelágicos, grandes pelágicos, elasmobrânquios, cefalópodes, bivalves e crustáceos).

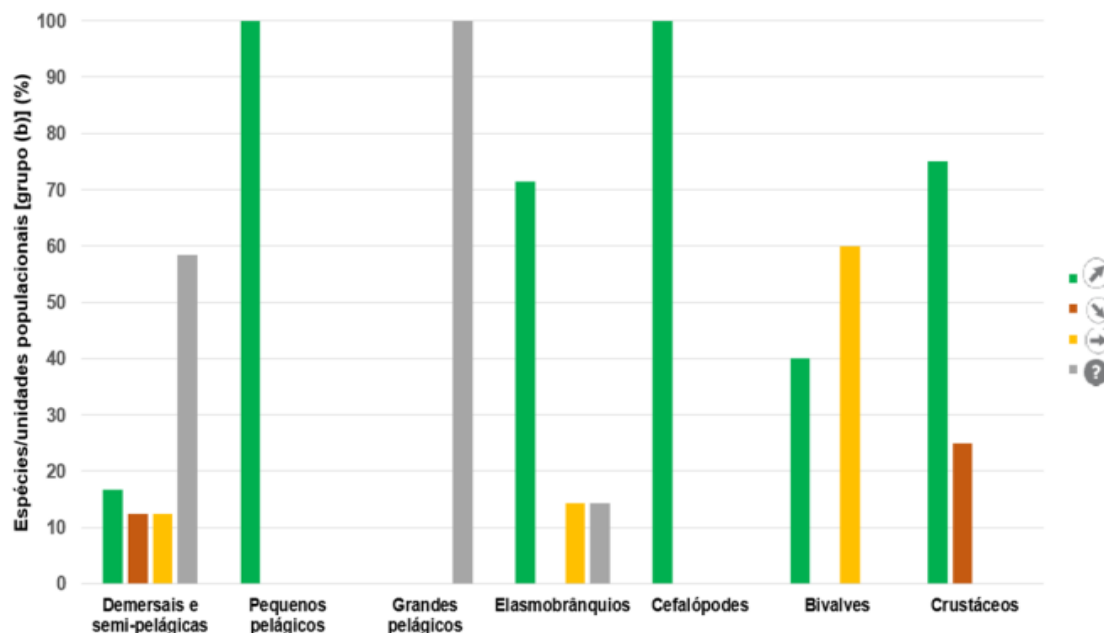


Figura D-33. Percentagem de unidades populacionais do grupo (b) (demersais e semi-pelágicas, pequenos pelágicos, grandes pelágicos, elasmobrânquios, cefalópodes, bivalves e crustáceos) cuja tendência para o período recente: ↗ aumentou, ↘ diminuiu, ↔ manteve-se estável, ? não é conhecida.

Na Figura D-34, apresentam-se os resultados da avaliação considerando os 65 *stocks* do grupo (a) e grupo (b).

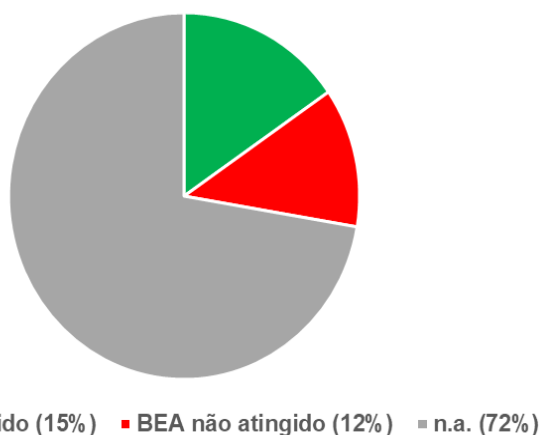


Figura D-34. Resumo da avaliação do D3 na subdivisão do Continente [65 *stocks*: grupo (a) e grupo (b)] para as quais: o BEA foi atingido a verde, o BEA não foi atingido a vermelho ou não foram avaliados (n.a.) a cinzento.

D.1.4.5 Considerações finais

No âmbito do D3, para a subdivisão do Continente, foram consideradas 65 espécies, tendo sido avaliado o BEA em 29% destas espécies [19 espécies do grupo (a)]. Destas, 53% atingiram o bom estado ambiental. Para as restantes espécies, incluídas no grupo (b) (46 espécies) foi apresentada a tendência do estado do recurso (aumentou, diminuiu, manteve-se estável) para o período recente. No caso de espécies para as quais é feita a análise da tendência, esta pode, em alguns casos, ficar mascarada com variações provocadas por flutuações naturais associadas à própria dinâmica do recurso, de que são exemplo alguns dos pequenos pelágicos e a maioria dos moluscos cefalópodes. Deste modo, os valores dos critérios para o período mais recente (entre 2012 e 2017) podem não refletir o impacto da pesca, tendo-se optado, à semelhança do que foi feito no primeiro ciclo de avaliação, por apresentar os valores da comparação entre médias (média período recente – média longo-termo, a dividir pelo desvio padrão da série histórica), de modo a refletir a variação em torno da média para cada um dos critérios. No entanto, não se procedeu à avaliação do estado ambiental nestes recursos [grupo (b)] por se considerar que a definição de limiares para um conjunto tão variado de espécies carece ainda de um maior desenvolvimento metodológico.

Para a maioria dos recursos do grupo (b), muitas vezes, a identificação da trajetória da biomassa (crescente, decrescente, estável) é, por si só, um desafio, porque as observações podem conter muitos zeros, ou pode ser observada uma grande variabilidade nos níveis de biomassa entre anos e entre locais de amostragem.

A deteção de padrões temporais na abundância tem estado na base de vários estudos e desenvolvimentos metodológicos, nomeadamente em espécies cujas observações apresentam muitos zeros e grande variabilidade quer espacial, quer temporal, devido ao comportamento da espécie ou a problemas relativos ao desenho amostral. Por exemplo, no estudo das aves tem sido amplamente utilizado o programa TRIM²³ (Pannekoek e Van Strien, 2001) que estima a tendência e índices de biomassa através do ajustamento de um modelo linear generalizado (distribuição de Poisson e função de ligação logarítmica). Mais recentemente, este método foi programado em linguagem R, e encontra-se disponível na biblioteca “rtrim” (Bogaart *et al.*, 2018).

Os modelos aditivos generalizados (com função de distribuição de Poisson) têm sido aplicados e de grande utilidade como se verificou na análise de tendência dos recursos do grupo (b) no presente relatório. Estes modelos (GAM) apresentam ainda a vantagem de que em espécies/*stocks* com grandes variações temporais de biomassa, a determinação de intervalos de confiança e o cálculo da segunda derivada do modelo podem ser usados para identificar os anos em que a direção na tendência se alterou (Fewster *et al.*, 2000).

²³ Abreviatura derivada do inglês: *Trends and Indices for Monitoring data*

A análise de séries temporais com filtros de Kalman, é outra das abordagens que apresenta como vantagem conseguir detetar a tendência em séries com variações não-lineares, nem monótonas crescentes ou decrescentes (Visser, 2004) e cuja aplicação está disponível no programa “TrendSpotter”²⁴.

Sendo que as populações e as espécies que se encontram relacionadas filogeneticamente possuem uma estrutura espacial semelhante, métodos que combinem dados multiespecíficos podem ser úteis para o conhecimento da dinâmica de uma única espécie, mas que habita o mesmo ecossistema. Modelos autorregressivos não lineares foram usados com dados de séries-temporais de várias espécies para obter previsões relativas à dinâmica de um único recurso do mesmo ecossistema (Hsieh *et al.*, 2008). Os métodos estatísticos hierárquicos bayesianos permitem agrupar as espécies, por filogenia, por proximidade espacial e temporal e resultam numa boa abordagem para a avaliação de recursos para os quais existe ainda pouca informação disponível (Kindsvater *et al.*, 2018).

Perspetiva-se que a aplicação destas metodologias venha a ser testada e otimizada como preparação para o próximo ciclo de avaliação da DQEM. Como se verificou, nos resultados deste segundo ciclo de avaliação, dentro do grupo (b) e para o mesmo tipo de habitat, obteve-se a mesma trajetória de biomassa em todos os pequenos pelágicos e cefalópodes, para o período mais recente. Deste modo, a abordagem multiespecífica, aplicada através de modelos hierárquicos, deve permitir um aumento do número de recursos para os quais a tendência será conhecida. Para além de que, esta nova abordagem (Kindsvater *et al.*, 2018), pode ser útil na definição de limiares para grupos de espécies ou populações que coabitem e partilhem o mesmo ecossistema. Consequentemente, a avaliação do bom estado ambiental no próximo ciclo deve vir a abranger um maior número de recursos explorados pela pesca.

D.1.4.6 Metas e Indicadores

Neste subcapítulo, são definidas as metas para os *stocks* das espécies que, no âmbito da avaliação efetuada, foram consideradas como não atingindo o BEA (Tabela D-39).

Tabela D-39. Metas ambientais e indicadores para o D3.

N.º meta	ABIPT-T1-D3Cont/ABIPT-T6-D1Cont
Meta	Recuperar os níveis de biomassa do <i>stock</i> da sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)
Indicador de execução	Mortalidade por pesca (F) Biomassa da unidade populacional reprodutora (SSB)
Tipo	Pressão

²⁴ Disponível online em: <https://www.wur.nl/en/Research-Results/kennisonline/Trendspotter.htm>

Área de avaliação	ICES 9.a, 8.c
Nova Meta	Não (mesma meta de 2012)
Observações	<p>Pretende-se manter uma aproximação precaucionária no estabelecimento dos limites de pesca da sardinha nas águas da subdivisão do continente, de modo a recuperar os níveis de biomassa do <i>stock</i> e aliviar a pressão da pesca, especialmente sobre as fêmeas desovantes.</p> <p>Esta meta encontra-se enquadrada nas medidas constantes do Plano de Recuperação e de Gestão da Sardinha Ibérica, atualmente submetido à apreciação do ICES a pedido de Portugal e Espanha. A colaboração com o setor, através da Comissão de Acompanhamento estabelecida nos termos da Portaria nº 251/2010, de 4 de maio, na sua redação atual, tem sido essencial para a concretização de medidas de limitação de atividades, adotadas.</p>
N.º meta	ABIPT-T2-D3Cont
Meta	Até 2020, explorar de modo sustentável o <i>stock</i> de anequim (<i>Isurus oxyrinchus</i>), ao nível de MSY.
Indicador de execução	Mortalidade por pesca (F) Biomassa da unidade populacional reprodutora (SSB)
Tipo	Pressão
Área de avaliação	Atlântico Norte (>5°N)
Nova meta	Não (mesma meta de 2012)
Observações	<p>De acordo com a avaliação realizada pelo Comité Científico da ICCAT, o <i>Standing Committee on Research and Statistics</i> (SCRS), de 2017, o <i>stock</i> norte de anequim encontra-se com um nível de mortalidade por pesca (F) insustentável, i.e. situados acima do MSY, e com um nível de biomassa (B) abaixo da biomassa correspondente ao MSY, ou seja, a requerer a recuperação da biomassa para níveis sustentáveis. Tal conclusão levou a ICCAT a adotar, nesse mesmo ano, a Recomendação 17-08, que contempla um conjunto de medidas de conservação, gestão e controlo com o propósito de trazer novamente este <i>stock</i> para níveis de biomassa e de mortalidade por pesca sustentáveis.</p> <p>As capturas portuguesas realizadas em todo o Atlântico Norte, em 2017, atingiram as 276 toneladas, sendo de referir que as mesmas são realizadas essencialmente fora da ZEE nacional.</p> <p>A frota que captura esta espécie é constituída por cerca de 50 palangreiros de superfície, particularmente vocacionados para as capturas de espadarte, e que capturam esta espécie de forma acessória, contribuindo a mesma para rentabilizar esta frota palangreira.</p>
N.º meta	ABIPT-T3-D3Cont
Meta	Até 2020, explorar de modo sustentável o <i>stock</i> de Espadim Azul (<i>Makaira nigricans</i>), ao nível de MSY.
Indicador de	Mortalidade por pesca (F)

execução	Biomassa da unidade populacional reprodutora (SSB)
Tipo	Pressão
Área de avaliação	Atlântico
Nova meta	Sim
Observações	<p>Em 2018 o espadim azul foi objeto de um <i>stock assessment</i>, tendo o SCRS da ICCAT concluído que esta unidade populacional se encontrava em situação de sobrepesca (F) e sobrepscada (B).</p> <p>Em termos de medidas de gestão estabelecidas no âmbito da ICCAT, a Recomendação 18-04, adotada durante a última reunião anual desse organismo (que ainda não se encontra em vigor) veio manter os atuais limites de descarga, introduzindo, contudo, elementos importantes tendo em vista assegurar uma gestão sustentável do recurso. Foi igualmente adotada a Recomendação 18-05, que tem como objetivo melhorar e alargar o reporte de informação à ICCAT de um conjunto de informação obrigatória relacionada com esta pescaria, através do preenchimento do Anexo I da referida Recomendação.</p> <p>Para além do estabelecimento de uma quota anual (em 2019 será 1750t) em que Portugal, por aplicação do critério da estabilidade relativa, beneficia de 11,5% da quota EU - em 2018 a quota de espadim azul foi de 50,44t, menos 5 toneladas do que a quota a que teria direito caso não tivesse ocorrido sobrepesca pela frota espanhola e a conseqüente necessidade de refletir a sobrepesca verificada na quota da UE, tal com previsto nas regras da ICCAT, sendo que em 2019 a quota nacional é novamente de 50,44t, pelos mesmos motivos – foram estabelecidas outras medidas de gestão, nomeadamente a obrigação de devolução ao mar de todos os exemplares que cheguem vivos ao convés (Recomendação ICCAT 18-04).</p> <p>As capturas portuguesas realizadas em todo o Atlântico Norte, em 2017, atingiram as 57 toneladas, sendo de referir que as mesmas são realizadas essencialmente fora da ZEE nacional.</p> <p>A frota que captura esta espécie é constituída por cerca de 50 palangreiros de superfície, particularmente vocacionados para as capturas de espadarte, e que capturam esta espécie de forma acessória ou como pesca dirigida.</p>
N.º meta	ABIPT-T4-D3Cont
Meta	Até 2020, explorar de modo sustentável o <i>stock</i> de Espadim Branco (<i>Tetrapturus albidus</i>) ao nível de MSY.
Indicador de execução	Biomassa da unidade populacional reprodutora (SSB)
Tipo	Pressão
Área de avaliação	Atlântico
Nova meta	Sim
Observações	De acordo com o relatório de 2012, do Comité Científico da ICCAT, a avaliação ao espadim branco, concluiu que este se encontrava sobrepscado mas sem que estivesse a ocorrer sobrepesca. Foi assim fixado um limite de descargas global de 355t, 50 das quais para a UE. A quota nacional é de 19,5t, correspondentes a 39%

	<p>da quota da UE.</p> <p>A Recomendação 18-04, adotada durante a última reunião anual da ICCAT (que ainda não se encontra em vigor) veio manter estes limites de descarga, acrescentando medidas adicionais. Com efeito, apenas é admissível a captura de espadim branco quando este se encontra morto no momento em que é alado para bordo, alargando o conjunto de informação a transmitir à ICCAT sobre diversos aspetos relacionados com a pescaria (quadro legal doméstico, incluindo medidas de monitorização e controlo, recolha de dados, programa de observadores, etc.).</p> <p>Em 2018 e 2019 a quota da UE encontra-se reduzida a zero em resultado da sobrepesca verificada pela frota espanhola. Em termos nacionais deve ser sinalizado que as capturas de espadim branco, por parte da frota palangreira nacional, resultam sobretudo de capturas acidentais no decurso da pesca do espadarte, não se tratando assim de uma verdadeira pesca dirigida.</p> <p>As capturas portuguesas realizadas em todo o Atlântico Norte, em 2017, atingiram as 13 toneladas, sendo de referir que as mesmas são realizadas essencialmente fora da ZEE nacional.</p> <p>A frota que captura esta espécie é constituída por cerca de 50 palangreiros de superfície, particularmente vocacionados para as capturas de espadarte, e que capturam esta espécie de forma acessória ou como pesca dirigida, contribuindo a mesma para rentabilizar esta frota palangreira e para aliviar a pressão da pesca sobre o espadarte.</p>
N.º meta	ABIPT-T5-D3Cont
Meta	Até 2020, explorar de modo sustentável do <i>stock</i> de Atum Patudo (<i>Thunnus obesus</i>) ao nível de MSY.
Indicador de execução	Mortalidade por pesca (F) Biomassa da unidade populacional reprodutora (SSB)
Tipo	Pressão
Área de avaliação	Atlântico
Nova meta	Sim
Observações	<p>A última avaliação efetuada ao recurso, em 2018, que resultou numa perspetiva de declínio do nível de rendimento máximo sustentável (MSY), consequência direta da captura crescente de juvenis, não obstante, nos últimos anos, o SCRS ter considerado a existência de um ligeiro aumento da biomassa. Na última reunião da ICCAT, determinou-se a necessidade de se adotarem medidas mais musculadas do que aquelas preconizadas pela Recomendação 16-01, passando inevitavelmente por uma nova redução do TAC.</p> <p>As artes que mais contribuíram para o esforço de pesca foram o palangre de superfície e o cerco. Contudo, enquanto que as frotas do palangre e do salto-e-vara (utilizado pelas frotas portuguesas registadas na Madeira e Açores) registaram um declínio em termos de capturas, verificou-se que o cerco (que Portugal não utiliza) teve um incremento de 18% nas capturas totais, sendo ainda a pesca que, através da utilização excessiva de dispositivos de concentração de peixes (Fishing Aggregating Devices- FADs) será responsável pela situação degradada do atum-patudo.</p> <p>Não obstante tratem-se de modelos de produção distintos, a tendência geral que ambos refletem (2015/2018) é semelhante, evidenciando um acelerado e continuado</p>

	<p>declínio do recurso ao longo dos nos últimos anos.</p> <p>A quota nacional de atum-patudo não se encontra repartida por embarcação, tratando-se de uma quota global. Em termos de capacidade, o número máximo de navios de pesca nacionais de, pelo menos, 20 metros de comprimento, autorizados a pescar ativamente atum-patudo na área da Convenção ICCAT, é de 79 navios. Em 2018, a quota nacional desta espécie foi de 3.717t, maioritariamente capturadas pelas embarcações a operar com salto e vara dos Açores e Madeira, conforme anteriormente referido.</p> <p>As capturas portuguesas realizadas em todo o Atlântico Norte, em 2017, atingiram as 3.146t toneladas, sendo de referir que as mesmas são realizadas essencialmente fora da subdivisão do Continente, nas subdivisões da Madeira e Açores, sendo a frota que captura esta espécie constituída, principalmente, por embarcações registadas nas referidas Regiões Autónomas.</p> <p>Em termos de gestão, há a assinalar o início do desenvolvimento de uma nova abordagem, no âmbito da ICCAT, em termos de avaliação científica para o conjunto dos atuns tropicais, baseada numa MSE (Management Strategy Evaluation), algo que se afigura ambicioso, dado tratar-se de uma abordagem multi-espécie.</p>
N.º meta	ABIPT-T6-D3Cont
Meta	Até 2020, explorar, de modo sustentável, o <i>stock</i> de atum albacora (<i>Thunnus albacares</i>) ao nível de MSY.
Indicador de execução	Biomassa da unidade populacional reprodutora (SSB)
Tipo	Pressão
Área de avaliação	Atlântico
Nova meta	Sim
Observações	<p>A última avaliação efetuada ao recurso ocorreu em 2016, e as projeções concluíram que, um total de capturas inferior a 120.000t permitiria manter o <i>stock</i> em níveis seguros do ponto de vista biológico, aplicando-se a Recomendação 16-01 da ICCAT.</p> <p>As artes que mais contribuíram para o esforço de pesca foram o palangre de superfície e o cerco, sendo que a pesca de cerco, através da utilização excessiva de dispositivos de concentração de peixes (Fishing Aggregating Devices- FADs) poderá ser responsável pela degradação da situação do atum albacora.</p> <p>Relativamente a medidas de gestão, foi estabelecida uma quota de 111.000t para 2018, não repartida por parte contratante, pelo que, a nível nacional, a mesma não se encontra repartida por embarcação, tratando-se, assim, de uma quota global. Em termos de capacidade, o número máximo de navios de pesca nacionais de, pelo menos, 20 metros de comprimento autorizados a pescar ativamente atum-albacora, na área da Convenção ICCAT, é de 79 navios.</p> <p>As capturas portuguesas realizadas em todo o Atlântico Norte, em 2017, atingiram as 67 toneladas, sendo de referir que as mesmas são realizadas essencialmente fora da subdivisão do Continente, nas subdivisões da Madeira e Açores, sendo a frota que captura esta espécie constituída, principalmente, por embarcações registadas nas referidas Regiões Autónomas.</p> <p>Em termos de gestão, há a assinalar o início do desenvolvimento de uma nova abordagem, no âmbito da ICCAT, em termos de avaliação científica para o conjunto dos atuns tropicais (atum patudo, atum albacora e atum voador), baseada numa</p>

	MSE (Management Strategy Evaluation), algo que se afigura ambicioso, dado tratar-se de uma abordagem multi-espécie.
N.º meta	ABIPT-T7-D3Cont
Meta	Até 2020, explorar, de modo sustentável, o <i>stock</i> de veleiro do atlântico (<i>Istiophorus albicans</i>) ao nível de MSY.
Indicador de execução	Mortalidade por pesca (F) Biomassa da unidade populacional reprodutora (SSB)
Tipo	Pressão
Área de avaliação	Atlântico Este
Nova	Sim
Observações	<p>De acordo com a avaliação, de 2016, do Comité Científico da ICCAT, este <i>stock</i> encontra-se sobrepescado (B) existindo alguma incerteza relativamente à sobrepesca (F).</p> <p>A gestão desta unidade populacional é operacionalizada pela Recomendação ICCAT 16-11, a qual define os limites de captura para as duas áreas de distribuição em apreço, 1.030t para o <i>stock</i> do Atlântico Oeste e 1.271t para o do Atlântico Este, correspondentes a 67% da média estimada para o MSY. Trata-se de um limite de capturas que não se encontra repartido por Parte Contratante, não existindo, assim, quota alocada à UE, e consequentemente a Portugal.</p> <p>Para além destes limites de captura foram igualmente adotadas medidas que promovem a recolha e reporte de informação relativamente a esta pescaria, a qual é comunicada à ICCAT, nos termos previstos na Recomendação ICCAT 16-11.</p> <p>Para Portugal, tal como sucede com os espadins (azul e branco), trata-se de uma pescaria periférica e meramente accidental, resultante da pesca dirigida ao espadarte e tintureira, tendo sido registadas em 2017 capturas de 27t pela frota Portuguesa.</p> <p>A frota que captura esta espécie é constituída por cerca de 50 palangreiros de superfície, particularmente vocacionados para as capturas de espadarte, que também capturam esta espécie de forma acessória.</p>

D.1.4.7 Referências

Bogaart P., van der Loo M., Pannekoek J. 2018. rtrim: Trends and Indices for Monitoring Data. R package version 2.0.4. Disponível em: <https://CRAN.Rproject.org/package=rtrim>

Decisão (UE) 2010/477 da COMISSÃO, de 10 de setembro de 2010, relativa aos critérios e às normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas no âmbito da Directiva Quadro “Estratégia Marinha” (DQEM).

Decisão (UE) 2017/848 da COMISSÃO, de 17 de maio de 2017, que estabelece os critérios e as normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas, bem como especificações e métodos normalizados para a sua monitorização e avaliação, e que revoga a Decisão 2010/477/EU.

- Feijó D., Marçalo A., Bento T., Barra J., Marujo D., Correia M., Silva A., 2018. Trends in the activity pattern, fishing yields, catch and landing composition between 2009 and 2013 from onboard observations in the Portuguese purse seine fleet. *Regional Studies in Marine Science* (2018).
- Fernandes A.C., Pérez N., Prista N., Santos J., Azevedo A., 2014. Discards composition from Iberian trawl fleets. *Marine Policy*. 53, 33-44.
- Fernandes A.C., Prista N., Azevedo A., 2017. Discards from bottom otter trawl operating in ICES Divisions 37.9.a (2004-2015). Relatório Científico e Técnico do IPMA, (<https://www.ipma.pt/>) nº 18. 18p + Anexos.
- Fewster R.M., Buckland, S.T., Siriwardena G. M., Baillie S. R., Wilson J. D., 2000. Analysis of population trends for farmland birds using generalized linear models. *Ecology*, 81(7), 1970–1984.
- Gaspar M. B., Monteiro C. C., 2001. Estado actual dos principais bancos de moluscos bivalves que ocorrem ao longo da costa algarvia (1997). *Relat. Cient. Téc. Inst. Invest. Pescas Mar*, n.º 70, 15 p.
- Hsieh C.H., Anderson C., Sugihara G. 2008. Extending nonlinear analysis to short ecological time series. *American Naturalist* 171: 71–80.
- ICES. 2012. Marine Strategy Framework Directive – Descriptor 3+. Core Group Report. ICES CM 2012/ACOM:62, 163 p.
- ICES. 2014a. EU request on draft recommendations for the assessment of MSFD Descriptor 3. *In* Report of the ICES Advisory Committee, 2014. ICES Advice 2014, Book 1, Section 1.6.2.1.
- ICES. 2014b. Reporto fthe Workshop on guidance for the review of MSFD Decision Descriptor 3 – comercial fish and shellfish (WKGMSFDD3), 4-5 September 2014, ICES HQ, Denmark. ICES CM 2014/ACOM: 59. 47 p.
- ICES. 2015. ICES Advice basis. *In* Report of the ICES Advisory Committee, 2015. ICES Advice 2015, Book 1, June 2015.
- ICES. 2016a. EU request to provide guidance on operational methods for the evaluation of the MSFD Criterion D3C3. *In* Report of the ICES Advisory Committee, 2016. ICES Advice 2016, Book 1, Section 1.6.2.2.
- ICES. 2016b. EU request to provide guidance on the practical methodology for delivering an MSFD GES assessment on D3 for an MSFD region/subregion (13 May 21016). *In* Report of the ICES Advisory Committee, 2016. ICES Advice 2016, Book 1, Section 1.6.2.1.
- ICES. 2016c. Report of the Workshop on Guidance on Development of Operational Methods for the Evaluation of the MSFD Criterion D3.3 (WKIND3.3i), 14–17 March2016, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM:44. 99 p.

- ICES. 2016d. Advice basis. In Report of the ICES Advisory Committee, 2016. ICES Advice 2016, Book 1, Section 1.2.
- ICES. 2017a. Report of the Workshop on Guidance on Development of Operational Methods for the Evaluation of the MSFD Criterion D3.3 (WKIND3.3ii), 1–4 November 2016, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM:44. 145 p.
- ICES. 2017b. EU request to provide guidance on operational methods for the evaluation of the MSFD Criterion D3C3 (second stage 2017). In Report of the ICES Special Request Advice, 2017. ICES Advice 2017, sr.2017.07.
- ICES.2017c. Manual of the IBTS North Eastern Atlantic Surveys. Series of ICES Survey Protocols SISP 15. 92 p.
- ICES. 2018a. Annex 7: FUs 28 and 29 (Southwest and South Portugal) Nephrops offshore Survey (NepS). In: Interim Report of the Working Group on Nephrops Surveys (WGNEPS). WGNEPS 2017 Report 28 November - 1 December 2017. Heraklion, Greece. ICES CM 2017/SSGIEOM:19. 71-78.
- ICES. 2018b. Working Group on Acoustic and Egg Surveys for Sardine and Anchovy in ICES Areas 7, 8 and 9 (WGACEGG). ICES WGACEGG REPORT 2017, 3-17 November 2017. 388 p.
- ICES. 2018c. Advice basis. In Report of the ICES Advisory Committee, 2018. ICES Advice 2018, published 13 July 2018.
- Kindsvater H.K., Dulvy N.K., Horswill C., Juan-Jordá M.J., Mangel M., Matthiopoulos J., 2018. Overcoming the Data Crisis in Biodiversity Conservation. Trends in Ecology and Evolution 33(9), 676-688.
- MAMAOT. 2012a. Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012, 906 p.
- MAMAOT. 2012b. Estratégia Marinha para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012, 200 p.
- MSFD. 2018. Marine Strategy Framework Directive (MSFD), Common Implementation Strategy, 19th Meeting of the Working Group on Good Environmental Status (WG-GES), 22 March 2018, Brussels.
- Pannekoek J., van Strien A.J., 2001. Trim 3 Manual (TRends & Indices for Monitoring data). Statistics Netherlands, Voorburg.
- REGULAMENTO (CE) Nº.1967/2006 DO CONSELHO, de 21 de dezembro de 2006, relativo a medidas de gestão para a exploração sustentável dos recursos haliêuticos no mar Mediterrâneo, que altera o Regulamento (CEE) nº. 2847/93 e que revoga o Regulamento (CE) nº. 1626/94.

REGULAMENTO (CE) Nº.199/2008 DO CONSELHO, de 25 de fevereiro de 2008, que estabelece a recolha, gestão e utilização de dados no sector das pescas.

REGULAMENTO (UE) Nº. 1380/2013 DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO, de 11 de dezembro de 2013, relativo à política comum das pescas, que altera os Regulamentos (CE) nº.1954/2003 e (CE) nº. 1224/2009 do Conselho e revoga os Regulamentos (CE) nº.2371/2002 e (CE) nº. 639/2004 do Conselho e a Decisão 2004/585/CE do Conselho.

Visser H., 2004. Estimation and detection of flexible trends. Atmospheric Environment 38, 4135-4145.

D.1.5 Descritor 4: Teias tróficas

Todos os elementos da cadeia alimentar marinha, na medida em que são conhecidos, ocorrem com normal abundância e diversidade e níveis suscetíveis de garantir a abundância das espécies a longo prazo e a manutenção da sua capacidade reprodutiva total.

D.1.5.1 Introdução

A *parte II* da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão diz respeito aos descritores relacionados com os elementos pertinentes dos ecossistemas marinhos e está organizada em quatro temas. O tema relativo aos ecossistemas, incluindo teias tróficas é avaliado no âmbito dos Descritores 1 e 4. O Descritor 4 (D4) diz respeito a aspetos funcionais importantes do ecossistema, como a diversidade e estrutura das teias alimentares.

O reduzido grau de conhecimento e de dados disponíveis para este descritor foram assinalados no Relatório Inicial (MAMAOT, 2012a).

D.1.5.2 Metodologia e dados

D.1.5.2.1 Áreas de avaliação

As áreas de avaliação do D4 na subdivisão do Continente mantém as delimitações definidas no Relatório Inicial e são consistentes com os outros elementos pertinentes do tema ecossistemas (avaliados no âmbito do D1 e D6) (Figura D-35).

Estas áreas apresentam diferenças ao nível da estrutura das comunidades marinhas. As alterações nas teias tróficas eventualmente detetadas numa determinada área poderão ser causadas por pressões antropogénicas que ocorrem noutras áreas (dependendo dos grupos da teia trófica em causa). Dadas as diferentes escalas temporais e espaciais em que ocorrem os complexos processos no seio de uma teia trófica, será difícil ou mesmo impraticável, estabelecer uma relação de causa-efeito para as alterações eventualmente detetadas.

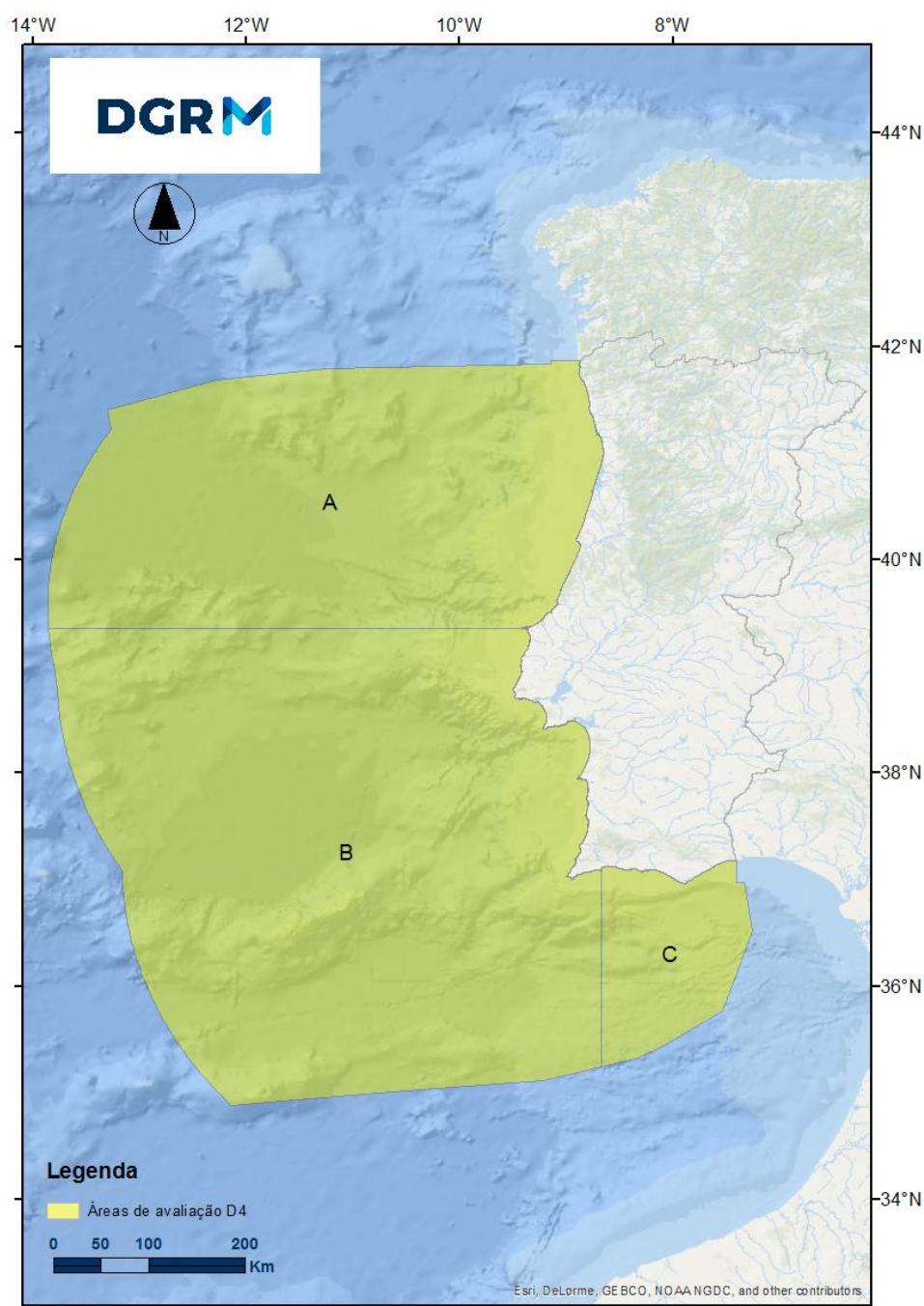


Figura D-35. Áreas de avaliação do D4²⁵ na subdivisão do Continente (IPMA, 2018).

D.1.5.2.2 Critérios para avaliação do BEA

Devido à complexidade e reduzido grau de conhecimento relativos a este descritor (ICES, 2015), a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão estabeleceu um menor número de critérios para a avaliação do D4, relativamente aos definidos na Decisão da Comissão 2010/477/UE. São estabelecidos dois critérios primários e dois critérios secundários (a utilizar, se necessário, em apoio aos critérios primários). Os critérios de

²⁵ Os limites geográficos destas áreas podem ser consultados no Anexo D-I.

avaliação revistos, incluindo os respetivos elementos são apresentados na Tabela D-40.

Tabela D-40. Critérios e respetivos elementos, e limiares aplicáveis ao D4 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Lista de grupos tróficos a estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional	D4C1 - Primário A diversidade (composição das espécies e sua abundância relativa) dos grupos tróficos não é negativamente afetada por pressões antropogénicas.	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional
	D4C2 - Primário O equilíbrio da abundância total entre os grupos tróficos não é afetado negativamente pelas pressões antropogénicas.	
	D4C3 - Secundário A distribuição dos indivíduos por tamanho em todo o grupo trófico não é negativamente afetada por pressões antropogénicas.	
	D4C4 - Secundário A produtividade do grupo trófico não é negativamente afetada por pressões antropogénicas.	

A avaliação dos critérios do D4 foi, sempre que possível, realizada de acordo com os elementos dos critérios e normas metodológicas constantes na nova Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, e sempre, que possível, garantindo a continuidade e consistência com as metodologias e áreas de avaliação propostas no Relatório Inicial. Na avaliação deste descritor apenas foram considerados os elementos das cadeias alimentares sobre os quais existem séries temporais de dados com a resolução necessária (espacial e temporal) para permitir uma avaliação quantitativa dos critérios definidos na referida decisão.

Em face dos novos critérios e normas metodológicas foi decidido que a presente avaliação incluiria a análise de toda a série de dados disponível.

Diversas abordagens ao conceito de grupo trófico, como elementos da avaliação ambiental, são referidas em ICES (2015). Na presente avaliação, os grupos tróficos, enquanto elementos dos critérios, foram selecionados com base no conceito estabelecido de nível trófico (TL, Lindeman, 1942), com as espécies que exploram recursos tróficos semelhantes agrupadas em categorias de nível trófico. Esta abordagem por níveis tróficos permite uma melhor caracterização da estrutura e função das teias alimentares, evitando o método, por vezes bastante subjetivo, de agrupar e discriminar espécies por grupos tróficos baseados no mesmo tipo de alimentação (Pauly & Palomares, 2005; Pauly & Watson, 2005; Shannon *et al.*, 2014a;

Shannon *et al.*, 2014b). A atribuição de um nível trófico às espécies consideradas permitiu classificar diferentes grupos tróficos pela respetiva posição na cadeia alimentar. Dada a informação disponível, esta metodologia foi considerada a mais apropriada.

Para assegurar consistência com o primeiro ciclo de avaliação, a Proporção de Peixes Grandes e o Nível Trófico Marinho foram atualizados para efetuar a avaliação segundo os novos critérios D4C1 e D4C2, respetivamente. Em complemento a estes dois métodos utilizados em ambos os ciclos de avaliação é estimado o espectro trófico de biomassa (BTS – “*Biomass Trophic Spectra*”), uma das metodologias sugeridas no âmbito da convenção OSPAR (indicador FW8: *changes in the distribution of biomass and species over trophic level or body size*) para a avaliação das teias alimentares. O BTS, porque permite uma caracterização, tanto da estrutura como da função trófica de um ecossistema (Gascuel *et al.*, 2005, Rombouts *et al.*, 2013, Shannon *et al.*, 2014), é usado na avaliação ambiental dos dois critérios primários do D4. Estas metodologias estão descritas nas secções seguintes.

Critérios D4C1 e D4C3: Proporção de Peixes Grandes

A Proporção de Peixes Grandes (LFI – “*Large Fish Indicator*”) baseia-se no conceito de tamanho como indicador da estrutura das cadeias tróficas e foi utilizado na avaliação do critério primário D4C1 e do critério secundário D4C3. Nas comunidades de peixes explorados há evidências de que indicadores baseados no tamanho dos indivíduos são apropriados para monitorizar a estrutura da teia trófica refletindo o estado de uma comunidade de peixes sujeita a diferentes níveis de intensidade de pesca. Ao descrever a proporção (em peso) da comunidade de peixes superior a um determinado limite de comprimento, relativamente ao total da biomassa, este indicador pode ser usado como uma medida do estado de abundância relativa de predadores de topo, cujo valor abaixo de certos limites, pode indicar uma reduzida diversidade funcional da teia trófica. Por peixes grandes entende-se espécies de longevidade elevada com dieta piscívora, excluindo, por exemplo, espécies planctívoras de grandes dimensões (Greenstreet *et al.*, 2011; Shephard *et al.*, 2011). A OSPAR (D4 FW3 - *Size composition in fish communities*) selecionou o LFI como um indicador para o objetivo de qualidade ecológica e é um dos indicadores recomendados no âmbito do PNAB/DCF (ICES, 2013) que utiliza a informação das abundâncias recolhidas em campanhas científicas de monitorização dos recursos.

A metodologia utilizada para o cálculo deste indicador segue as recomendações de Greenstreet *et al.* (2011), Shephard *et al.* (2011) e ICES (2013). As capturas em número (standardizadas para arrastos de uma hora de duração) por espécie (k) e classe de comprimento (L) das estações de pesca (arrastos de fundo superiores a 15 minutos) das campanhas de monitorização de arrasto de fundo do IPMA (descritas no Anexo D-II) foram convertidas em abundâncias em número ($N_{k,L}$) estimando-se a

média estratificada correspondente a cada área de avaliação segundo o método de Cochran (1960):

$$\bar{N}_{k,L,\text{área}} = \frac{\sum^H U_h \bar{N}_{k,L,h}}{U_{\text{área}}} \quad (\text{equação 4.1})$$

Onde, U_h é o número de unidades de amostragem no estrato h e $N_{k,L,h}$ o número médio de indivíduos por hora de arrasto da espécie k na classe de comprimento L e no estrato h . $U_{\text{área}}$ é o número total de unidades de amostragem em cada subárea de avaliação. Esta metodologia é considerada apropriada para lidar com a variabilidade das observações provenientes do desenho de amostragem das campanhas de monitorização de arrasto de fundo (ICES, 2010) e assegura estimativas comparáveis no período de avaliação. Na presente avaliação, foram considerados os dados das campanhas a partir do ano de 1989, com um desenho de amostragem que inclui estações de pesca fixas distribuídas por 12 setores geográficos e três intervalos de profundidade (1:20-100 m; 2:101-200 m; e 3:201-500 m); os estratos foram agrupados para corresponder a cada área de avaliação (Tabela D-41).

As estimativas de abundância em número (num.h^{-1}) por classe de comprimento de cada espécie foram convertidas em biomassa ($B_{k,L} = N_{k,L} W_{k,L}$) usando a relação peso-comprimento ($W = \alpha L^\beta$) da espécie. Para as espécies regularmente amostradas pelo IPMA, I.P., os parâmetros α e β foram estimados a partir dos dados de peso e comprimento recolhidos nas campanhas e para as restantes espécies foram obtidos de diferentes estudos regionais publicados ou documentados.

Tabela D-41. Relação dos estratos considerados nas campanhas de investigação de arrasto de fundo do IPMA. Unidade de amostragem: retângulos de 5x5 milhas náuticas.

Estrato (h)	Unidades de amostragem (U)	Área de avaliação	Estrato (h)	Unidades de amostragem (U)	Área de avaliação
CAM1	17	A	SIN1	7	B
CAM2	11		SIN2	14	
CAM3	2		SIN3	8	
MAT1	16		MIL1	3	
MAT2	12		MIL2	5	
MAT3	2		MIL3	7	
AVE1	17		ARR1	6	
AVE2	15		ARR2	6	
AVE3	3		ARR3	6	
FIG1	14		SAG1	2	
FIG2	23		SAG2	3	
FIG3	5		SAG3	3	

Estrato (h)	Unidades de amostragem (U)	Área de avaliação	Estrato (h)	Unidades de amostragem (U)	Área de avaliação
BER1	10	A	POR1	12	C
BER2	13		POR2	6	
BER3	3		POR3	4	
LIS1	18	B	VSA1	6	
LIS2	21		VSA2	2	
LIS3	12		VSA3	3	

O LFI é calculado para cada ano i , dividindo a biomassa de todas as espécies superiores a um determinado limite de comprimento ($B_{\geq Lim}$) pela biomassa total (B_{total}). Análises preliminares revelaram que para as águas continentais portuguesas o limite de 30cm é considerado o mais apropriado para reduzir a sensibilidade deste indicador à variabilidade ambiental (ICES 2011, 2013; MAMAOT, 2012a):

$$LFI_i = \frac{B_{\geq Lim,i}}{B_{total,i}} \quad (\text{equação 4.2})$$

Para aumentar o sinal deste indicador à pressão antropogénica e diminuir a variabilidade associada à capturabilidade da arte, eventos de recrutamento e migrações decorrentes de fatores climáticos (Greenstreet *et al.*, 2011), foram excluídas da análise algumas espécies de comportamento pelágico, tais como a sardinha (*Sardina pilchardus*), biqueirão (*Engraulis encrasicolus*), trombeteiro (*Macroramphosus* spp.) e carapau-negrão (*Trachurus picturatus*). Para assegurar que as variações deste indicador refletem mudanças reais nas comunidades marinhas específicas para cada área de avaliação, apenas foram incluídas espécies que ocorreram em pelo menos metade dos anos amostrados e que ocorreram, em média, em mais de 5% dos arrastos realizados (ICES, 2013; Modica *et al.*, 2014). As espécies selecionadas por área de avaliação estão descritas na Tabela I-105 no Anexo D-III.

O limite de referência para o LFI não está estabelecido para as águas portuguesas.

Critério D4C2: Nível Trófico Marinho

As atividades antropogénicas podem desestabilizar o equilíbrio das cadeias alimentares e causar uma diminuição do nível trófico médio das espécies comerciais (Pauly *et al.*, 1998; Pauly & Palomares, 2005). O Nível Trófico Marinho (MTL - “*Marine Trophic Level*”, em inglês) foi usado na avaliação do critério D4C2. Esta metodologia é proposta pela OSPAR (D4 FW4 - *Changes in average trophic level of marine predators*) e permite detetar alterações nas relações entre os diferentes componentes da teia trófica, desde os predadores de topo com nível trófico elevado até aos planctívoros e invertebrados de baixo nível trófico. O MTL é calculado para cada ano i a partir da seguinte equação:

$$MTL_{desembarques} = \frac{\sum TL_{k,i} \times Y_{k,i}}{\sum Y_{k,i}} \quad (\text{equação 4.3.1})$$

onde Y_k corresponde aos desembarques das k espécies comerciais e TL_k é o nível trófico associado a cada espécie, estimado em diferentes estudos, mas maioritariamente recolhidos das bases de dados online “FishBase.org” (Froese & Pauly, 2008) e “SeaLifeBase.org” (Palomares & Pauly, 2018).

O $MTL_{desembarques}$ é estimado com base nas espécies comerciais consideradas para a avaliação do descritor 3, incluindo espécies demersais e semi-pelágicas, pequenos e grandes pelágicos, elasmobrânquios, cefalópodes, bivalves e crustáceos (descritas na Tabela D-33). Os desembarques foram agrupados por porto de desembarque de modo a corresponder às áreas de avaliação da subdivisão do Continente. O período considerado para a avaliação foi de 2003 a 2017 para assegurar o detalhe necessário nas estatísticas ao nível da espécie e estimativas comparáveis no período considerado para avaliação.

O $MTL_{desembarques}$ reflete também o comportamento da frota piscatória envolvida na sua captura (Pauly & Palomares, 2005); como tal, consideramos que o MTL calculado com base numa fonte de dados independente da pesca pode ajudar a melhorar a avaliação do critério D4C2. O $MTL_{comunidade}$ calculado a partir dos dados das campanhas de investigação e monitorização dos recursos marinhos é estimado para cada ano i a partir da seguinte equação:

$$MTL_{comunidade} = \frac{\sum TL_{k,i} \times B_{k,i}}{\sum B_{k,i}} \quad (\text{equação 4.3.2})$$

onde B_k corresponde à biomassa média estratificada ($\text{kg} \cdot \text{h}^{-1}$) estimada pela equação 4.1 com a estratificação descrita na Tabela D.40. Para este indicador são usadas as abundâncias estimadas da maioria das espécies observadas nas campanhas de investigação desde 1989 com mais de 300 espécies identificadas (descritas na Tabela I-106 no Anexo D-III).

São usados limites mínimos de TL para agrupar espécies em grupos tróficos ou excluir espécies mais sensíveis à variabilidade ambiental, aumentando a sensibilidade destes indicadores aos efeitos da pesca. As biomassas e capturas de espécies com $TL \geq 2.0$, $TL \geq 3.25$ e $TL \geq 4.0$ foram agrupadas para avaliar as séries de estimativas do $MTL_{desembarques}$ e $MTL_{comunidade}$ por diferentes grupos tróficos, considerando-se estes limiares como representativos das espécies consumidoras (MTL), consumidores secundários ($MTL \geq 3.25$) e predadores ($MTL \geq 4.0$) (Shannon *et al.*, 2014a).

Critérios D4C1 e D4C2: Espectro Trófico (de Biomassa)

As metodologias utilizadas no Relatório Inicial e na presente avaliação são complementadas pela introdução do Espectro Trófico de Biomassa (BTS – “*Biomass Trophic Spectra*”). Este método foi usado para avaliar o impacte das pressões

antropogénicas na estrutura e função trófica em diversos ecossistemas (Rombouts *et al.*, 2013), e é usado na presente avaliação em complemento aos métodos descritos nas secções anteriores para avaliar o D4C1 e D4C2. O BTS é calculado com base nas estimativas de biomassa das campanhas de investigação e nos desembarques por espécie e TL, aplicando a metodologia descrita nas secções anteriores. Para cada ano, as biomassas e desembarques das espécies foram agrupadas pelos seus níveis tróficos considerando frações de TL*0.1 entre $2.0 \leq TL_s \leq 4.6$. Uma vez que o TL pode mudar durante o ciclo de vida de cada espécie, a posição trófica de uma determinada espécie é melhor caracterizada por uma banda de TLs fracionários em vez de um único valor médio (Jennings *et al.*, 2002). Existem diferentes metodologias para estimar a dispersão desta banda (e.g. Libralato & Solidoro, 2010); nesta avaliação utilizamos o método proposto por Gascuel *et al.* (2005) onde o espectro é calculado com base numa média móvel centrada e ponderada de grau 7. Em cada fração de TL_s e para cada quantidade X (desembarques ou biomassas), o valor do espectro $\phi_x(TL)$ é estimado segundo:

$$\phi_x(TL) = \frac{1}{27}X_{TL-0.3} + \frac{3}{27}X_{TL-0.2} + \frac{6}{27}X_{TL-0.1} + \frac{7}{27}X_{TL} + \frac{6}{27}X_{TL+0.1} + \frac{3}{27}X_{TL+0.2} + \frac{1}{27}X_{TL+0.3}$$

Sendo o BTS uma distribuição e não uma métrica tradicional, o método de avaliação ambiental pode basear-se numa comparação com um período médio de referência (Gascuel *et al.*, 2005). Seguindo Gascuel *et al.* (2002, 2005) e dado o período de dados utilizado na presente avaliação, a distribuição média do $\phi_x(TL)$ dos últimos 5 anos (2013–2017) para as capturas e 10 anos (2008–2017) para as biomassas, foi comparada com a distribuição de $\phi_x(TL)$ em iguais períodos no início da série histórica disponível: 2003–2007 nas capturas e 1989–1998 nas biomassas.

Outras metodologias que acompanham esta avaliação

A abordagem por TL e as metodologias utilizadas permitem a avaliação ambiental num contínuo de grupos tróficos. No entanto, o tipo de informação disponível sobre grupos de espécies que se encontram na base (TL < 2.5) e no topo (ex. aves marinhas e mamíferos, TL > 4.5) da teia alimentar não permitiu a sua integração nos métodos considerados nas secções anteriores. A análise de tendências de abundâncias e densidades destes grupos é apresentada na secção D.1.2.

D.1.5.2.3 Dados e fontes de informação disponíveis

Face à inexistência de uma monitorização específica para o D4, os dados disponíveis para esta reavaliação são, analogamente ao primeiro ciclo de avaliação, reduzidos e dispersos.

Privilegiaram-se fontes de dados independentes das pescarias provenientes de campanhas de investigação e monitorização do IPMA, I.P. (as quais se encontram

descritas no Anexo D-II), e que decorrem no âmbito do Programa Nacional de Amostragem Biológica (PNAB-DCF). Estas campanhas têm um esquema de amostragem uniformizado, que permite a utilização da informação recolhida para uma avaliação quantitativa do BEA ao longo da série histórica disponível (1989-2017) e resultados comparáveis com os do Relatório Inicial entre as áreas de avaliação consideradas na subdivisão do Continente. Para a avaliação do D4, as metodologias foram também aplicadas aos dados de desembarques de 2003 a 2017 de espécies comerciais, incluindo espécies demersais e semi-pelágicas, pequenos e grandes pelágicos, elasmobrânquios, cefalópodes, bivalves e crustáceos, representando uma percentagem acumulada de mais de 90% dos desembarques em Portugal Continental para o período 2012-2017. A utilização simultânea destas duas fontes de dados permitiu uma avaliação mais inclusiva deste descritor, relativamente ao Relatório Inicial, com a informação complementar dos desembarques a proporcionar uma maior representatividade de espécies.

D.1.5.3 Resultados

- **Critério D4C1: Proporção de peixes grandes (LFI)**

O número de espécies selecionadas para o cálculo do LFI variou em cada área de avaliação. Seguindo os critérios de seleção de espécies, na área A foram consideradas 33 espécies, na área B foram selecionadas 47 espécies e na área C foram selecionadas 27 espécies. A proporção (em peso) de peixes maiores de 30cm nas áreas de avaliação A, B, C apresenta-se na Figura D-36. As estimativas apresentam grande variabilidade ao longo da série disponível de 1989 a 2017, que poderá ser induzida por fatores ambientais. A tendência geral do LFI é apresentada na Figura D-36 usando um ajuste polinomial de sexto grau que permite reduzir a sensibilidade à variabilidade ambiental (Greenstreet *et al.*, 2011; Shephard *et al.*, 2011).

Os valores médios do LFI são muito semelhantes entre as áreas A e C e ligeiramente mais elevados na área B. Por simples análise visual da linha de tendência, conclui-se que o LFI apresenta uma tendência crescente na área A e constante nas áreas B e C durante o período de avaliação.

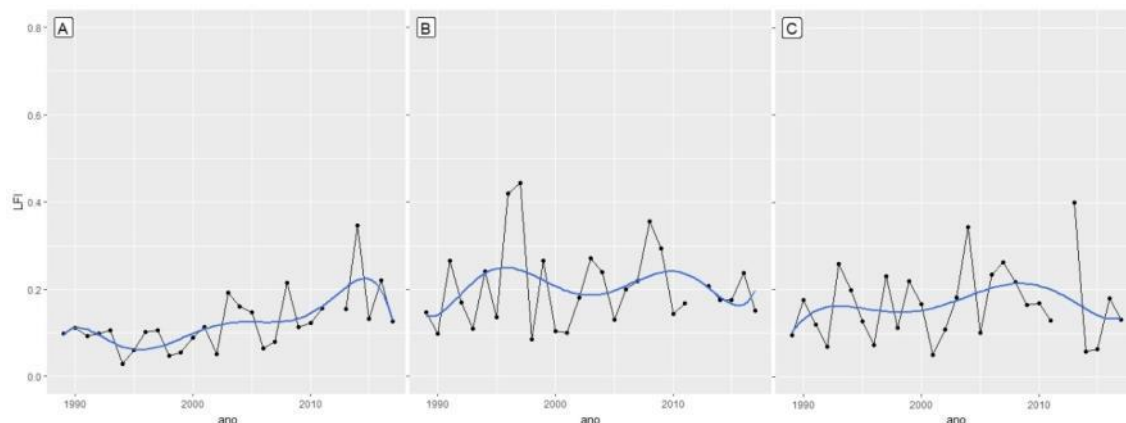


Figura D-36. Proporção de Peixes Grandes (LFI) para as subdivisões A, B, C de 1989-2017. A linha de tendência (azul) baseia-se num ajuste polinomial de sexto grau que permite reduzir a sensibilidade deste indicador à variabilidade ambiental. No ano de 2012, o IPMA, I.P. não realizou campanhas de investigação.

▪ Critério D4C2: Nível trófico marinho (MTL)

A evolução do $MTL_{desembarques}$ estimado para um total de 64 espécies nas três áreas de avaliação e para os grupos tróficos $MTL \geq 3.25$ (grupo espécies com $TL \geq 3.25$), $MTL \geq 4.0$ (grupo espécies com $TL \geq 4.0$) e MTL (todos os consumidores) está representado na Figura D-37. Por simples análise visual, o MTL e o $MTL \geq 4.0$, apresentam uma tendência crescente ou estável nas três áreas. O grupo $MTL \geq 3.25$ apresenta uma ligeira tendência decrescente nas áreas A e B.

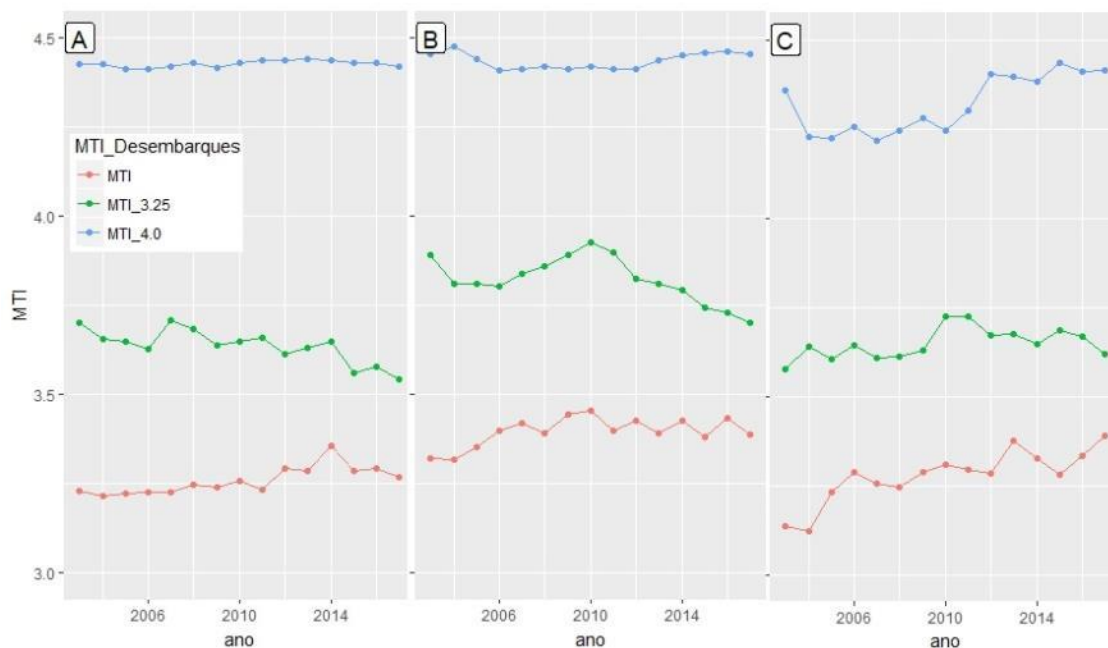


Figura D-37. Nível Trófico Marinho ($MTL_{desembarques}$) estimado de 2003 a 2017 com base nos dados de desembarques de 64 espécies para as áreas de avaliação A, B e C. MTL – grupo de espécies $TL \geq 2.0$. $MTL_{3.25}$ – grupo de espécies com $TL \geq 3.25$. $MTL_{4.0}$ – grupo de espécies com $TL \geq 4.0$.

Para a avaliação do critério D4C2, o $MTL_{\text{comunidade}}$, independente da pesca, porque estimado a partir das espécies amostradas nas campanhas de investigação do IPMA, I.P., englobou mais de 300.

As estimativas do $MTL_{\text{comunidade}}$, $MTL \geq 3.25$ e $MTL \geq 4.0$ estão representadas na Figura D-38. O $MTL_{\text{comunidade}}$ apresenta maior variabilidade, provavelmente por ser mais sensível a fatores ambientais enquanto o $MTL_{\text{comunidade}} \geq 3.25$ parece reduzir alguma dessa sensibilidade. Para facilitar a análise visual e distinguir a resposta deste indicador à pressão antropogénica apresenta-se também uma linha de tendência suavizada. A área C apresentou uma maior variabilidade de valores enquanto as áreas A e B apresentaram uma maior estabilidade. As tendências do $MTL_{\text{comunidade}}$ e $MTL \geq 3.25$ parecem ser muito semelhantes dentro das áreas A, B e C, o que revela algum equilíbrio na abundância entre estes níveis tróficos, contrariamente ao que foi observado nas estimativas do MTL com dados de desembarques. Comparativamente, a variabilidade do grupo $MTL \geq 4.0$ é bastante reduzida e não parece apresentar nenhuma tendência no período de avaliação.

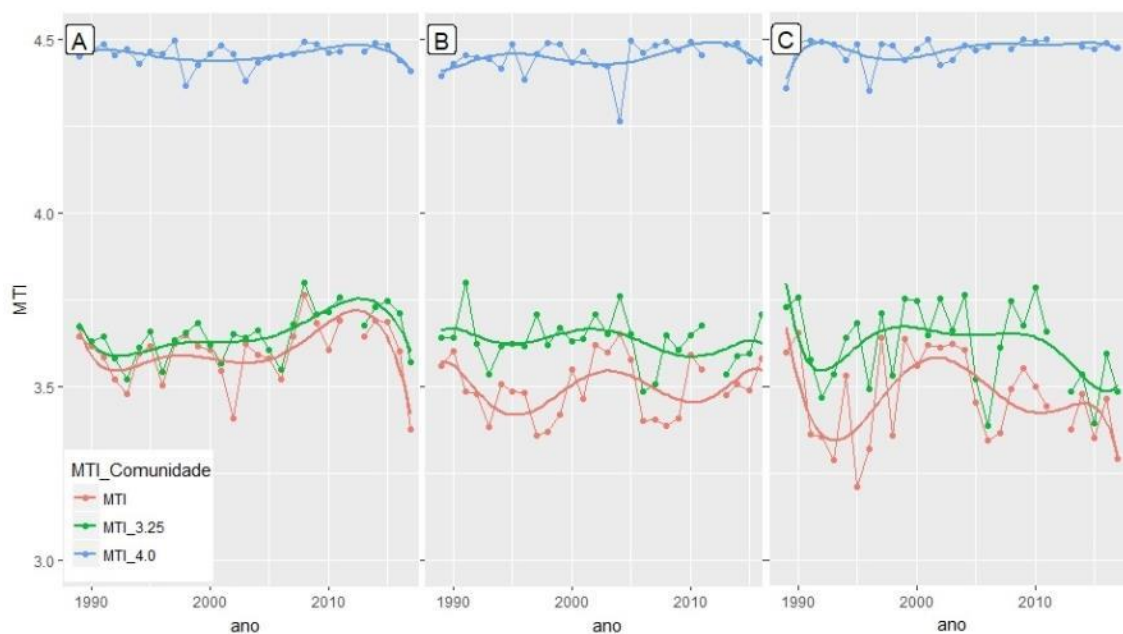


Figura D-38. Nível Trófico Marinho ($MTL_{\text{comunidade}}$) estimado de 1989 a 2017 com base nos dados das campanhas de investigação do IPMA, I.P. para as áreas A, B e C, apresenta-se também uma linha de tendência suavizada. MTL – grupo de espécies TL ≥ 2.0 . $MTL_{3.25}$ – grupo de espécies com TL ≥ 3.25 . $MTL_{4.0}$ – grupo de espécies com TL ≥ 4.0 . No ano de 2012, o IPMA, I.P. não realizou campanhas de investigação.

▪ Espectro trófico

O espectro trófico baseado nos desembarques e abundâncias das campanhas de investigação do IPMA, I.P. está representado nas figuras Figura D-39 e Figura D-40, respetivamente. Na área A e por simples análise visual conclui-se pela possível existência de algumas diferenças nas estimativas do $\phi_x(TL)$ de desembarques para as bandas de $3 < TL_s < 3$. (Figura D-40). Na área C, a distribuição do BTS de biomassas e

desembarques é muito semelhante, mas o nível do espectro de biomassas entre $3.1 < TL_s < 3.7$ é mais elevado no período 2008-2017. Na área B, a simples análise visual não sugere diferenças no nível e distribuição do BTS de biomassas e desembarques entre o período de avaliação e o período considerado para referência. A escassa representatividade de espécies abaixo de $TL < 3$, pode diminuir o grau de confiança das estimativas para estas bandas de TL_s .

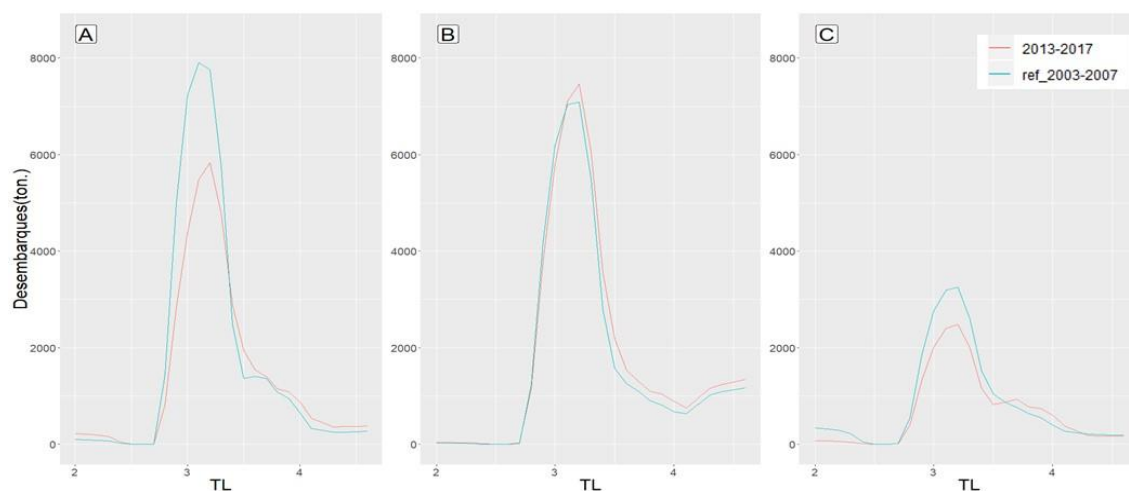


Figura D-39. Espectro Trófico estimado para a média dos últimos 5 anos (2013-2017) e período de referência (2003-2007) com base nos dados de desembarques para as áreas A, B e C.

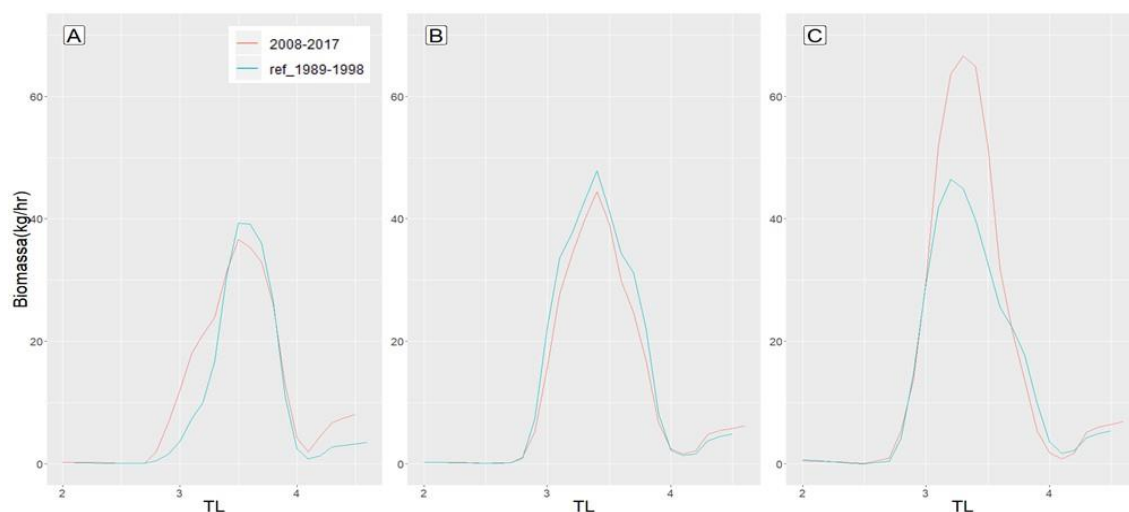


Figura D-40. Espectro Trófico estimado para a média da última década (2008-2017) e período de referência (1989-1998) com base nos dados das campanhas de investigação do IPMA, I.P. para as áreas A, B, C.

D.1.5.4 Determinação e Avaliação do BEA

Reconhecendo que são necessários novos progressos científicos e técnicos para determinar limiares de referência para a avaliação ambiental deste descritor (MAMAOT, 2012a; ICES, 2015; UE, 2017), admite-se na presente avaliação, que se a tendência do LFI e MTL, é crescente ou constante, não existem pressões antropogénicas significativas e os critérios atingem o BEA. Se a tendência das

estimativas destes métodos é decrescente, considera-se que os critérios não atingiram o BEA.

A análise de tendência dos métodos propostos, foi efetuada por intermédio do teste não paramétrico de Mann-Kendall em que na hipótese H_0 : as observações do indicador são independentes e identicamente distribuídas (não há tendência consistente) e na hipótese H_1 : as observações do indicador possuem tendência monotónica no tempo (há tendência consistente). O nível de significância estabelecido para o teste foi 5% (valor- $p=0.05$). Este teste não paramétrico não exige a normalidade dos dados sendo bastante utilizado na análise de dados ambientais e biológicos para distinguir tendências consistentes (crescente ou decrescente) de variabilidade ambiental (Hipel & McLeod, 2005). Para avaliar a ocorrência de mudanças significativas na estrutura do espectro trófico foi utilizado o teste não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov (teste KS) em que na hipótese H_0 : as duas amostras de BTS vêm da mesma distribuição (não especificando qual é esta distribuição comum) e na hipótese H_1 : as duas amostras de BTS não vêm da mesma distribuição. O nível de significância estabelecido para o teste foi 5% (valor- $p=0.05$). O teste KS para este caso particular permite comparar a distribuição do espectro trófico cumulativo de biomassas/capturas por TL, entre o período de referência mais antigo e o período mais recente de avaliação. As propriedades da distribuição da biomassa acumulada por TL foram observadas em diferentes ecossistemas e são consideradas como potenciais indicadores de estado ambiental do D4 (Pranovi *et al.*, 2014). Os resultados permitem avaliar se a distribuição do espectro trófico sofreu alguma alteração nos níveis de abundância de biomassa/capturas por TL e no equilíbrio da sua abundância. Esta abordagem holística permite a avaliação num contínuo de grupos tróficos e serve de apoio à presente avaliação dos critérios D4C1 e D4C2, em simultâneo com o LFI e MTL.

A avaliação de cada critério é acompanhada de um grau de confiança qualitativo (baixo, moderado, elevado) baseado na interpretação dos resultados dos testes de Mann-Kendall e Kolmogorov-Smirnov e, em alguns casos, na magnitude do valor- p associado. O BEA para o D4 só é atingido se o bom estado ambiental for atingido nos dois critérios D4C1 e D4C2.

- **Proporção de peixes grandes**

O teste não paramétrico de Mann-Kendall (teste MK) avaliou a existência (ou não) de tendências estatísticas significativas crescentes ou decrescentes de 1989 a 2017. Mantendo a definição apresentada no Relatório Inicial, se a tendência do LFI for decrescente considera-se que o critério não atingiu o BEA. Se a tendência do LFI for constante ou crescente considera-se que o critério atingiu o BEA com um grau de confiança moderado ou elevado, respetivamente. A Tabela D-42 apresenta os resultados do teste MK aplicado para a avaliação das tendências do critério D4C1 (e

D4C3). O LFI apresenta uma tendência crescente significativa na área A (valor- $p = 0.002$); nas áreas B e C não se verifica nenhuma tendência significativa (valor- $p > 0.05$). Estes resultados sugerem que o critério D4C1 atinge o BEA em todas as áreas, embora com diferentes graus de confiança na avaliação.

Tabela D-42. Avaliação do indicador: proporção de peixes grandes (LFI). São apresentados o valor- p do teste MK e a respetiva tendência estatística da estimativa. O grau de confiança dada à avaliação é expressa através de um grau qualitativo: moderado (não existe tendência) e elevado (tendência crescente).

Áreas de Avaliação	Teste MK rejeição H_0	Tendência estatística	BEA	Grau de confiança
A	Sim (0.002)	crescente (\nearrow)	Atingido	Elevado
B	Não (0.567)	constante (\rightarrow)	Atingido	Moderado
C	Não (0.707)	constante (\rightarrow)	Atingido	Moderado

- **Nível trófico marinho**

A Tabela D-43 apresenta os resultados do teste MK de tendências para o $MTL_{\text{desembarques}}$ nos diferentes grupos tróficos. A tendência decrescente do $MTL \geq 3.25$ nas áreas A e B é confirmada estatisticamente pelo teste MK (valor- $p=0.007$ e valor- $p=0.048$). Para este critério de equilíbrio D4C2, além da análise individual de tendência, também é importante avaliar se as tendências no conjunto dos três grupos tróficos são coerentes e apresentam o mesmo sinal nas áreas de avaliação. Na área A, apesar da tendência geral do MTL ser crescente e indicadora de BEA, o grupo $MTL \geq 3.25$ e o grupo $MTL \geq 4.0$ apresentaram, respetivamente, uma tendência decrescente e constante, indicando que o critério atinge o BEA mas com um baixo nível de confiança. Na área B, a tendência constante no MTL associada às tendências opostas entre os grupos $MTL \geq 3.25$ (decrescente) e $MTL \geq 4.0$ (crescente) indica um desequilíbrio na abundância entre estes grupos tróficos e que o critério D4C2 não atingiu o BEA nesta área (Tabela D-43).

A trajetória deste indicador baseada em desembarques pode refletir o comportamento da frota piscatória associado a mecanismos de estabilização de mercado e/ou medidas de gestão com mudanças apenas nas espécies comercialmente exploradas.

Tabela D-43. Avaliação do nível trófico marinho calculado a partir dos dados de desembarques. O valor-*p* do teste MK é apresentado e a respetiva tendência estatística das estimativas pelos grupos tróficos. A avaliação do D4C2 é simultaneamente efetuada pela análise individual de tendência e pela coerência nas tendências dos três níveis tróficos. O grau de confiança atribuído à avaliação do critério em cada área é expressa através do valor de H_0 e de um grau qualitativo: baixo (tendências opostas) e elevado (tendências equivalentes).

Áreas de Avaliação	Método/grupo trófico	Teste MK rejeição H_0 (valor- <i>p</i>)	Tendência estatística	BEA	Grau de confiança
A	MTL _{desembarques}	Sim (<0.001)	crescente (↗)	Atingido	Baixo
	MTL_3.25	Sim (0.007)	decrecente (↘)		
	MTL_4.0	Não (0.075)	constante (→)		
B	MTL _{desembarques}	Não (0.138)	constante (→)	Não atingido	Baixo
	MTL_3.25	Sim (0.048)	decrecente (↘)		
	MTL_4.0	Sim (0.002)	crescente (↗)		
C	MTL _{desembarques}	Sim (0.001)	crescente (↗)	Atingido	Elevado
	MTL_3.25	Sim (0.047)	crescente (↗)		
	MTL_4.0	Sim (0.002)	crescente (↗)		

A Tabela D-44 apresenta os resultados do teste MK de tendências para o MTL_{comunidade} nos diferentes limites tróficos. A análise das estimativas tanto individualmente como entre grupos em cada área parece indicar uma estabilidade e equilíbrio na abundância dos grupos tróficos nas três áreas de avaliação.

Tabela D-44. Avaliação do nível trófico marinho calculado a partir dos dados das campanhas. São apresentados o valor-*p* do teste MK e a respetiva tendência estatística das estimativas pelos grupos tróficos. A avaliação do D4C2 é simultaneamente efetuada pela análise individual de tendência e pela coerência nas tendências dos três níveis tróficos. O grau de confiança atribuído à avaliação é expressa através do valor de H_0 e de um grau qualitativo: baixo (tendências opostas), moderado (tendências constantes e/ou equivalentes) e elevado (tendências crescentes e/ou equivalentes).

Áreas de Avaliação	Método/grupo trófico	Teste MK rejeição H_0 (valor- <i>p</i>)	Tendência estatística	BEA	Grau de confiança
A	MTL _{comunidade}	Não (0.161)	nula (→)	Atingido	Baixo
	MTL_3.25	Sim (0.008)	crescente (↗)		
	MTL_4.0	Não (0.707)	nula (→)		
B	MTL _{comunidade}	Não (0.649)	nula (→)	Atingido	Moderado
	MTL_3.25	Não (0.441)	nula (→)		
	MTL_4.0	Não (0.244)	nula (→)		
C	MTL _{comunidade}	Não (0.277)	nula (→)	Atingido	Moderado
	MTL_3.25	Não (0.353)	nula (→)		
	MTL_4.0	Não (0.333)	nula (→)		

- Espectro trófico de Biomassa

A Tabela D-45 apresenta os resultados do teste Kolmogorov-Smirnov que permitiu comparar o nível e a distribuição do espectro trófico de biomassas/capturas por TL,

entre os períodos de avaliação e referência e avaliar simultaneamente os critérios D4C1 e D4C2. Os resultados do teste apontam para que não existam diferenças significativas entre a distribuição do BTS recente e do BTS do período de referência nos desembarques e nas abundâncias. O teste KS apresentou valores- p muito acima do limiar de significância, evidenciando que não existe suporte estatístico para considerar uma alteração na distribuição e estrutura do BTS entre os períodos considerados, sugerindo que ambos os critérios D4C1 e D4C2 de abundância e equilíbrio atingem o BEA. A análise visual dos espectros tróficos da área B revelou que a estrutura e níveis dos BTS são quase idênticas – apesar de não ser formalmente correto, o elevado nível de rejeição da H_0 no teste KS, sugere um maior grau de confiança na avaliação BEA dos critérios D4C1 e D4C2 para esta área.

Tabela D-45. Avaliação do espectro trófico de biomassa. É apresentado o valor- p do teste KS. O grau de confiança atribuído à avaliação em cada área é expressa através de um grau qualitativo baseado na análise visual dos espectros e na intensidade da não rejeição da H_0 .

Áreas de Avaliação	Método	Teste MK rejeição H_0	BEA	Grau de confiança
A	BTS desembarques	Não (0.450)	Atingido	Baixo
	BTS biomassa	Não (0.454)	Atingido	Baixo
B	BTS desembarques	Não (0.978)	Atingido	Elevado
	BTS biomassa	Não (0.987)	Atingido	Elevado
C	BTS desembarques	Não (0.781)	Atingido	Moderado
	BTS biomassa	Não (0.725)	Atingido	Moderado

A Tabela D-46 resume a avaliação dos critérios primários D4C1 e D4C2 com base nas diferentes metodologias aplicadas, e a avaliação do BEA do D4, por área de avaliação. A confiança dada à avaliação do BEA em cada área é expressa através de um grau qualitativo baseado na interpretação conjugada das diferentes metodologias usadas.

No caso particular em que a análise individual do $MTL_{\text{desembarques}}$ revelou que o critério D4C2 não foi atingido para a área de avaliação B (com um grau de confiança baixo) e porque esta análise revelou ser discordante com os outros métodos, a avaliação de BEA foi efetuada com base na apreciação de todos os indicadores usados nesta área, nomeadamente no elevado grau de estabilidade atingido no nível e na distribuição das biomassas e capturas no contínuo dos níveis tróficos revelado pelo BTS. Poder-se-ia argumentar que no período de referência usado na presente avaliação, a distribuição do BTS já estaria sob elevada pressão antropogénica, mas o facto de o equilíbrio dessa mesma distribuição não se ter alterado entre o período de referência e o período de avaliação (15 a 20 anos), pode indicar uma resiliência da comunidade

marinha e ajuste consolidado na estrutura e função trófica, sugerindo que os critérios associados a este descritor não são negativamente afetados pelas pressões antropogénicas e que o D4 está em BEA.

Tabela D-46. Avaliação dos critérios D4C1 e D4C2 por metodologia, e avaliação do BEA do D4, e respetivo grau de confiança, por área de avaliação. O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expressa através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação.

Área de avaliação	Critérios							BEA	Grau de confiança
	D4C1 (Primário)			D4C2 (Primário)					
	BTS desembarques	BTS abundâncias	LFI	MTL desembarques	MTL comunidade	BTS desembarques	BTS abundância		
A	Atingido (baixo)	Atingido (baixo)	Atingido (elevado)	Atingido (baixo)	Atingido (baixo)	Atingido (moderado)	Atingido (moderado)	Atingido	Baixo
B	Atingido (elevado)	Atingido (elevado)	Atingido (moderado)	Não Atingido (baixo)	Atingido (moderado)	Atingido (elevado)	Atingido (elevado)	Atingido	Baixo
C	Atingido (moderado)	Atingido (moderado)	Atingido (moderado)	Atingido (elevado)	Atingido (moderado)	Atingido (moderado)	Atingido (moderado)	Atingido	Moderado

D.1.5.5 Considerações finais

Dada a reconhecida complexidade deste descritor, a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão não sugere metodologias específicas e estandardizadas para a caracterização dos novos critérios primários. Consequentemente, não existe metodologia de avaliação específica nem limiares de referência para avaliação do BEA deste descritor. No entanto, considera-se que i) a presente abordagem por níveis tróficos para distinguir os diferentes elementos dos critérios, ii) a utilização dos dados de desembarques para colmatar a deficiente representatividade de espécies em alguns níveis tróficos e iii) a utilização de testes estatísticos quantitativos na análise das metodologias, permitiram melhorar a avaliação deste descritor sem comprometer a continuidade e coerência entre alguns métodos da avaliação inicial e da presente avaliação.

Considera-se ainda que, dada a informação disponível, a metodologia baseada no conceito de nível trófico para agrupar os elementos dos critérios foi a mais adequada para a presente avaliação do D4, evitando o método, subjetivo e algo discutível, de agrupar espécies por guildas tróficas baseadas no tipo de alimentação. Importa referir que a DQEM, não sendo muito clara a este respeito, aconselha a definição de guildas tróficas baseadas no tipo de alimentação como exemplificado por ICES (2015), mas que este mesmo grupo admite que possam ser usadas diferentes abordagens ao conceito de grupo trófico como elementos dos critérios.

Como constatado na avaliação inicial, a informação disponível sobre a abundância e comportamento alimentar das espécies em todas as componentes da teia alimentar é insuficiente.

D.1.5.6 Metas e Indicadores

Considerando que o BEA foi atingido nas três áreas de avaliação, não são definidas, nos termos do n.º 1 do artigo 10.º da DQEM, metas ambientais.

D.1.5.7 Referências

Cochran, W.G., 1960. Sampling Techniques. John Wiley and Sons, Inc., 1st edition.

Froese, R. e Pauly, D. (Eds.) 2008. FishBase.WorldWideWeb Electronic Publication. www.fishbase.org, versão 02/2018.

Gascuel, D. 2002. Cinquante ans d'évolution des captures & biomasses dans l'Atlantique Centre-Est : Analyse par les spectres trophiques de captures & de biomasses. Actes du symposium international. Dakar (Senegal).

- Gascuel D, Bozec Y M, Chassot E, Colomb A, Laurans M. 2005. The trophic spectrum: theory and application as an ecosystem indicator. *ICES Journal of Marine Science*, 62 (3): 443-452.
- Greenstreet, S. P. R., Rogers, S. I., Rice, J. C., Piet, G. J., and Guirey, E. J. 2011. Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 1–11.
- Hipel, K.W., McLeod, A.I. 2005. *Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems*. Reimpressão eletrónica da edição impressa em 1994. Disponível em <http://www.stats.uwo.ca/faculty/aim/1994Book/>.
- ICES. 2015. *ICES advice Book 1. ICES special request advice*, publicado em 20 de março de 2015.
- ICES. 2013. *Report of the Workshop on DCF Indicators, 21 - 25 October 2013*. ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:38. 77p.
- ICES. 2011. *Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO)*. ICES CM 2011/ACOM:24.
- ICES. 2010. *Manual for the International Bottom Trawl Surveys in the Western and Southern Areas*. Lisbon, Portugal, 22–26 March 2010. ICES CM 2010/SSGESST: 06. 58 p.
- IPMA (2018). *Relatório do segundo ciclo de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas nas subdivisões do Continente e da Plataforma Continental Estendida: Descritor 4 - Teias tróficas*. Outubro de 2018, 26 p.
- Libralato S, Solidoro C. 2010. Comparing methods for building trophic spectra of ecological data. *ICES Journal of Marine Science*, 67 (3): 426-434.
- Lindeman, R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23: 399–418.
- MAMAOT. 2012a. *Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente*. Diretiva-Quadro “Estratégia Marinha”. Ministério da Agricultura do Mar do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012, 906 p.
- MAMAOT 2012b. *Estratégia Marinha para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida*. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012, 200 p.
- Modica, L., Velasco F., Preciado, I., Soto, M., Greenstreet S.P.R. 2014. Development of the large fish indicator and associated target for a Northeast Atlantic fish community. *ICES Journal of Marine Science*. 71(9), 2403–2415.
- Palomares, M.L.D. e Pauly, D. (Eds.) 2018. *SeaLifeBase*. World Wide Web electronic publication. www.sealifebase.org, versão 02/2018
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese and F.C. Torres Jr. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.

- Pauly D. e Palomares M.L. 2005. Fishing down marine food web: it is far more pervasive than we thought. *Bulletin of Marine Science* 76, 197–211.
- Pranovi, F., Libralato, S., Zucchetto, M., Link, J. 2014. Biomass accumulation across trophic levels: analysis of landings for the Mediterranean Sea. *Mar. Eco.l Prog. Ser.* 512: 201–216.
- Shannon, J.L., Coll, M., Bundy, A., Gascuel, D., Heymans, J.J., Kleisner, K., Lynam, C.P., Piroddi, C., Tam, J., Travers-Trolet, M., Shin, Y.J., 2014a. Trophic level-based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 512, 115–140.
- Shannon, J.L., Osman, W., Jarre, A. 2014b. Communicating changes in state of the Southern Benguela ecosystem using trophic, model-derived indicators. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 512:217-237.
- Shephard, S., Reid, D. G., and Greenstreet, S. 2011. Interpreting the largefish indicator for the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 1963–1972.
- UE. 2010. Decisão da Comissão que estabelece os critérios e as normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas (2010/447/UE). L 232/14, 2 de setembro de 2010.
- UE. 2017. Decisão da Comissão que estabelece os critérios e as normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas, bem como especificações e métodos normalizados para a sua monitorização e avaliação, e que revoga a Decisão da Comissão 2010/477/UE (2017/848/UE). L 125/42, 17 de maio de 2017.

D.1.6 Descritor 5: Eutrofização

A eutrofização antropogénica é reduzida ao mínimo, sobretudo os seus efeitos negativos, designadamente as perdas na biodiversidade, a degradação do ecossistema, o desenvolvimento explosivo de algas perniciosas e a falta de oxigénio nas águas de profundidade.

D.1.6.1 Introdução

A eutrofização resulta da introdução excessiva de nutrientes (tipicamente azoto e/ou fósforo) no meio aquático pela ação do homem, perturbando o equilíbrio natural entre a sua disponibilidade e o crescimento de plantas e animais marinhos. O aumento destes nutrientes pode causar a proliferação de espécies oportunistas com impactos negativos no ecossistema.

Na avaliação do estado inicial das águas marinhas na subdivisão do Continente (MAMAOT, 2012a), foram definidas seis áreas de avaliação, e considerado que o BEA foi atingido, com um grau de confiança de moderado a bom, uma vez que não existiam sinais evidentes de alterações provocadas por descargas resultantes de atividades humanas. No entanto, nesta avaliação, foram identificadas pequenas subáreas, confinadas às fozes dos sistemas fluvio-estuarinos com maiores caudais, que estão sujeitas a um risco potencial, particularmente até aos 100m de profundidade.

D.1.6.2 Metodologia e dados

D.1.6.2.1 Áreas de Avaliação

Na presente avaliação mantêm-se as 3 grandes divisões (A, B e C) consideradas no Relatório Inicial. No entanto, uma vez que a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, veio estabelecer a necessidade de classificar as águas costeiras, obedecendo aos limites estabelecidos para a Diretiva Quadro da Água²⁶, foi necessário proceder à redefinição dos limites de acordo com o apresentado na Figura D-41. A descrição dos limites geográficos das áreas de avaliação pode ser consultada no Anexo D-I do presente relatório.

²⁶ Diretiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000

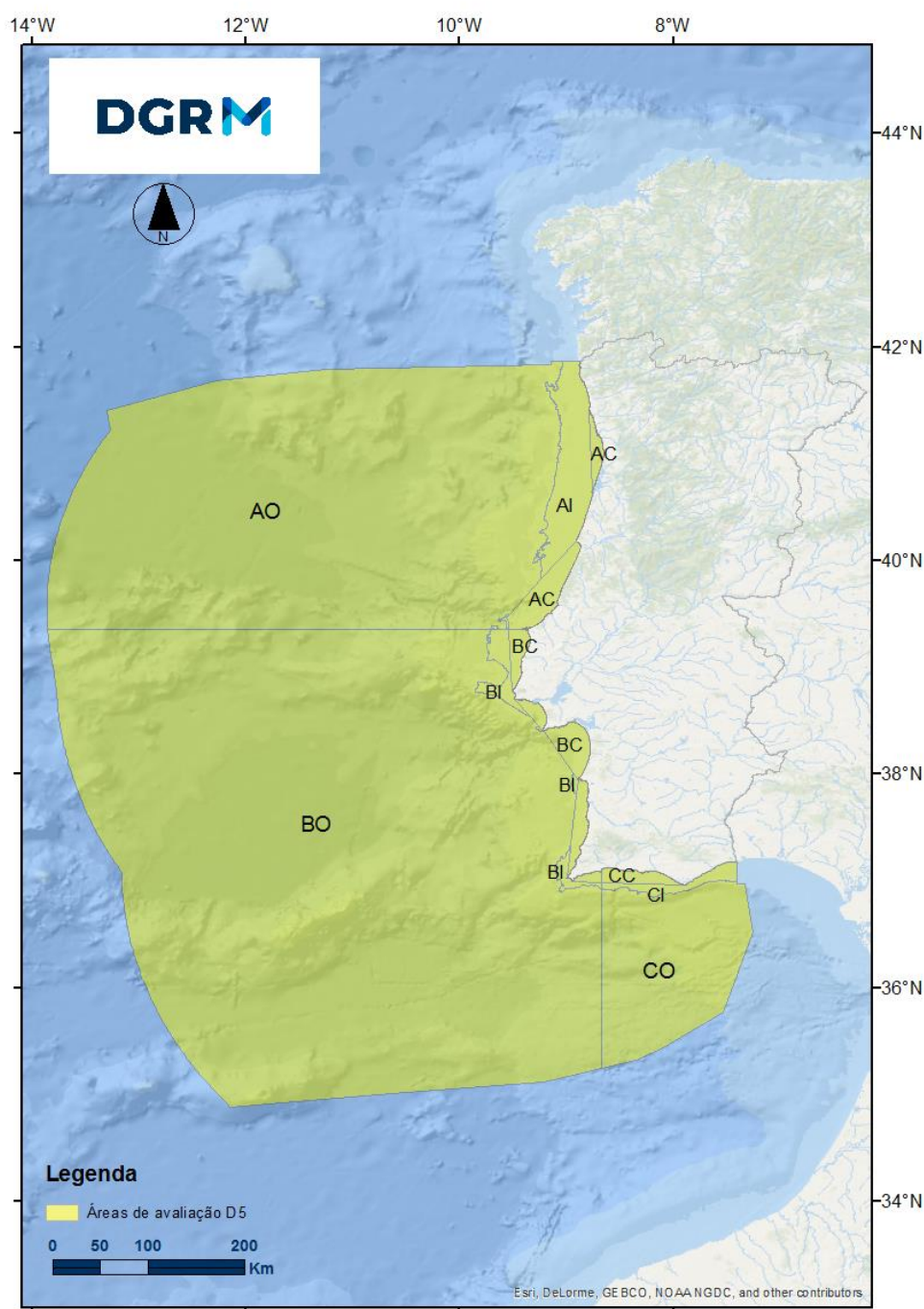


Figura D-41. Áreas de avaliação do D5²⁷ na subdivisão do Continente: Costeiras (AC, BC, CC), Intermédias (AI, BI, CI) e Oceânicas (AO, BO, CO) (IPMA, 2018).

D.1.6.2.2 Critérios para avaliação do BEA

Para a avaliação do BEA do D5 a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão estabelece três critérios primários e cinco critérios secundários. Os critérios de avaliação e respetivos elementos são apresentados na Tabela D-47.

²⁷ Os limites geográficos destas áreas podem ser consultados no Anexo D-I.

Tabela D-47. Critérios e respetivos elementos, e unidades de medida ao D5 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios
Nutrientes presentes na coluna de água: azoto inorgânico dissolvido, azoto total, fósforo inorgânico dissolvido, fósforo total ²⁸	<p>D5C1 - Primário</p> <p>As concentrações de nutrientes não atingem níveis que indiquem efeitos de negativos resultantes da eutrofização.</p> <p>Unidades de medida: $\mu\text{mol/l}$</p>
Clorofila presente na coluna de água	<p>D5C2 - Primário</p> <p>As concentrações de clorofila não atingem níveis que indiquem efeitos negativos resultantes do enriquecimento em nutrientes.</p> <p>Unidades de medida: $\mu\text{g/l}$</p>
Oxigénio dissolvido no fundo da coluna de água	<p>D5C5 – Primário</p> <p>A concentração de oxigénio dissolvido não se encontra reduzida, devido ao enriquecimento em nutrientes, para níveis que indiquem efeitos negativos sobre os habitats bentónicos (nomeadamente sobre os biota e as espécies móveis a estes associados) ou outros efeitos da eutrofização.</p> <p>Unidades de medida: mg/l</p>
Desenvolvimento explosivo de algas perniciosas (por exemplo cianobactérias) na coluna de água	<p>D5C3 – Secundário</p> <p>O número, a extensão espacial e a duração dos eventos de desenvolvimento explosivo de algas perniciosas não atingem níveis que indiquem efeitos negativos resultantes do enriquecimento em nutrientes.</p> <p>Unidades de medida: n.º de eventos, n.º de dias de duração, extensão (km^2) por ano</p>
Limite da zona fótica (transparência) da coluna de água	<p>D5C4 – Secundário</p> <p>O limite da zona fótica (transparência) da coluna de água não é reduzido (devido ao aumento das algas em suspensão) para um nível que indique efeitos negativos de um enriquecimento em nutrientes.</p> <p>Unidades de medida: m</p>
Macroalgas oportunistas dos habitats bentónicos	<p>D5C6 – Secundário</p> <p>A abundância de macroalgas oportunistas não atinge níveis que indiquem a existência de efeitos negativos de um enriquecimento em nutrientes.</p> <p>Unidades de medida: km^2 e % da zona de avaliação</p>
Comunidades de macrófitas (algas e prados marinhos perenes tais como algas fucóides, zosteras e posidónias) dos habitats bentónicos	<p>D5C7 – Secundário</p> <p>A composição das espécies e a abundância relativa ou a distribuição em profundidade das comunidades de macrófitas atingem valores que indicam a inexistência de efeitos negativos decorrentes de um enriquecimento em nutrientes, nomeadamente através de uma diminuição da transparência das águas.</p> <p>Unidades de medida: km^2 e % da zona de avaliação</p>

²⁸ Nas águas costeiras, de acordo com a Diretiva 2000/60/CE. Fora das águas costeiras, os EM podem decidir a nível regional ou sub-regional, não utilizar um ou mais destes nutrientes.

Elementos dos critérios	Critérios
Comunidades de macrofauna dos habitats bentónicos	<p>D5C8 – Secundário</p> <p>A composição das espécies e a abundância relativa das comunidades de macrofauna atingem valores que indicam a inexistência de efeitos negativos resultantes de um enriquecimento em nutrientes e em matéria orgânica.</p> <p>Unidades de medida: km² e % da zona de avaliação</p>

Na presente reavaliação do BEA, face aos dados disponíveis, foram utilizados os seguintes critérios (Tabela D-48):

Tabela D-48. Critérios utilizados para a avaliação das áreas de avaliação na subdivisão do Continente de acordo com os dados disponíveis.

Áreas de avaliação	Critérios
Costeiras (AC, BC, CC)	Primários: D5C1, D5C2, D5C5 Secundário: D5C3
Intermédias (AI, BI, CI)	Primários: D5C2, D5C5
Oceânicas (AO, BO, CO)	Primário: D5C2

De acordo com a Decisão (UE) 2017/848, os limiares²⁹ aplicáveis são os apresentados na Tabela D-49.

Tabela D-49. Limiares aplicáveis aos critérios de avaliação do D5.

Critérios	Limiares
D5C1; D5C2; D5C5 D5C4; D5C6; D5C7 D5C8	(a) Nas águas costeiras, os valores estabelecidos em conformidade com a Diretiva 2000/60/CE. (b) Fora das águas costeiras, os valores consentâneos com os indicados para as águas costeiras ao abrigo da Diretiva 2000/60/CE. Os EM devem estabelecer esses valores através da cooperação regional ou sub-regional.
D5C3	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional.

A nova Decisão determina, ainda, a necessidade de integração da avaliação efetuada no âmbito da Diretiva Quadro da Água às águas costeiras, na avaliação DQEM e, consequentemente, a aplicação dos valores de referência que constam da Decisão (UE) 2018/229 da Comissão, de 12 de fevereiro³⁰. No entanto, nesta decisão apenas

²⁹ Valor ou gama de valores que permite avaliar o nível de qualidade atingido em relação a um determinado critério, contribuindo para a avaliação do nível de consecução do BEA (cfr. al. 5 do artigo 2.º da Decisão 2017/848).

³⁰ Estabelece, nos termos da Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, os valores para a atribuição de classificações com base nos sistemas de monitorização dos Estados-Membros, no seguimento do exercício de intercalibração, e revoga a Decisão 2013/480/UE da Comissão.

estão definidos os valores para a *clorofila a*. Assim, os limiares utilizados na presente reavaliação são os definidos na avaliação inicial (MAMAOT, 2012a; Cabrita *et al.*, 2015). Estes valores foram estabelecidos com base nas características ecológicas, efeito do afloramento costeiro e regime de salinidade das águas marinhas continentais. A Tabela D-50 resume as condições de referência e os limiares para cada área de avaliação, tendo por base os dados disponíveis.

Tabela D-50. Condições de referência e limiares utilizados para avaliação das áreas definidas na subdivisão do Continente.

Parâmetros	Área de Avaliação	Estatística	Condição de referência	Limiares
DIN ($\mu\text{mol/L}$) (MAMAOT, 2012a)	AC+AI, BC+BI, CC+CI	Média aritmética	8,0	12,0
	AO, BO, CO		3,0	5,0
DIP ($\mu\text{mol/L}$) (MAMAOT, 2012a)	AC+AI, BC+BI, CC+CI	Média aritmética	0,5	0,8
	AO, BO		0,4	0,6
	CO		0,3	0,5
CLA ($\mu\text{g/L}$) (Decisão (UE) 2018/229)	AC	Percentil 90	8,0	12,0
	BC		4,5	8,2
	CC		4,5	8,2
CLA-Sat ($\mu\text{g/L}$) (MAMAOT, 2012a)	AI	Percentil 90	2,1	3,2
	AO		1,3	2,0
	BI		2,0	3,0
	BO		1,3	2,0
	CI		1,8	2,7
	CO		1,0	1,5

D.1.6.2.3 Dados e fontes de informação disponíveis

A informação disponível para esta avaliação tem diferentes características, a saber:

- Os dados de Clorofila-Satélite (CLA-Sat) cobrem a totalidade das áreas de avaliação, e têm assegurada continuidade temporal para o período da reavaliação (2013 - 2017).
- Os dados associados aos outros parâmetros, que têm carácter pontual.

Na Tabela D-51 discriminam-se as informações relativas aos dados disponíveis, para cuja obtenção contribuíram várias entidades a nível nacional.

Tabela D-51. Dados disponíveis para a presente avaliação

Entidade	Fonte	Período	Frequência	Tipo de dados	N.º de estações
IPMA	Projeto de Investigação	2015	Mensal	NO3, NH4, PO4, O2, Clorofila <i>a</i>	16
	Projeto de Investigação	2013-2016	Semanal descontínua	Espécies fitoplanctónicas	16
	Base de dados internacional (Copernicus)	2013-2016	8 dias	Clorofila-Satélite	Toda a área em avaliação
	Projeto de monitorização	2014-2015	Pontual	Espécies bentónicas	9
Instituto Hidrográfico	Monitorização	2013 2015	Pontual	NO3, NH4, PO4, O2, Clorofila <i>a</i>	7 2
		2016 2017			Pontual
Porto Aveiro	Monitorização	2013-2017	Pontual	O2, espécies bentónicas	25 (na zona do Porto)
Porto Figueira da Foz	Monitorização	2014 2016 2017	Pontual	O2, espécies bentónicas	9 (na zona do Porto)

D.1.6.3 Resultados

A informação disponível sobre as concentrações de oxigénio dissolvido, fósforo, azoto e matéria orgânica, para a avaliação das “Águas Costeiras” é reduzida. Na área AC foram amostrados 5 pontos, 10 na área BC, e 3 na área CC (Nogueira *et al.*, 2016). No entanto, no âmbito dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica do segundo ciclo de planeamento (APA, 2016a, 2016b, 2016c, 2016d, 2016e, 2016f, 2016g, 2016h), a vigorar no período de 2016-2021, elaborados pela Agência Portuguesa do Ambiente, I.P. (APA), entidade competente para a implementação da DQA, foi efetuada a classificação das “Águas Costeiras”. Assim, na presente reavaliação também foi considerada a avaliação do estado ecológico das massas de água no âmbito da DQA, o que contribuiu para melhorar a qualidade da informação disponível para a avaliação do BEA do D5 nestas áreas de avaliação.

- **Área de avaliação AC**

Os dados disponíveis na área AC (região norte de Portugal) mostram um enriquecimento de nutrientes em consequência das plumas dos estuários que desaguam nesta área, à semelhança do que foi observado no Relatório Inicial (MAMAOT, 2012a). No entanto, salienta-se que não se observa um aumento de Clorofila *a* (Tabela D-52). A distribuição da Clorofila-Satélite é semelhante à reportada no relatório da avaliação inicial (MAMAOT, 2012a) para a área de avaliação A1 (atuais

áreas AC + AI). Os dados existentes permitiram identificar pequenas áreas com deficiência de oxigénio nas zonas dos portos. A média de eventos de desenvolvimento explosivo (*blooms*) de fitoplâncton produtor de biotoxinas marinhas, entre 2012 e 2016, foi de 28 eventos, comparativamente com 53 no período anterior (2006-2011), conforme Tabela D-53. Não foi possível estabelecer uma área de maior ocorrência destes eventos devido ao caráter pontual dos mesmos. Estudos sobre comunidades de invertebrados bentónicos nesta área (e.g.: Gaudêncio *et al.*, 2015; Tuaty Guerra *et al.*, 2015) mostram a presença de comunidades adaptadas ao tipo de substrato sem sinais de alterações estruturais compatíveis com uma eutrofização do meio, tais como o aparecimento de espécies oportunistas. Contrariamente, outros estudos põem em evidência a degradação das comunidades de macroalgas em consequência da introdução de nutrientes de origem antropogénica provenientes do estuário do Mondego (Gaspar *et al.*, 2017). Assis *et al.* (2017) prevê, inclusivamente, uma perda de pradarias marinhas até 2050.

A área de avaliação AC recebe a drenagem das bacias hidrográficas do Minho e Lima, do Cávado, Ave e Leça, do Douro, do Vouga, Mondego e Lis. No âmbito da DQA, as águas costeiras associadas às bacias hidrográficas do Minho e Lima (APA, 2016a), Cávado, Ave e Leça (APA, 2016b) foram classificadas, quanto ao seu estado ecológico, com BOM (100% das massas de água). As massas de água associadas à bacia hidrográfica do Douro foram classificadas com BOM (50% das massas de água) e DESCONHECIDO para os restantes 50% (APA, 2016c). Das massas de água associadas às bacias hidrográficas do Vouga, Mondego e Lis, 40% tiveram classificação de BOM, e 60% de RAZOÁVEL/ MEDÍOCRE (APA, 2016d). Às massas de água que pertencem às bacias hidrográficas das Ribeiras do Oeste (APA, 2016e), ainda situadas na área AC, foi atribuída a classificação de RAZOÁVEL. No entanto, o elemento de qualidade responsável pelas classificações abaixo de BOM são os macroinvertebrados bentónicos, sendo as classificações dos elementos físico-químicos de suporte (nutrientes e oxigénio), fitoplâncton e outras plantas, Bom ou superior, em todas as massas de água.

Em suma, verifica-se que a área total coberta pelas várias bacias hidrográficas classificadas com estado RAZOÁVEL é extensa (cerca de 45% do total da área AC), e que tal classificação se deve ao elemento de qualidade macroinvertebrados bentónicos, que configura como um critério secundário (D5C8) no âmbito da DQEM, podendo ser utilizado em substituição do critério D5C5. Por outro lado, para a avaliação do estado ecológico das massas de água, realizada no âmbito da DQA, a classificação de uma massa de água costeira é atribuída em função da pior classificação dos elementos de qualidade fitoplâncton, outras plantas (macroalgas, sapais e ervas marinhas), e macroinvertebrados bentónicos. São ainda considerados, nesta avaliação, os elementos físico-químicos de suporte (nutrientes e oxigénio) (APA, 2016a, 2016b, 2016c, 2016d, 2016e, 2016f, 2016g, 2016h). Porém, conforme descrito acima, as classificações os elementos físico-químicos de suporte (nutrientes e

oxigénio), fitoplâncton e outras plantas, em todas as massas de água, são consideradas com estado superior ou igual a BOM,

Assim, considerando os critérios primários de avaliação da DQEM e tendo por base os dados disponíveis para o presente período de avaliação, não se verificam alterações aos elementos recolhidos para a avaliação inicial (MAMAOT, 2012a), concluindo-se que as condições aí referidas se mantêm. Assim, considera-se que a área AC atingiu o BEA, muito embora o grau de confiança desta avaliação seja baixo, devido ao número reduzido de dados e de critérios utilizados.

▪ Área de avaliação BC

Nesta área existe, igualmente, evidência de enriquecimento de nutrientes, não existindo, no entanto, um aumento excessivo de Clorofila *a* (Tabela D-52). A distribuição da Clorofila-Satélite é semelhante à reportada no relatório da avaliação inicial (MAMAOT, 2012a) para a área B1 (atuais áreas BC + BI). Não existem relatos de áreas com deficiência de oxigénio e, a média de *blooms* de fitoplâncton produtor de biotoxinas marinhas, é semelhante ao observado no período da avaliação inicial, isto é, cerca de 28 eventos (Tabela D-53). Não é, no entanto, possível estabelecer a área de influência destes eventos devido ao caráter pontual dos mesmos. A insuficiência de dados bentónicos não permite concluir sobre a existência de alterações das comunidades bentónicas por efeito da introdução antropogénica de nutrientes. Nesta área, rapidamente se atingem profundidades até 100 m, particularmente na zona centro-sul, diminuindo drasticamente a área que poderia ser afetada por estas alterações (Cabrita *et al.*, 2015).

A área BC compreende as bacias hidrográficas do Tejo e Ribeiras do Oeste, do Sado e Mira e das Ribeiras do Algarve. De acordo com a classificação da DQA, 35% das massas de água costeiras associadas às bacias hidrográficas do Tejo e Ribeiras do Oeste obtiveram classificação, quanto ao estado ecológico, de BOM (APA, 2016e) e 65% RAZOÁVEL, esta devido ao elemento macroinvertebrados bentónicos. Das massas de água associadas às bacias hidrográficas do Sado e Mira, o estado de 67% foi classificado como BOM e de 22% como DESCONHECIDO (APA, 2016f). As classificações atribuídas às massas de água associadas às Ribeiras do Algarve, que se encontram incluídas na área de avaliação BC, foram, EXCELENTE e BOM (APA, 2016h).

Em consequência do descrito acima, considera-se que a área BC atingiu o Bom Estado Ambiental. O grau de confiança desta avaliação é baixo, justificando-se pelo número reduzido de dados e de critérios utilizados.

▪ Área de avaliação CC

Na área CC, não existe evidência de haver enriquecimento de nutrientes, mas observa-se um aumento excessivo de Clorofila *a* (Tabela D-52) na zona costeira adjacente ao rio Guadiana. A distribuição da Clorofila-Satélite é semelhante à reportada no relatório da avaliação inicial (MAMAOT, 2012a) para a área C1 (atuais áreas CC + CI). Não existem relatos de áreas com deficiência de oxigénio, mas a média de *blooms* de fitoplâncton produtor de biotoxinas marinhas, é superior ao observado no período de avaliação de 2012, isto é, 34 eventos contra 6 eventos no período anterior (Tabela D-53). Tal como observado nas restantes áreas, não é possível estabelecer a área de influência destes eventos devido ao carácter pontual dos mesmos. A insuficiência de dados bentónicos também não permite concluir sobre a existência de alterações a nível de comunidades bentónicas por efeito da introdução antropogénica de nutrientes.

Esta área de avaliação compreende as bacias hidrográficas do Guadiana (APA, 2016g) e das Ribeiras do Algarve (APA, 2016h). No âmbito da DQA, foi atribuída classificação BOM às massas de águas costeiras associadas às bacias hidrográficas das Ribeiras do Algarve, e de RAZOÁVEL (devido ao elemento de qualidade macroinvertebrados bentónicos) às massas de água associadas à bacia hidrográfica do Guadiana. Porém, esta área representa menos de 5% da área CC. Por tal razão, considera-se que esta área de avaliação atingiu o BEA, embora com um grau de confiança baixo, devido ao número reduzido de dados e de critérios utilizados.

Tabela D-52. Valores de fósforo inorgânico dissolvido (DIP), azoto inorgânico dissolvido (DIN) e Clorofila *a* (Chla) obtidos nas áreas de avaliação costeiras da subdivisão do Continente. A vermelho – valores superiores aos valores da condição de referência.

Área	Local	DIP (µmol/L) Média	DIN (µmol/L) Média	Chla (Percentil 90)
AC	P. Carreço	0,58	7,45	1,00
	Apúlia	0,48	11,22	2,08
	Leça da Palmeira	0,51	10,09	1,51
	Vagueira	0,31	6,48	1,89
	Leirosa	0,60	8,40	7,20
BC	Peniche	0,49	9,24	3,84
	Cascais	0,50	9,27	2,19
	C. Caparica	0,38	9,54	4,17
	Galapos	0,31	9,30	1,16
	Comporta	0,18	7,83	6,55
	Aljezur	0,09	1,51	3,92
	Sagres	0,08	0,84	6,65
	Porto de Mós	0,19	1,05	4,33
CC	Praia D´Ana	0,26	3,36	2,01
	Praia de Faro	0,07	0,88	3,82
	Monte Gordo	0,19	1,10	6,14

Tabela D-53. Número de eventos de algas tóxicas na subdivisão do Continente.

Período	Estação	Região AC			Região BC			Região CC		
		Eventos ASP >100000 cel/L	Eventos DSP >500 cel/L	Eventos ASP > 1000 cel/L	Eventos ASP >100000 cel/L	Eventos DSP >500 cel/L	Eventos ASP >1000 cel/L	Eventos ASP >100000 cel/L	Eventos DSP >500 cel/L	Eventos ASP >1000 cel/L
2006-2011	Primavera	2	10	1	1	1	0	1	1	1
	Verão	3	20	7	1	5	4	0	1	2
	Outono	0	3	7	1	1	1	0	0	0
	Inverno	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Total	5	33	15	3	7	5	1	2	3
2012-2016	Primavera	3	4	0	4	4	0	7	6	3
	Verão	4	8	1	3	8	1	2	7	5
	Outono	1	5	2	0	3	0	1	2	1
	Inverno	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Total	8	17	3	8	16	2	10	15	9

▪ Áreas de avaliação AI, BI e CI

Os dados disponíveis relativos às concentrações de oxigénio, fósforo, azoto e matéria orgânica são insuficientes para permitirem a reavaliação adequada das “Águas Intermédias” nas três áreas de avaliação (AI; BI; CI). Existe a possibilidade de haver a introdução de nutrientes de origem antropogénica a partir das “Águas Costeiras” das áreas AC e BC para as “Águas Intermédias” das áreas contíguas (AI e BI). A situação é mais aguda na área AI devido ao padrão de circulação das águas marinhas e da curta distância entre a margem costeira e o limite geográfico exterior definido para a área AC. No entanto, a distribuição do percentil 90 da clorofila obtida por via satélite não mostrou variações comparativamente ao observado aquando da elaboração do Relatório Inicial (MAMAOT, 2012a). Assim, as áreas AI e BI são classificadas com BEA. O grau de confiança da avaliação é, no entanto, baixo devido ao reduzido número de dados e de critérios avaliados.

Na área CI, o risco de introdução de nutrientes das “Águas Costeiras” para as “Águas Intermédias” é relativamente baixo, tendo em conta a sua dimensão e o efeito de diluição consequente do aumento da distância à costa. Não é expectável que haja um incremento de nutrientes nestas águas por introdução antropogénica, ou mesmo devido a deposição atmosférica. Considera-se, pois, que a área CI atingiu o BEA, mas com um grau de confiança baixo devido ao número reduzido de dados e de critérios utilizados.

▪ Áreas de avaliação AO, BO e CO

A informação referente ao oxigénio, fósforo, azoto e matéria orgânica é inexistente para as “Águas Oceânicas” (áreas de avaliação AO, BO e CO). Porém estas áreas

correspondem maioritariamente a mar alto e profundo, onde a altura da coluna de água varia entre os 200 e os 4000m. Com base nos dados de satélite, foi possível inferir que são áreas caracterizadas por águas pobres em nutrientes e baixa concentração de clorofila. Não é expectável que a deposição de nutrientes de origem atmosférica tenha impactes nos ecossistemas bentónicos e pelágicos, devido à rápida assimilação à superfície. Os dados de Clorofila-satélite mostram que, comparativamente à avaliação de 2012 (MAMAOT, 2012a), a situação se mantém inalterada. Mais se refere que, as atividades de origem antropogénica que poderiam causar a eutrofização do meio estão a alguma distância destas áreas e a avaliação das “Águas Intermédias”, apesar do grau de confiança ser BAIXO, leva a inferir que não existem riscos de introdução antropogénica de nutrientes ou de matéria orgânica passível de causar alterações nos biótopos bentónicos.

D.1.6.4 Determinação e avaliação do BEA

A avaliação do BEA das águas da subdivisão do Continente, no que respeita à eutrofização, teve um grau de confiança BAIXO, devido à descontinuidade temporal e espacial dos dados analisados e à impossibilidade de utilizar todos os critérios. Conforme referido no Relatório Inicial (MAMAOT, 2012a), as áreas costeiras, especialmente as confinadas às fozes dos estuários principais das zonas Norte (AC), Centro (BC) e Sul (CC), são zonas de risco, que sofrem o efeito dos incrementos de nutrientes para a zona costeira. Esta situação agravou-se comparativamente ao verificado na avaliação anterior, em particular na área AC.

A classificação do BEA e respetivo grau de confiança, por área de avaliação, é apresentada na Tabela D-54. Nas nove áreas considera-se que o BEA é atingido.

Tabela D-54. Avaliação do BEA do D5, e respetivo grau de confiança, por área de avaliação.

Áreas de avaliação	BEA	Grau de confiança
AC	Atingido	Baixo
AI	Atingido	Baixo
AO	Atingido	Baixo
BC	Atingido	Baixo
BI	Atingido	Baixo
BO	Atingido	Baixo
CC	Atingido	Baixo
CI	Atingido	Baixo
CO	Atingido	Baixo

D.1.6.5 Metas e Indicadores

Atendendo a que o BEA foi atingido em todas as áreas de avaliação não são definidas metas ambientais para este descritor. As situações pontuais identificadas na área de avaliação AC são devidamente acompanhadas no âmbito dos objetivos estratégicos definidos no Plano de Gestão Hidrográfica do Vouga, Mondego e Liz (APA, 2016i) ao abrigo da DQA.

D.1.6.6 Referências

- APA (2016a). Plano de Gestão de Região Hidrográfica – Parte 2 Caracterização e diagnóstico. Região Hidrográfica do Minho e Lima (RH1). Maio 2016.
- APA (2016b). Plano de Gestão de Região Hidrográfica – Parte 2 Caracterização e diagnóstico. Região Hidrográfica Cávado, Ave e Leça (RH2). Maio 2016.
- APA (2016c). Plano de Gestão de Região Hidrográfica – Parte 2 Caracterização e diagnóstico. Região Hidrográfica do Douro (RH3). Maio 2016.
- APA (2016d). Plano de Gestão de Região Hidrográfica – Parte 2 Caracterização e diagnóstico. Região Hidrográfica do Vouga, Mondego e Lis (RH4). Maio 2016
- APA (2016e). Plano de Gestão de Região Hidrográfica – Parte 2 Caracterização e diagnóstico. Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5). Maio 2016.
- APA (2016f). Plano de Gestão de Região Hidrográfica – Parte 2 Caracterização e diagnóstico. Região Hidrográfica do Sado e Mira (RH6). Maio 2016.
- APA (2016g). Plano de Gestão de Região Hidrográfica – Parte 2 Caracterização e diagnóstico. Região Hidrográfica do Guadiana (RH7). Maio 2016.
- APA (2016h). Plano de Gestão de Região Hidrográfica – Parte 2 Caracterização e diagnóstico. Região Hidrográfica das Ribeiras do Algarve (RH8). Maio 2016.
- APA (2016i). Plano de Gestão de Região Hidrográfica – Parte 5 Objetivos. Região Hidrográfica do Vouga, Mondego e Lis (RH4). Maio 2016.
- APFF-MB02.2018-ED2/REV1, Obras de melhoria das condições de abrigo nos cais do sector comercial e manutenção do canal de acesso ao Porto da Figueira da Foz, Monitorização das comunidades Bentónicas, Relatório Final. 61 p.
- Assis, J. Bercibar, E., Claro, B., Alberto, F., Reed, D., Raimondi, P., Serrão, E. A. (2017). Major shifts at the range edge of marine forests: the combined effects of climate changes and limited dispersal. *Sci. Rep.* 7, 44348; doi: 10.1038/srep44348.
- Cabrita, M. T., Silva, A., Oliveira, P. B., Angélico, M. M., Nogueira, M. (2015). Assessing eutrophication in the Portuguese continental Exclusive Economic Zone

within the European Marine Strategy Framework Directive. Ecological Indicators: 58, 286-299.

DECISÃO (UE) 2017/848 DA COMISSÃO de 17 de maio de 2017, que estabelece os critérios e as normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas, bem como especificações e métodos normalizados para a sua monitorização e avaliação, e que revoga a Decisão 2010/477/UE. JO L 125 de 18.5.2017. 32 p.

DECISÃO (UE) 2018/229 DA COMISSÃO de 12 de fevereiro de 2018, que estabelece, nos termos da Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, os valores para a atribuição de classificações com base nos sistemas de monitorização dos Estados-Membros, no seguimento do exercício de intercalibração, e revoga a Decisão 2013/480/UE da Comissão. JO L 47 de 20.2.2018. 91 p.

Gaspar, R., Marques, L., Pinto, L., Baeta, A., Pereira, L., Martins, I., Marques, J. C. (2017) Origin here, impact there. The need of integrated management for river basins and coastal areas. Ecological Indicators. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.09.013.

Gaudêncio, M. J., Tuaty Guerra, M., Pereira, A. M. (2015). Relatório de monitorização. Comunidades bentónicas no Porto de Aveiro. Contrato IPMA, I.P.-PROMAN S.A. Relatório IPMA, I.P., julho de 2015, 28 p.

Irmãos Cavaco, S.A., Dravosa, (2014). Monitorização da Qualidade da Água, Empreitada de reconfiguração da barra do Porto de Aveiro. Relatório final 2013. 34 p.

IPMA (2018). Relatório do segundo ciclo de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas nas subdivisões do Continente e da Plataforma Continental Estendida: Descritor 5 - Eutrofização antropogénica. Outubro de 2018, 18 p.

Magalhães, L., Martins, R., Pires, A., Loureiro, S., Soares, A., Freitas, R. (2014). Monitorização da empreitada de reconfiguração da barra do Porto de Aveiro. Relatório Final da campanha de Novembro 2013. 55 p.

MAMAOT (2012a). Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva-Quadro "Estratégia Marinha". Ministério da Agricultura do Mar do Ambiente e do Ordenamento do Território, Portugal, 906 p.

MAMAOT (2012b). Estratégia Marinha para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida. Diretiva-Quadro "Estratégia Marinha". Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012, 200 p.

Martins, R., Pires, A., Loureiro, S., Soares, A. M.V.M., Freitas, R. (2014). Monitorização da macrofauna bentónica no âmbito da empreitada de intervenção na zona da barra de Aveiro. Relatório final campanha de Junho 2013. 47 p.

- MONITAR, LDA. (2016). RM_ RH_201609_PA_PORTO DE AVEIRO, RMON 01/20 – 07/15 – 04– ED1/REV0. Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto de Aveiro. Manutenção da qualidade da água. Relatório 4 – Campanha prévia às dragagens – Abril de 2016. 38 p.
- MONITAR, LDA. (2016). RM_BENTONICAS_201609_PA_PORTO DA FIGUEIRA RMON 01/20 – 07/15 – 05– ED1/REV0. Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto da Figueira da Foz. Monitorização das comunidades bentónicas, Relatório 5 – Campanha de Abril de 2016. 36 p.
- MONITAR, LDA. (2016). RM_BENTONICAS _201609_PA_PORTO DE AVEIRO, RMON 01/20 – 07/15 – 06– ED1/REV0. Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto de Aveiro. Monitorização das comunidades bentónicas, Relatório 6 – Campanha de Abril de 2016. 39 p.
- MONITAR, LDA. (2017). RM_BENTONICAS_201704_PA_PORTO DE AVEIRO. Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto de Aveiro. Monitorização das comunidades bentónicas, Relatório 4 – Ano 5 – Campanha de Novembro de 2016. 48 p.
- MONITAR, LDA. (2017). RM_BENTONICAS_201703_PA_PORTO DA FIGUEIRA Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto da Figueira da Foz. Monitorização das comunidades bentónicas, Relatório 3 – Campanha de Novembro de 2016. 36 p.
- Nogueira, M., Vale, C., Caetano, M., Mil-Homens, M., Micaelo, A. C., Brito, P., Raimundo, J., Oliveira, A. P., Macedo, C., Santos, I., Santos, M. L., Silva, R., Granja, R., Pombal, F., Bettencourt, V., Bandarra, C. (2016). AQUICO - Avaliação da Qualidade Química das Águas Conquícolas Litorais. Relatório Científico Final. 35 p.
- Tuaty Guerra, M., Gaudêncio, M. J., Pereira, A. M. (2015). Relatório de monitorização. Comunidades bentónicas no Porto da Figueira da Foz. Contrato IPMA, I.P.- PROMAN S.A. Relatório IPMA, I.P., 15 p.
- SMALLMATEK, LDA. (2018). Relatório de Monitorização Final RM_BENTÓNICAS_201705-09_PA_PORTO DA FIGUEIRA DA FOZ, SMT-
- SMALLMATEK, LDA. (2018). Relatório de Monitorização final. RM_ÁGUA_201706_PA_PORTO DE AVEIRO SMT-APA-02.2018-ED1/REV0. Monitorização ambiental das dragagens e manutenção do Porto de Aveiro. Monitorização da qualidade da água. Relatório final – Ano 6. 49 p.
- SMALLMATEK, LDA. (2018). Relatório de Monitorização final. RM_BENTÓNICAS_201706-12_PA_PORTO DE AVEIRO SMT-APA-MB-02.2018–ED3/REV/1. Monitorização ambiental das dragagens e manutenção do

Porto de Aveiro. Monitorização das comunidades bentónicas. Relatório final Ano
6. 74 p.

D.1.7 Descritor 6: Integridade dos fundos marinhos

O nível de integridade dos fundos marinhos assegura que a estrutura e as funções dos ecossistemas são salvaguardadas e que os ecossistemas bentónicos, em particular, não são afetados negativamente.

D.1.7.1 Introdução

A Decisão da Comissão 2010/477/UE estabeleceu como objetivo de BEA para o Descritor 6 (D6) que “as pressões humanas sobre o leito marinho não devem impedir os componentes do ecossistema de conservar a sua diversidade natural, a produtividade e os processos ecológicos dinâmicos, tendo em conta a resiliência do ecossistema”. Devido à escala de avaliação deste descritor ser particularmente problemática tendo em conta a diversidade das características dos ecossistemas bentónicos, assim como das pressões humanas, a decisão indicava que, após um exame inicial dos impactos e ameaças às especificidades da biodiversidade e das pressões humanas, seria necessário realizar uma avaliação e monitorização e integrar os resultados das avaliações mais estritas nas avaliações em maior escala, ao nível da subdivisão, sub-região ou região.

Na avaliação do estado inicial da integridade dos fundos marinhos da subdivisão do Continente, efetuada em 2012 (MAMAOT, 2012a), as áreas escolhidas dependeram da informação disponível para cada um dos indicadores. Para esta avaliação foram consideradas as atividades que causam perdas ou danos físicos, as áreas onde elas ocorrem, e os critérios e indicadores previstos na Decisão da Comissão 2010/477/UE a saber: o critério 6.1 (danos físicos, tendo em conta as características do substrato), com os indicadores 6.1.1 (tipo, abundância, biomassa e extensão da área do substrato biogénico pertinente) e 6.1.2 (extensão do leito marinho significativamente afetado por atividades humanas para os diferentes tipos de substrato), e o critério 6.2 (condição da comunidade bentónica), com os indicadores 6.2.1 (presença de espécies particularmente sensíveis e/ou tolerantes) e 6.2.2 (índices multimétricos de avaliação da condição e funcionalidade da comunidade bentónica, como a diversidade e riqueza das espécies e a proporção de espécies oportunistas em relação às espécies sensíveis). Em relação ao critério 6.1 foram analisadas e quantificadas a extensão das pressões sobre o fundo marinho, nomeadamente, as causadas por: pesca de arrasto costeiro de peixes e de crustáceos, pesca de moluscos bivalves com ganchorra, recifes artificiais, cabos submarinos, deposição de dragados na plataforma continental geológica, extração de inertes, em particular, de areia para alimentação artificial de praias, e portos e marinas. No entanto, não se conseguiu avaliar o impacto que estas tiveram sobre o fundo, porque se desconhecia a extensão do leito marinho afetado. Por carência de estudos dirigidos, consideraram-se desconhecidas a intensidade ou amplitude das perturbações físicas provocadas pelas atividades elencadas e, portanto,

não foi possível fazer a avaliação do BEA deste critério (MAMAOT, 2012a). Assim, a avaliação do BEA focou-se essencialmente na avaliação da condição das comunidades bentónicas (critério 6.2) de substrato móvel subtidal. Foram consideradas três áreas: A, B, C, por sua vez divididas nas subáreas A1, A2, A3, B1, B2; B3, B4, B5, C1, C2 e C3, e as zonas afetadas por pesca de moluscos bivalves com ganchorra. A avaliação foi realizada através da determinação do índice de qualidade ecológica M-AMBI (Borja et al., 2000) e do rácio entre espécies oportunistas e sensíveis. Adicionalmente, foi efetuada a análise dos teores de oxigénio dissolvido junto ao fundo, considerados indicadores relevantes da condição da comunidade bentónica (e.g. HELCOM, 2017), uma vez que a diminuição de oxigénio junto ao fundo, pode provocar mudanças significativas nas comunidades bentónicas e mortalidades elevadas dos organismos (Rice et al., 2010). Os baixos rácios entre espécies oportunistas e espécies sensíveis, os valores do índice M-AMBI e os níveis do oxigénio dissolvido junto ao fundo (5,5 mg/l-8,8 mg/l), sugeriram uma boa qualidade ecológica das comunidades, compatível com uma boa integridade dos fundos que lhes servem de habitat (MAMAOT, 2012a). Estes resultados levaram a concluir que o BEA foi atingido na subdivisão do Continente para as comunidades bentónicas de substrato móvel subtidal em todas as áreas de avaliação, com graus de confiança variáveis (baixo, médio e elevado).

D.1.7.2 Metodologia e dados

D.1.7.2.1 Áreas de avaliação

Na reavaliação do D6, foram consideradas as mesmas áreas de avaliação (Figura D-42) que no Relatório Inicial. Os critérios utilizados para a definição destas áreas basearam-se na topografia e tipo de fundo (predominantemente arenoso, predominantemente lodoso ou dominado por afloramentos rochosos), na profundidade (em concordância com as comunidades bentónicas e piscícolas identificadas na costa portuguesa) e na intensidade do afloramento costeiro. Foi ainda garantida a harmonização com as tipologias estabelecidas para cada categoria de massas de água adotadas na Diretiva Quadro da Água (Bettencourt *et al.*, 2004).

Foram, ainda, alvo de avaliação específica as seguintes áreas:

- O Banco Gorringe (subárea B4) classificado como Sítio de Importância Comunitária desde 2015 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 59/2015, de 31 de julho), dada a sua importância para a conservação de habitats e espécies marinhas que constam da Diretiva “Habitats”.
- As cinco Áreas Marinhas Protegidas integradas na Rede Nacional de Áreas Protegidas e na rede OSPAR: Parque Natural do Litoral Norte (Figura D-43), Reserva Natural das Berlengas (Figura D-44), Parque Marinho Professor Luiz Saldanha incluído no Parque Natural da Arrábida (Figura D-45), Reserva Natural das Lagoas de Santo

André e da Sancha e Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (Figura D-46).

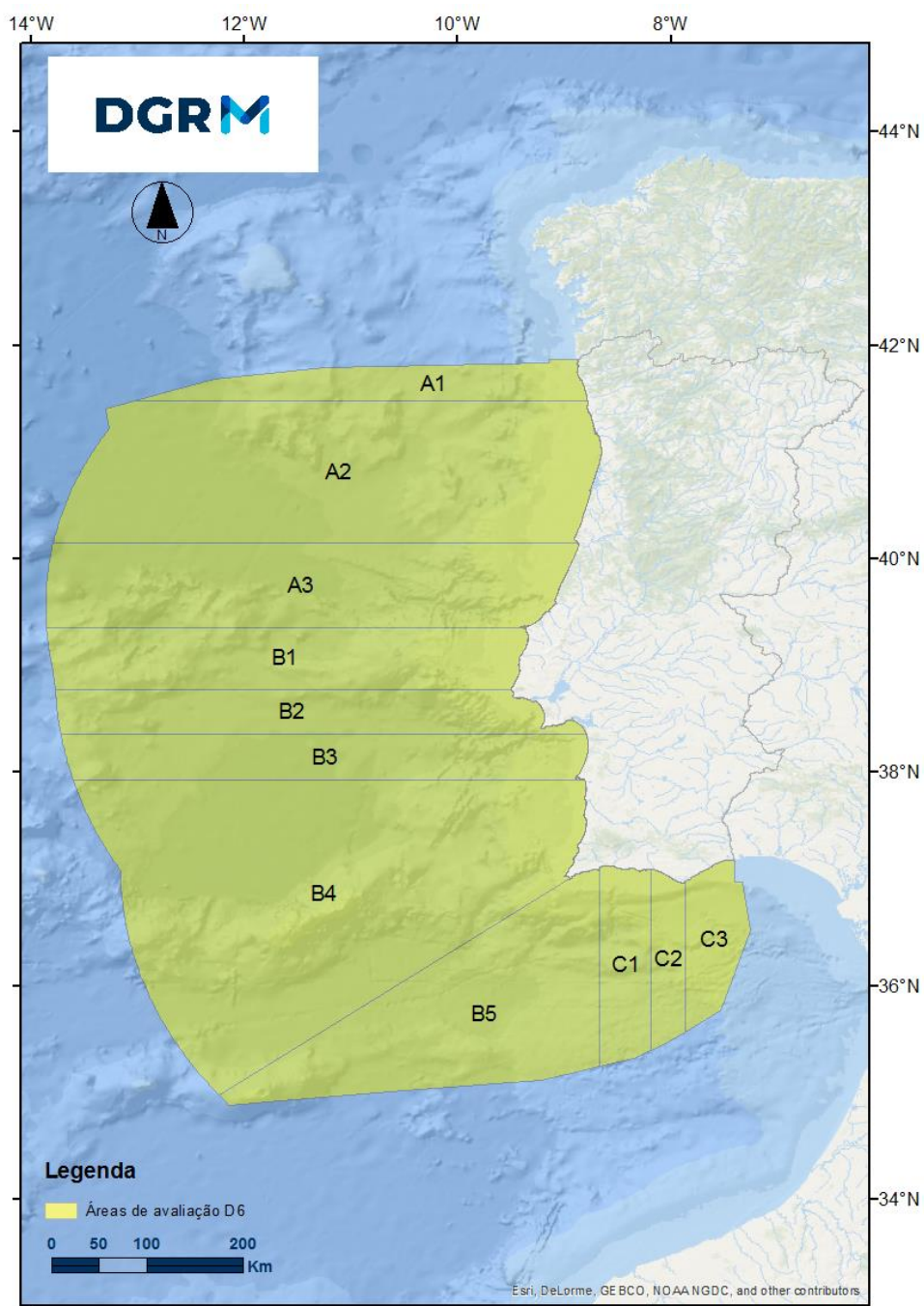


Figura D-42. Áreas de avaliação do D6³¹ na subdivisão do Continente (IPMA, 2018).

³¹ Os limites geográficos destas áreas podem ser consultados no Anexo D-I.



Figura D-43. Parque Natural do Litoral Norte (retirado de MAMAOT, 2012a).

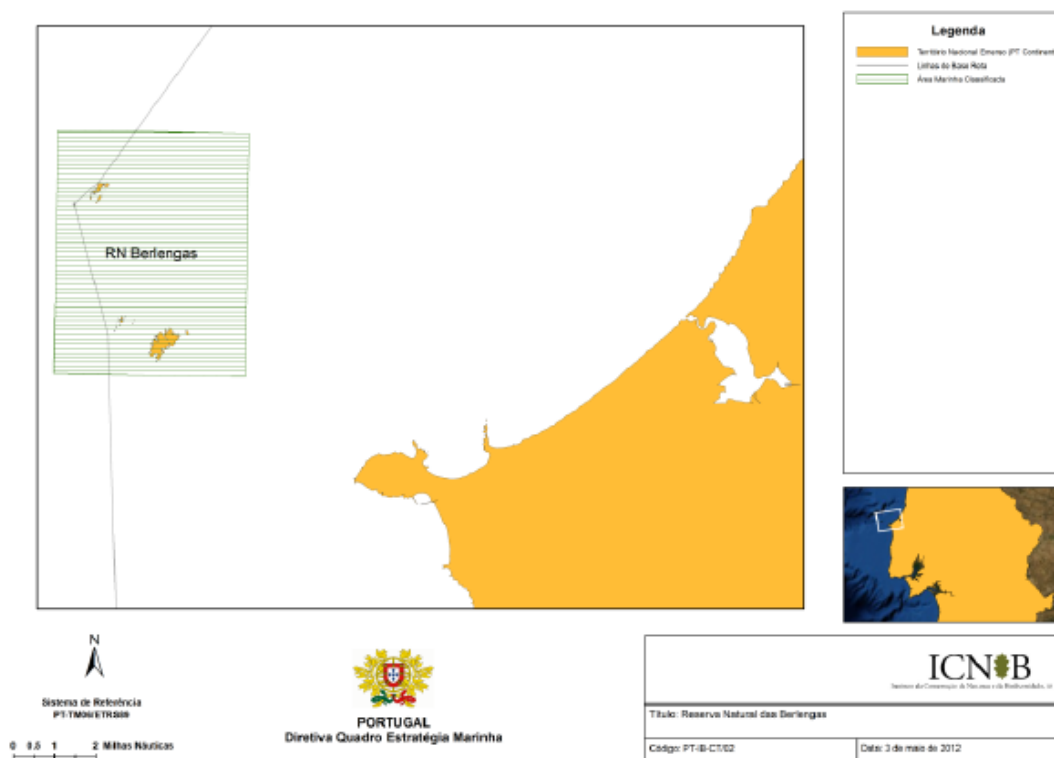


Figura D-44. Reserva Natural das Berlengas (retirado de MAMAOT, 2012a).

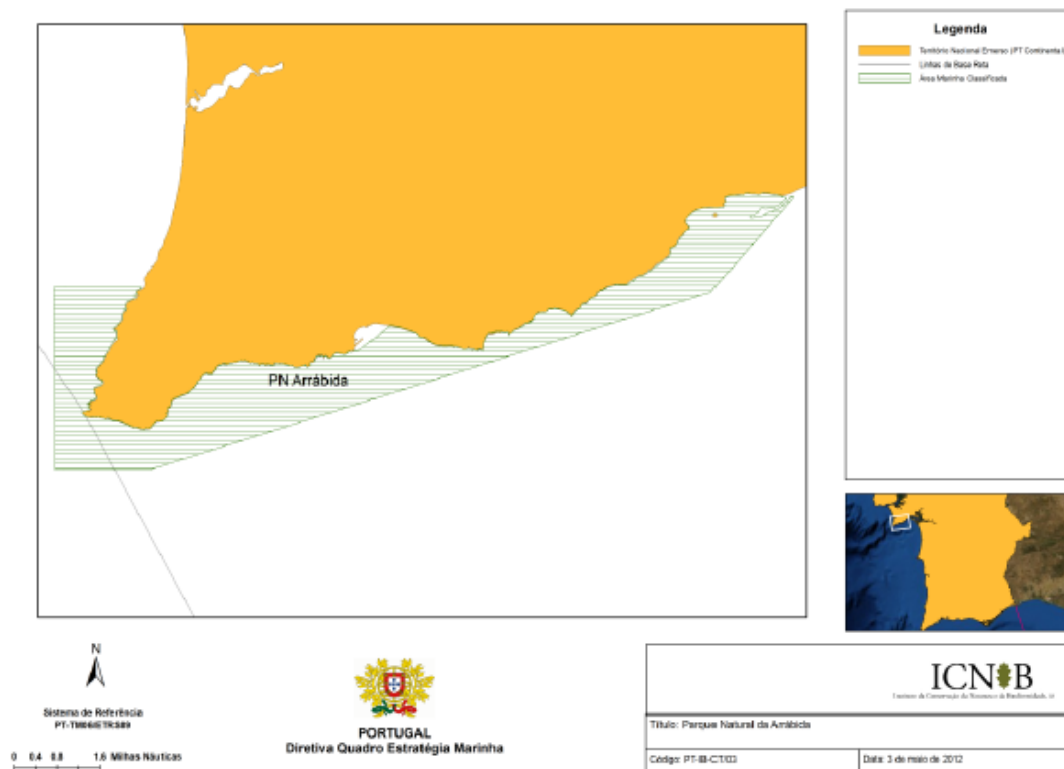


Figura D-45. Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (Parque Natural da Arrábida) (retirado de MAMAOT, 2012a).

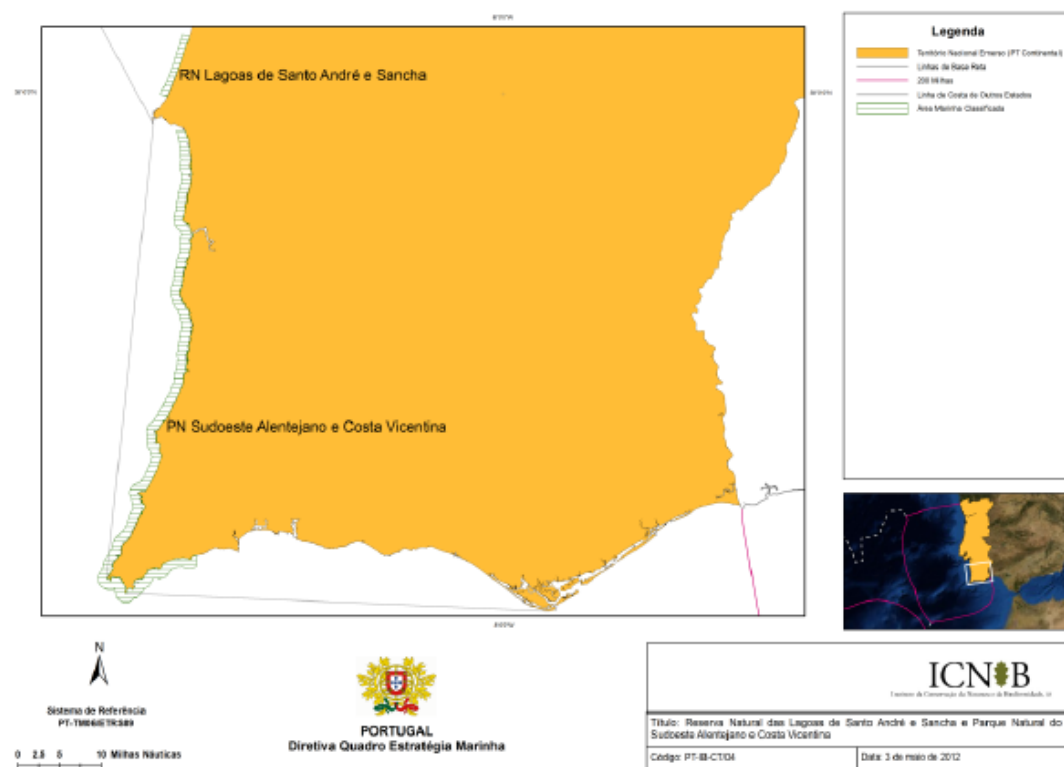


Figura D-46. Reserva Natural das Lagoas de Santo André e Sancha e Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (retirado de MAMAOT, 2012a).

D.1.7.2.2 Critérios para avaliação do BEA

A Decisão (UE) 2017/848 da Comissão considera como pressões antropogénicas pertinentes no fundo marinho: i) perda física (entendida como uma alteração permanente dos fundos marinhos, devido à alteração permanente do substrato ou da morfologia dos fundos marinhos e à extração de substrato do fundo do mar, e que tenha durado ou se preveja que dure dois ciclos de apresentação de relatórios ou mais) e ii) perturbação física (temporária ou reversível entendidas como uma alteração dos fundos marinhos que pode ser recuperada se as atividades causadoras dessa pressão deixarem de ocorrer). Os critérios de avaliação definidos, incluindo os respetivos elementos, unidades de medidas e limiares, são apresentados na Tabela D-55. Os critérios D6C1, D6C2 e D6C3 estão exclusivamente relacionados com as pressões «perdas físicas» e «perturbações físicas», e respetivos impactes, ao passo que, os critérios D6C4 e D6C5 referem-se à avaliação global do D6, e habitats bentónicos no âmbito do D1.

Tabela D-55. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D6 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Perdas físicas dos fundos marinhos (incluindo zonas intermareais)	D6C1 - Primário Extensão e distribuição espacial das perdas físicas (alteração permanente) dos fundos marinhos. Unidades de medida: km² por zona de avaliação	Não aplicável
Perturbações físicas dos fundos marinhos	D6C2 - Primário Extensão e distribuição espacial das perturbações físicas dos fundos marinhos. Unidades de medida: km² por zona de avaliação	
Tipos de habitats bentónicos ou outros tipos de habitats utilizados no âmbito dos descritores 1 e 6.	D6C3 - Primário Extensão espacial de cada tipo de habitat que é afetado negativamente pelas perturbações físicas, através da alteração da sua estrutura biótica e abiótica e das suas funções. Unidades de medida: km² ou em % da extensão natural do habitat na zona de avaliação	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional
Tipos de habitats bentónicos enumerados na Tabela D-56 presentes na região ou sub-região, e outros tipos de habitats suplementares definidos, através da cooperação regional e sub-regional.	D6C4 - Primário A extensão da perda do tipo de habitat, resultante de pressões antropogénicas, não excede uma proporção especificada da extensão natural do tipo de habitat na zona de avaliação. Unidades de medida: km² e em % da extensão natural do habitat D6C5 - Primário A extensão dos efeitos negativos das pressões antropogénicas na condição do tipo de habitat, incluindo a alteração da sua estrutura biótica e abiótica e das suas funções, não excede uma proporção especificada da extensão natural do tipo de habitat na zona de avaliação. Unidades de medida: km² e em % da extensão natural do habitat	A estabelecer através da cooperação a nível da União, tendo em conta as especificidades regionais ou sub-regionais

A Decisão estabelece ainda as normas metodológicas a aplicar na avaliação de cada um dos critérios.

Os tipos de habitats bentónicos a considerar como elementos dos critérios D6C4 e D6C5 são apresentados na Tabela D-56.

Tabela D-56. Tipos de habitats bentónicos incluindo as comunidades biológicas a eles associadas (pertinentes para os critérios associados aos descritores 1 e 6), os quais correspondem a um ou mais tipos de habitats mencionados na classificação de habitats do Sistema Europeu de Informação sobre a Natureza (*European Nature Information System – EUNIS*) (Evans 2016).

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

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

D.1.7.2.3 Dados e fontes de informação disponíveis

Habitats bentónicos e comunidades associadas

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

Atividades humanas

Consideraram-se, as seguintes fontes de informação e dados:

- Pesca de moluscos bivalves com ganchorra

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

- Pesca

Para a avaliação dos critérios D6C1, D6C2 e D6C3 foi utilizada a informação disponível sobre a costa continental (Bueno-Pardo *et al.*, 2017; Eigaard *et al.*, 2017; Ramalho, 2017; Ramalho *et al.*, 2017 e 2018, Amoroso *et al.*, 2018) incluindo a análise de dados VMS disponibilizados pela Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos (DGRM).

- Recifes artificiais

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

- Dragagens e deposição de dragados

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

- Extração de inertes e manchas de empréstimo

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

Além destes, foram considerados mais dois estudos: um com a identificação e mapeamento das principais pressões humanas ao longo de toda a costa, onde se calculou o impacto cumulativo das mesmas (Batista, 2014), e outro sobre o efeito que a poluição do estuário do Mondego tem nas comunidades bentónicas das áreas costeiras adjacentes (subáreas A2 e A3) (Gaspar *et al.* 2017).

D.1.7.3 Resultados

D.1.7.3.1 Caracterização de habitats e comunidades bentónicas

Como resultado de estudos de classificação e mapeamento de habitats bentónicos em AMP (Monteiro *et al.*, 2013; Henriques *et al.*, 2015), foram propostos novos habitats bentónicos, classificados segundo o sistema EUNIS, no Algarve (subáreas B5, C1 e C2), no Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (subárea B2) e no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (subárea B4). No Algarve foram identificados 15 habitats bentónicos, entre a linha de costa e 30 metros de profundidade, dos quais 7 são novas propostas para a classificação EUNIS. Destes novos habitats, 6 estão localizados na subárea B5 (Figura D-47) e 5 nas subáreas C1 e C2 (Figura D-48).

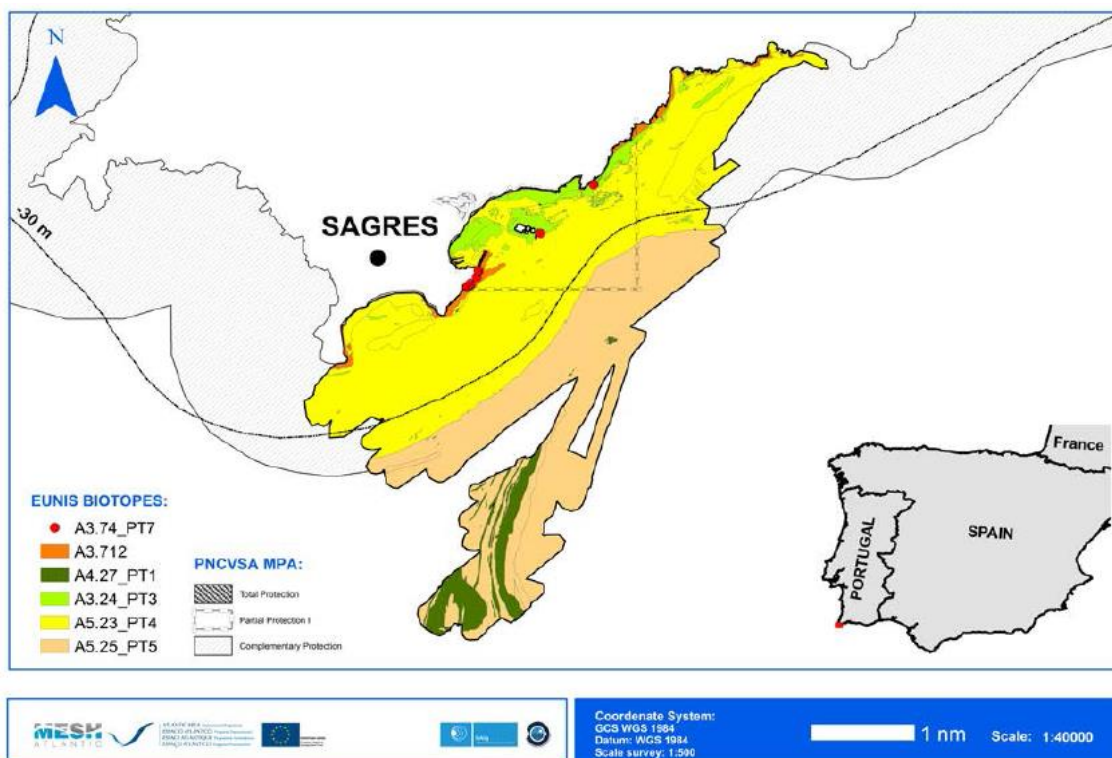


Figura D-47. Localização dos habitats bentónicos da costa do Algarve (Sagres) classificados segundo o sistema EUNIS (PT – novos habitats). (Retirado de Monteiro *et al.*, 2013).

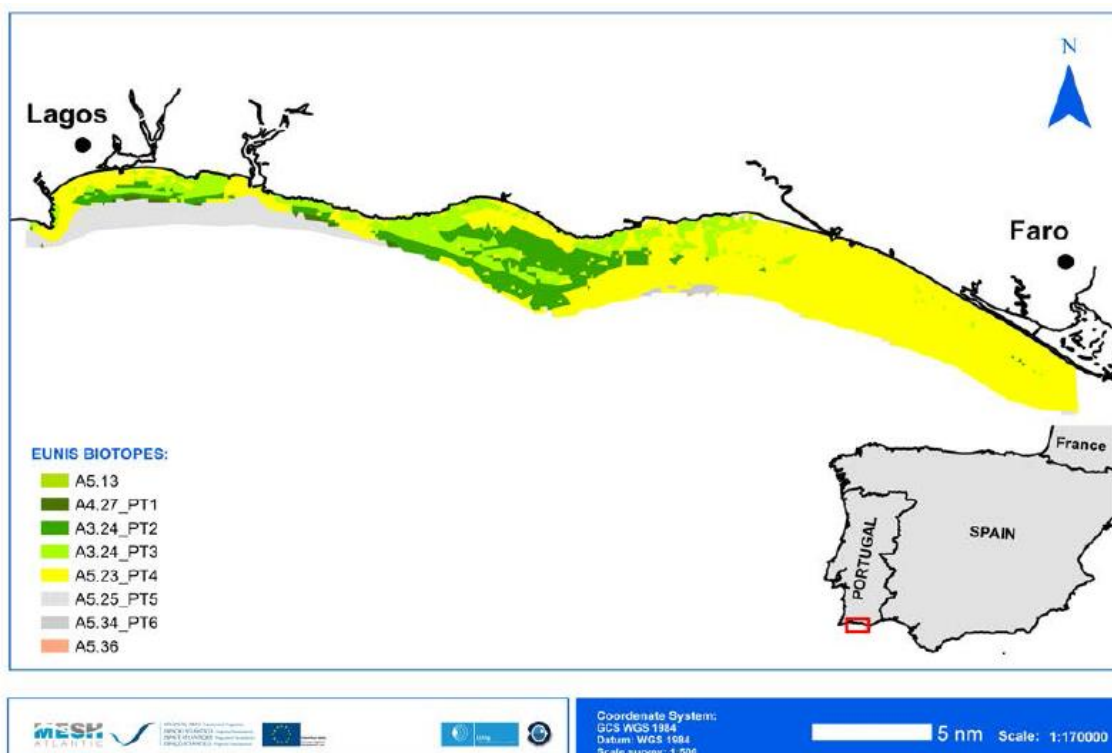


Figura D-48. Localização dos habitats bentónicos da costa central do Algarve classificados segundo o sistema EUNIS (PT – novos habitats). (Retirado de Monteiro *et al.*, 2013).

No Parque Marinho Professor Luiz Saldanha, foram identificados 35 habitats bentónicos (Figura D-49), dos quais 17 são novas propostas para o sistema EUNIS.

No Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, foram identificados 18 habitats bentónicos (Figura D-50), dos quais 4 são novas propostas para o sistema EUNIS.

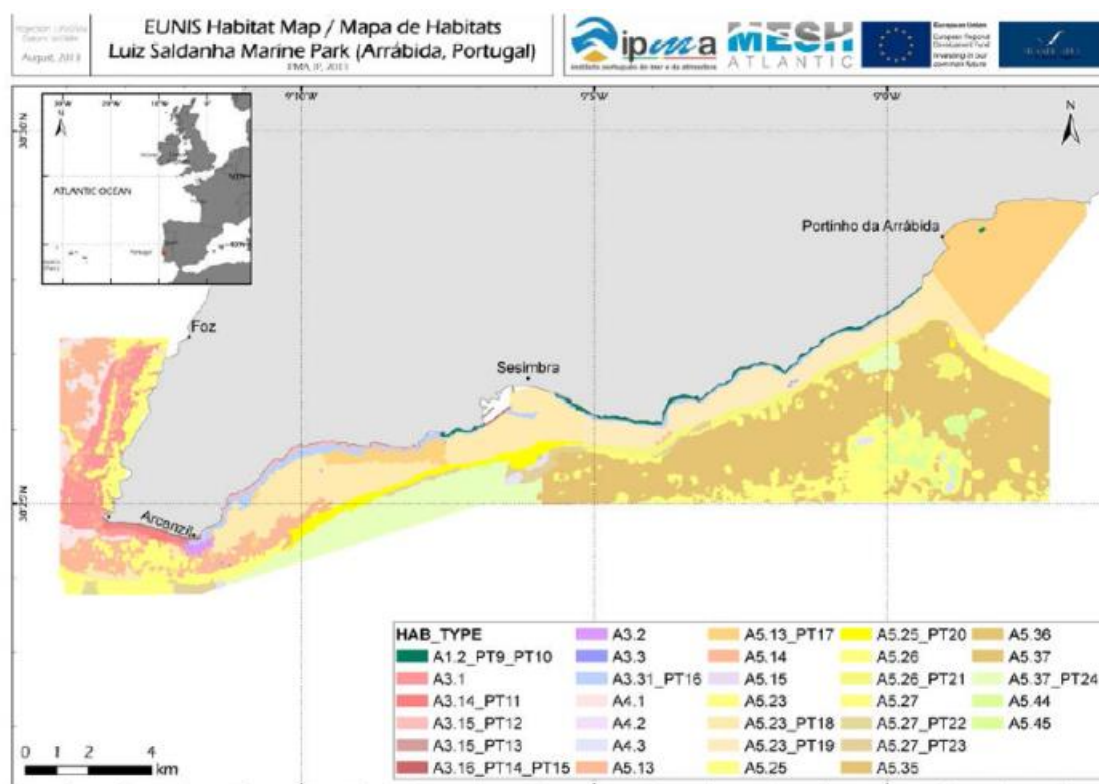


Figura D-49. Localização dos habitats bentónicos no Parque Marinho Professor Luiz Saldanha, classificados de acordo com o sistema EUNIS (PT – novos habitats). (Retirado de Monteiro *et al.*, 2013).

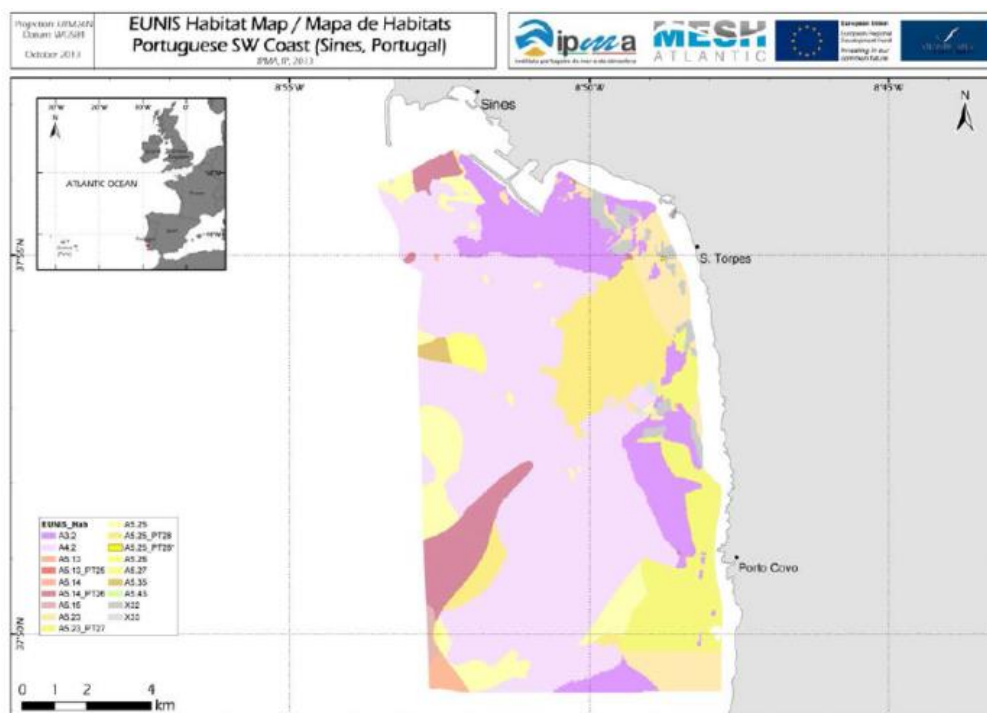


Figura D-50. Localização dos habitats bentónicos no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, classificados segundo o sistema EUNIS (PT – novos habitats). (Retirado de Monteiro *et al.*, 2013).

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

No estudo realizado por Gomes *et al.* (2018) foi calculado o valor biológico marinho ao longo da costa continental portuguesa, incluindo a macrofauna bentônica, tendo-se analisado o valor intrínseco da biodiversidade *per se*, independentemente de qualquer atividade humana. Nesta análise, foram estudados 145 locais distribuídos em linhas perpendiculares à linha de costa, entre 13 e 195 metros de profundidade (Martins *et al.*, 2013 e 2014b). No total, foram identificados, até o nível da espécie, 26 315 organismos, resultando em 603 espécies. As zonas com maior valor biológico foram Aveiro (A2), Cabo Carvoeiro (A3 e B1), sul de Setúbal (B2 e B3) e região sul do país (subáreas B5, C1 e C2).

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

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

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

Foi realizado um estudo sobre a diversidade de macroalgas marinhas em fundos de *maerl* no Atlântico Nordeste, com o intuito de chamar a atenção para as lacunas de informação e fornecer uma linha de base para futuras avaliações (Peña *et al.*, 2014). Este catálogo contém 60 espécies de macroalgas, registadas entre Armação de Pera e Lagos, no Algarve (subárea C1), incluindo duas novas ocorrências para Portugal: *Gelidiella calcicola* Maggs & Guiry, 1988 and *Gelidium maggsiae* Rico & Guiry, 1997. A biodiversidade relativamente baixa encontrada nestes fundos de *maerl* está relacionada com o facto de estes serem pequenos (cerca de 3 km²) e estarem confinados a águas mais profundas (13 – 23 metros) do que aquelas em que ocorrem normalmente as macroalgas (Peña *et al.*, 2009). Também, num estudo realizado por Assis *et al.* (2017) sobre a distribuição das macroalgas marinhas ao longo do tempo, foram identificadas perdas na distribuição da macroalga *Saccorhiza polyschides* (Lightfoot) (Batters, 1902) em Lagos (subárea C1), deslocando-se para o nordeste da península ibérica com ocorrências descontínuas no sudoeste de Portugal e em Marrocos ocidental, apenas em regiões de *upwelling*.

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

Nas subáreas B5, C1, C2 e C3, no golfo ibero-marroquino (também conhecido como golfo de Cádiz), foram analisadas vastas áreas batiais (até um máximo de 5000 m de profundidade) que abrigam uma grande diversidade de habitats bentónicos classificados como habitats naturais de interesse comunitário no âmbito da Rede Natura 2000. Estes incluem: (i) o Habitat 1180 “Estruturas submarinas originadas por emissões gasosas”, tais como vulcões de lama (por exemplo, Sagres, Carlos Ribeiro, Bonjardim, Porto, Mikhail Ivanov) a profundidades entre 1500 e 4800m, e áreas de chaminés e crostas carbonatadas formando por vezes cristas e escarpas ao longo da margem sul portuguesa a profundidades entre 600 e 1200m; (ii) o Habitat 1170 “Recifes” formados por substratos de origem geológica e biológica incluindo recifes e colónias isoladas de corais pétreos [*Madrepora oculata* Linnaeus, 1758, *Desmophyllum pertusum* (Linnaeus, 1758) e *Dendrophyllia cornígera* (Lamarck, 1816)], agregações de gorgónias (por exemplo, *Callogorgia verticillata* (Pallas, 1766) e *Acanthogorgia hirsuta* Gray, 1857) e de esponjas (ex. *Asconema setubalense* Kent, 1870), considerados como habitats vulneráveis (Thompson *et al.*, 2016). A

biodiversidade destes habitats tem vindo a ser estudada nas duas últimas décadas dando origem a diversas publicações recentes (por exemplo, Cunha *et al.*, 2013b; Génio *et al.*, 2013; Rodrigues *et al.*, 2013; Ravara e Cunha, 2016, Ravara *et al.*, 2017; Esquete e Cunha, 2017 e 2018), que atestam a singularidade destas comunidades bentónicas frequentemente associadas a ecossistemas quimiossintéticos e a um elevado grau de novidade taxonómica e com provável endemismo.

D.1.7.3.2 Efeitos das atividades humanas nos habitats bentónicos e comunidades associadas

Recentemente, foi realizado um estudo onde se identificaram e mapearam as principais pressões humanas ao longo de toda a costa de Portugal Continental, entre a linha de costa e as 12 milhas náuticas, de forma a calcular o impacte cumulativo das mesmas (Batista, 2014). Os valores mais altos de impacte cumulativo foram obtidos para as zonas mais perto da costa onde estão, também, localizadas as AMP. A maioria das AMP está cercada por zonas sujeitas a pressões muito elevadas, perto de grandes núcleos urbanos e regiões industrializadas. No entanto, como se tratou de uma análise global incidindo sobre todo o meio marinho, não permitiu avaliar apenas qual o impacte das pressões humanas sobre o fundo marinho.

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

Das pressões mais relevantes para este descritor, destacam-se:

- Pesca de moluscos bivalves com ganchorra

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

subáreas B2 e B3, e ente os 3 e os 15 metros de profundidade entre Vila Real de Santo António e Olhos d'Água (subáreas C2 e C3).

▪ Pesca

Foi avaliado o esforço de pesca por arrasto de fundo da secção da frota licenciada para o arrasto de crustáceos nos anos de 2012 a 2014, utilizando os dados do Sistema de Monitorização Contínua da Atividade da Pesca (VMS) (Bueno-Pardo *et al.*, 2017). A frota de arrasto de crustáceos representa apenas 20% dos arrastões licenciados (25 em 128 licenças, nos anos estudados) e captura, também, acessoriamente, espécies de peixes e de cefalópodes. As principais espécies capturadas são os crustáceos *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758) e *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846), os cefalópodes *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 e *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758, e os peixes *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758), *Micromesistius poutassou* (Risso, 1827) e *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758). As áreas do fundo afetadas por esta atividade foram estimadas em 12262,13815 e 11349 km², respetivamente em 2012, 2013 e 2014. O esforço de pesca mais elevado recaiu sobre a zona sul (subáreas B5, C1, C2 e C3) com uma média anual de 10,26-11,93 h/ano/cel (1 cel = 1,006 km²), correspondendo a uma percentagem cumulativa de área afetada por célula de 453-527%. Segue-se a subárea B4 (3,91-5,84 h/ano/cel, 173-258%) e a subárea A3 (1,74-2,36 h/ano/cel, 77-104%). Os habitats EUNIS afetados na subárea A3, onde ocorre principalmente pesca de peixe por arrasto de fundo, foram, por ordem decrescente de área afetada, sedimentos circalitorais mistos (MC4), areias circalitorais ao largo (MD5) e areias circalitorais (MC5). Já a sul (subáreas C1, C2, C3 e B5) e na subárea B4, predomina a pesca de arrasto de crustáceos, sendo que os habitats afetados foram principalmente habitats da zona batial superior sul: (i) lodos (ME6), areias (ME5) e indeterminados (granulometria não determinada/desconhecida) nas subáreas C1, C2, C3 e B5; e (ii) areias lodosas (ME5), lodos (ME6), areias (ME5) e indeterminados na subárea B4. Sublinha-se que estas estimativas não consideram o esforço nem a pressão exercida sobre os fundos pelo conjunto das frotas de arrasto de fundo de crustáceos e de peixes, pelo que a área total impactada é consideravelmente maior. O estudo das comunidades bentónicas realizado por Alves (2013), numa área a 500 m de profundidade entre Olhos de Água e Tavira, incluída na subárea C2, teve como objetivo avaliar os impactes da pesca de arrasto nestes ecossistemas marinhos. Os resultados foram inconclusivos relativamente à aplicação de índices de biodiversidade (riqueza taxonómica, índice de Shannon-Wiener) em zonas sujeitas a atividade de pesca e em zonas sem pesca. No entanto, as análises da estrutura funcional da macrofauna mostram uma tendência para a predominância de detritívoros generalistas nas zonas afetadas pela pesca, tolerância essa que foi interpretada como uma resposta a uma maior homogeneidade dos sedimentos e de matéria orgânica associada, assim como de organismos oportunistas com maior mobilidade (incluindo necrófagos e predadores), os quais respondem rapidamente a

perturbações físicas, ressuspensão dos sedimentos e fontes de alimento irregulares. Nas zonas não afetadas pela pesca foi observada uma maior abundância de organismos sésseis e tubícolas, menos tolerantes a perturbações físicas, e de grupos tróficos mais seletivos em resposta a uma maior heterogeneidade do habitat (Alves, 2013). Durante o mesmo estudo foi detetado, numa zona sem pesca, um campo de crinóides que pode ser considerado como um habitat sensível indicador de ambientes não perturbados (Fonseca *et al.*, 2014).

O estudo realizado na subárea B3 foi bastante mais abrangente, tendo incluído a análise da composição, biodiversidade e estrutura trófica das comunidades de mega-epifauna e de macrofauna bentónica em áreas de pesqueiro de lagostim, áreas adjacentes e áreas não impactadas por pesca de arrasto, bem como a observação de alterações nos fundos marinhos e a avaliação da manutenção de funções do ecossistema (por exemplo, reciclagem de nutrientes, bioturbação e respiração) (Ramalho, 2017). As imagens recolhidas com um veículo submersível evidenciaram alterações no leito marinho em zonas de pesqueiro, incluindo uma topografia aplanada, elevada frequência de marcas de portas e redes de arrasto e pouca evidência de bioturbação. A riqueza específica, o índice diversidade de Shannon-Wiener e o índice de rarefação de Hurlbert (número esperado de grupos tróficos) da mega-epifauna mostraram correlações negativas significativas com a pressão por pesca de arrasto (h/ano/cel). Só foram observados organismos sensíveis, tais como várias espécies de Pennatulacea (octocorais), em zonas não afetadas por arrasto, enquanto que outras espécies de cnidários, como a anémone *Actinauge richardi* (Marion, 1882), permanecem em zonas de grande intensidade de arrasto aparentando alta resistência à perturbação causada pela aquela arte de pesca. No estudo da macrofauna, a baixa dissimilaridade entre comunidades de áreas de pesqueiro e de áreas adjacentes sugere que alguns dos impactes da pesca de arrasto (por exemplo a pluma de sedimentos suspensos) se podem estender para além da área diretamente afetada. Apesar das diferenças na composição e estrutura das comunidades, evidentes nas várias análises multivariadas, os índices de biodiversidade determinados não exprimiram qualquer relação estatisticamente significativa com a pressão por pesca. A complexidade trófica foi mantida nas áreas de pesqueiro, mas a redundância trófica diminuiu, o que traduz uma maior vulnerabilidade a perturbações adicionais e/ou continuadas (Ramalho *et al.*, 2018). Nas zonas mais perturbadas foi observada a depleção de várias funções regulatórias do ecossistema (por exemplo, produção secundária microbiana, bio-irrigação, bioturbação), que são normalmente mediadas pela fauna afetada e podem estar relacionadas com alterações na sua composição e espetro de tamanhos (Ramalho, 2017).

Com base na análise de dados VMS para o período 2012-2017, excetuando no Banco Gorringe, foi feita uma estimativa da percentagem de área impactada pela pesca de arrasto de fundo nas subáreas de avaliação do D6 (Tabela D-57). Salienta-se que esta análise foi feita apenas com base na frota de pesca de arrasto nacional, não inclui os

dados VMS dos barcos espanhóis que operam ao abrigo do acordo entre Portugal e Espanha. As áreas mais impactadas são as localizadas no Sul (as subáreas C1 e C2 com uma média de aproximadamente 12% e a subárea C3 com uma média de aproximadamente 20%). A intensidade de pesca sofreu um aumento, principalmente nas áreas B e C no final do período em apreço, sendo que a área C, principal zona de pesca da frota de crustáceos, apresenta os níveis de intensidade de pesca mais elevados (Figura D-51).

Tabela D-57. Áreas impactadas (%) pela pesca de arrasto de fundo nacional no período 2012-2017 na subdivisão do Continente (Banco Gorringe não incluído), calculadas a partir dos dados VMS da frota de pesca nacional.

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

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

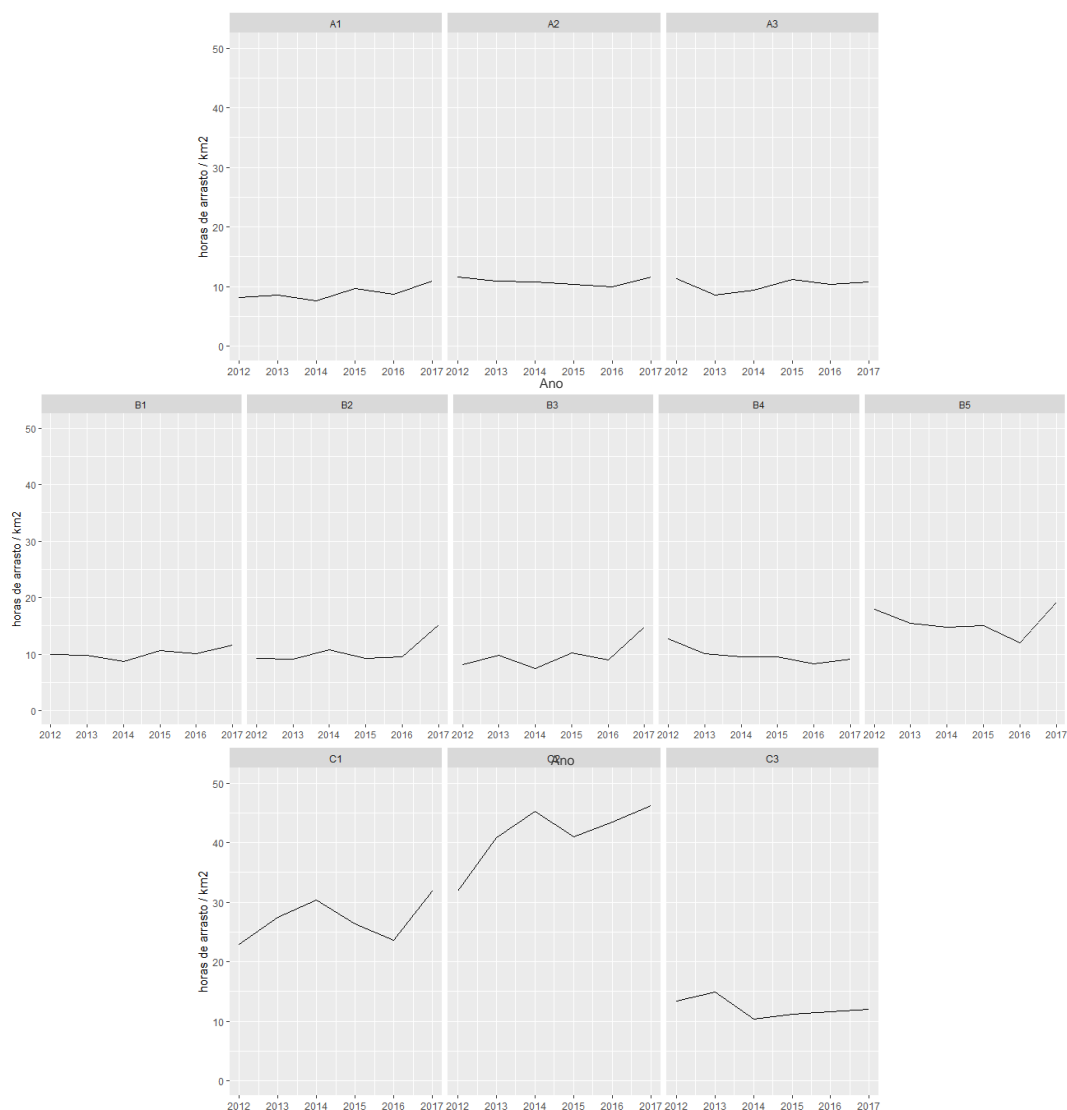


Figura D-51. Variação do esforço de pesca de arrasto de fundo da frota nacional por unidade de área nas áreas de avaliação da subdivisão do Continente no período 2012-2017.

No Banco Gorringe foram avaliados os habitats e biodiversidade presente nas zonas de recife rochoso nos intervalos de profundidade 0–50, 50–150, 150–300, 300–600 e mais de 600m (Correia, 2013). Neste estudo foi identificada a origem dos impactes nestes habitats de recife rochoso: i) perturbação biológica (extração seletiva de espécies, incluindo espécies-alvo e acessórias) e, ii) outra perturbação física (lixo marinho), estando a origem destas pressões na atividade piscatória polivalente e na poluição causada pelas embarcações. Recentemente também foram identificados novos ecossistemas marinhos vulneráveis no monte submarino Ormonde, no Banco Gorringe (ICES 2018) (Figura D-52)

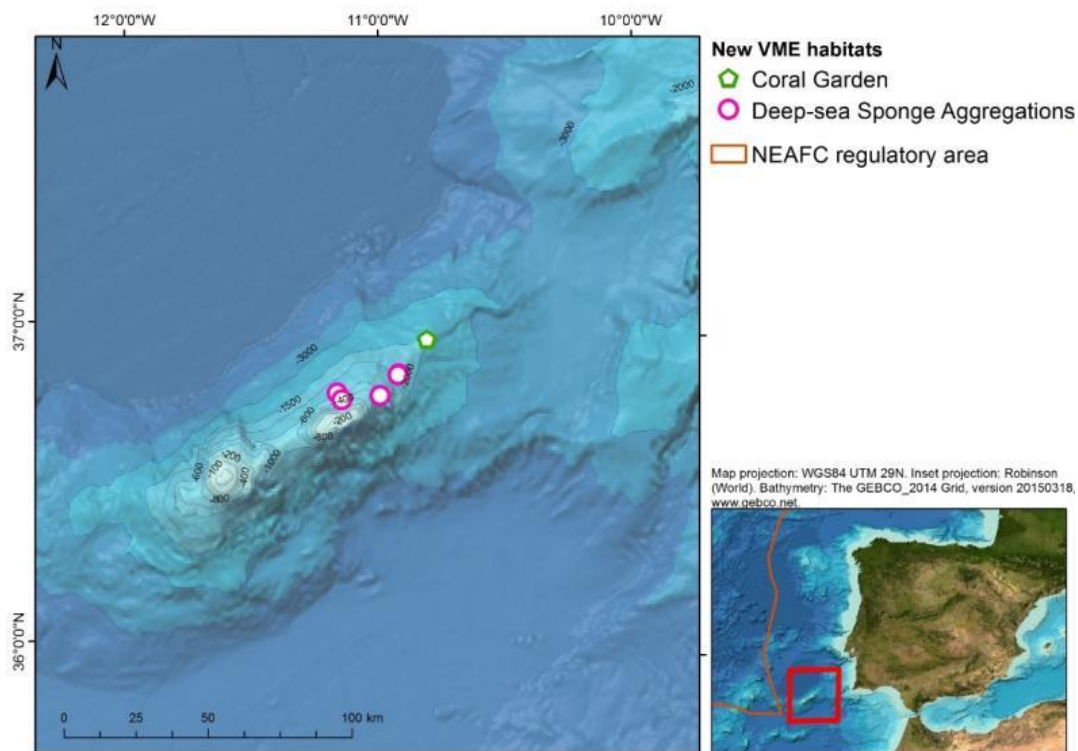


Figura D-52. Novos habitats bentônicos propostos para inclusão na lista de ecossistemas marinhos vulneráveis (retirado de ICES 2018).

O estudo realizado por Vieira *et al.* (2015), nos montes submarinos Gettysburg e Ormonde, que fazem parte do banco Goringe, mostra que as atividades piscatórias contribuem para o incremento de lixo marinho, com uma elevada frequência de materiais de pesca perdidos (cabos, palangres e redes), especialmente no topo dos montes (ca. de 4 itens por km linear), sendo a tipologia do lixo alterada para objetos de metal, vidro e plástico e diminuindo em frequência nos flancos até profundidades de 3000 m (1-2 itens por km). Estes valores são comparativamente mais baixos do que os encontrados nas margens continentais.

- Recifes artificiais

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

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

▪ Dragagens e deposição de dragados

Os locais de deposição de dragados no mar, associados a 6 portos comerciais e a 12 portos de pesca do continente, representam uma área total de cerca de 20 km² (Portela, 2018). Trata-se de um valor próximo do que se obteria admitindo uma área média de 1 km² por porto. No porto de Lisboa, localizado na subárea B2, a imersão de sedimentos silto-argilosos e mistos verifica-se principalmente no sector inferior do estuário; nos restantes portos, a imersão destes sedimentos faz-se no mar, a profundidades geralmente entre 20 e 50 m e, por vezes, superiores. No caso das areias limpas, estas são utilizadas na alimentação de praias ou repostas no trânsito sedimentar litoral. Relativamente à reposição de areias no trânsito sedimentar litoral, que mais diretamente pode afetar os fundos marinhos, é proposta tipicamente a profundidades da ordem de 5 m ZH (Portela 2011, 2018). Na Costa Nova em Aveiro (subárea A2) e na Caparica em Lisboa (subárea B2), as áreas envolvidas são da ordem de 1-2 km².

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

completa, embora os indicadores de diversidade e qualidade ecológica apontassem para uma recuperação das comunidades (Oliveira *et al.*, 2018b).

No porto de Aveiro, localizado na subárea A2, foram caracterizadas as comunidades bentónicas em zonas sujeitas a operações de dragagem e de deposição de dragados (Magalhães *et al.*, 2014; Martins *et al.*, 2014a; Tuaty-Guerra *et al.*, 2015b; Lopes *et al.*, 2016^a e 2017; Oliveira *et al.*, 2018b). A partir de 2014, ano em que tiveram início as dragagens de manutenção (fase de exploração), foram efetuadas as intervenções descritas na Tabela D-58.

Tabela D-58. Volumes e períodos das dragagens de manutenção realizadas na fase de exploração, assim como os períodos em que foram amostrados sedimentos para monitorizar o impacto das atividades sobre as comunidades bentónicas (retirado de Oliveira *et al.*, 2018b).

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

A análise temporal demonstrou uma melhoria notável de todos os indicadores, em 2017, face aos anteriores anos amostrados (Oliveira *et al.*, 2018b). A magnitude dos impactes nas comunidades de macrofauna bentónica, devido às dragagens e deposição dos dragados, foi reduzida e as medidas previstas no Estudo de Impacto Ambiental e na Declaração de Impacto Ambiental, e que foram adotadas, foram consideradas adequadas, não havendo necessidade de implementar novas medidas de minimização (Oliveira *et al.*, 2018b). No entanto, o estudo anteriormente referido, recomenda a continuidade das monitorizações de futuras intervenções de longa duração e no âmbito do cumprimento do Título de Utilização Privativa do Espaço Marítimo Nacional (TUPEM).

No estuário do Tejo, localizado na subárea B2, foram realizados estudos nos quais foram reportados aumentos das concentrações de metais pesados em sedimentos durante operações de dragagem com a duração de 5 meses. A ressuspensão dos sedimentos e a turbidez desencadeada pelo processo de dragagem interferiu na estrutura da comunidade fitobentónica através da deslocação das diatomáceas

bentónicas para a coluna de água, mantendo-se a diversidade de espécies, apesar das espécies sensíveis terem desaparecido (Cabrita, 2014). Num estudo anterior realizado no mesmo local, também se verificou que o aumento da concentração de metais pesados, assim como a turbidez causada pela ressuspensão sedimentar associada às dragagens, influenciaram a estrutura da comunidade fitobentónica local, embora não se tivesse registado redução de biomassa (Brogueira *et al.*, 2007). Assim, apesar da riqueza de espécies ter sido mantida, os índices utilizados para avaliação dos impactes ocasionados pelas dragagens não conseguiram pôr em evidência as alterações ocorridas na comunidade, pelo que não se revelaram adequados à análise efetuada.

▪ Extração de inertes e manchas de empréstimo

O recurso a manchas de empréstimo para alimentação de praias na plataforma continental da subdivisão do Continente tem ainda pouca expressão e centra-se principalmente no Algarve (área de avaliação C). A partir de 2010, o volume total depositado foi de 9,3 Mm³ no âmbito de 42 intervenções efetuadas até 2017, das quais 15 foram realizadas na costa do Algarve (Pinto *et al.*, 2018). Porém, o relatório do Grupo de Trabalho do Litoral (Andrade *et al.*, 2014) preconizou a identificação de manchas de empréstimo a profundidades entre 20 e 35 m em diversos trechos, nomeadamente, Espinho-Torreira, Praia da Barra-Mira, Figueira da Foz-Leirosa e Costa da Caparica, para a realização futura de operações de extração de areia de elevada magnitude. A identificação e as dimensões das manchas de empréstimo potenciais são apresentadas na Tabela D-59.

Tabela D-59. Identificação e características das manchas de empréstimo potenciais (Andrade *et al.*, 2014).

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

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

D.1.7.4 Determinação e avaliação do BEA

Para a análise do D6 foram utilizados os critérios D6C1, D6C2 e D6C3. A avaliação do BEA foi feita por julgamento pericial com base no critério D6C3, uma vez que não foram ainda estabelecidos valores-limiar a nível regional ou sub-regional. Os critérios D6C4 e D6C5 não foram considerados devido à insuficiência da informação disponível e uma vez que os valores-limiar destes critérios terão de ser estabelecidos através da cooperação a nível da União assim como o método para avaliar o estado de cada tipo de habitat com base nestes critérios.

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

Na Costa Nova em Aveiro (subárea A2), tal como na Costa da Caparica (subárea B2), as zonas sujeitas a operações de dragagem têm entre 1 e 2 km² de superfície. No porto de Aveiro (subárea A2) verificou-se uma redução da magnitude dos impactos nas comunidades de macrofauna bentónica provocados pelas dragagens e deposição dos dragados, com uma melhoria notável de todos os indicadores analisados, em 2017, face aos anteriores anos amostrados (Oliveira *et al.*, 2018b). No entanto, verificou-se um rápido crescimento de espécies de macroalgas oportunistas devido à contaminação da água do estuário do Mondego, a qual poderá atingir até 7 km a norte e a sul da foz do rio (Gaspar *et al.*, 2017). Embora não existam novos dados sobre o impacto da pesca com ganchorra nas comunidades bentónicas destas duas subáreas, salienta-se que esta atividade é exercida apenas entre 5 e 35 m de profundidade, na subárea A2, e entre 3 e 25 m, na subárea B2, e que, em 2012, foi atribuído o BEA às zonas onde é exercido este tipo de pesca (MAMAOT, 2012a). Finalmente, a percentagem da área impactada pela pesca de arrasto de fundo nacional com VMS é aproximadamente 6%, na subárea A2, e 2,4%, na subárea B2. Assim, a superfície afetada pelas atividades antropogénicas aparenta ser proporcionalmente pouco representativa em relação à superfície total das subáreas (<10%), mas em face da escassez de informação sobre os efeitos nos habitats e comunidades associadas, considerou-se não ser possível avaliar o BEA nas subáreas A2 e B2.

Na subárea A3, a superfície impactada pela pesca de arrasto de fundo nacional com VMS representa aproximadamente 6% da área total da mesma. Nesta mesma

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

Nas subáreas B4, B5, C1, C2 e C3 a área impactada pela pesca de arrasto de fundo nacional com VMS representa aproximadamente 2%, das subáreas B4 e B5, 12%, das subáreas C1 e C2, e 20%, da subárea C3. No entanto, não há informação sobre os efeitos nas estruturas biótica e abiótica dos habitats, assim como nas suas funções relativamente ao período de avaliação. Nas subáreas C1 e C2 foram registadas perdas de habitat de pradarias marinhas, entre os anos 2007 e 2009 (Cunha *et al.*, 2013a). Por outro lado, os habitats naturais de interesse comunitário do golfo ibero-marroquino, localizados nas subáreas B5, C1, C2 e C3, têm sido alvo de estudos para avaliar a sua biodiversidade. Nestes habitats, não se têm identificado impactes de origem antropogénica, provavelmente por estarem localizados em zonas de grande profundidade e difícil acesso. Considerando o carácter pontual e a insuficiência da informação disponível, considerou-se não ser possível avaliar o BEA das subáreas B4, B5, C1, C2 e C3.

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

A avaliação do BEA de cada subárea, sempre que possível, é acompanhado de um grau de confiança com três escalões – baixo, médio e elevado - tal como na avaliação de 2012, o qual reflete as limitações encontradas ao nível da informação disponível e da análise realizada.

Avaliação do BEA do D6 (com base nos critérios D6C1, D6C2 e D6C3) e respetivo grau de confiança por área de avaliação são apresentados na Tabela D-60. Na Tabela

D-61 são apresentados os resultados para o Banco Gorringe e áreas marinhas protegidas.

Tabela D-60. Avaliação do BEA do D6 (com base nos critérios D6C1, D6C2 e D6C3), e respetivo grau de confiança, por área de avaliação.

Áreas de avaliação		BEA	Grau de Confiança
A	A1	Não avaliado	-
	A2	Não avaliado	-
	A3	Não avaliado	-
B	B1	Não avaliado	-
	B2	Não avaliado	-
	B3	Não avaliado	-
	B4	Não avaliado	-
	B5	Não avaliado	-
C	C1	Não avaliado	-
	C2	Não avaliado	-
	C3	Não avaliado	-

Tabela D-61. Avaliação do BEA do Banco Gorringe e das cinco Áreas Marinhas Protegidas, com base nos critérios D6C1, D6C2 e D6C3.

Área de avaliação	BEA	Grau de Confiança
Banco Gorringe	Não avaliado	-
Parque Natural do Litoral Norte	Atingido	Baixo
Reserva Natural das Berlengas	Atingido	Baixo
Parque Natural da Arrábida	Atingido	Médio
Reserva Natural das Lagoas de Santo André e Sancha	Atingido	Baixo
Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina	Atingido	Médio

Nas AMP Parque Natural do Litoral Norte, Reserva Natural das Berlengas e Reserva Natural das Lagoas de Santo André e Sancha, apesar de não existir nova informação para a reavaliação do estado ambiental, foi decidido atribuir a classificação de BEA atingido - uma vez que são áreas sujeitas a medidas de conservação - mas com um grau de confiança baixo, devido à inexistência de novos dados.

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

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

D.1.7.5 Metas e Indicadores

A utilização dos novos critérios de avaliação do D6, resultantes da publicação da Decisão 2017/848 da Comissão, traduziu-se numa avaliação do estado deste descritor, para a maioria das áreas, indeterminado. Assim, até à definição dos limiares, a nível da União Europeia, considera-se que as metas devem ser centradas na preservação de áreas de particular relevância face às pressões antropogénicas e na diminuição das pressões atualmente existentes na subdivisão (Tabela D-62).

Tabela D-62. Metas ambientais e indicadores para o D6.

N.º meta	ABIPT-T1-D6Cont
Meta	Diminuir a pressão exercida pelas artes de pesca de fundo sobre os ecossistemas marinhos vulneráveis, até 2024.
Indicador de execução	% de redução do esforço de pesca pelas artes de pesca de fundo sobre ecossistemas marinhos vulneráveis
Tipo	Pressão
Área de avaliação	Continente e PCE
Nova Meta	Sim
Observações	Para o efeito pretende-se prosseguir com as ações necessárias junto da União Europeia (ao abrigo do n.º 5 do artigo 13.º da DQEM) e da NEAFC (North East Atlantic Fisheries Commission).
N.º meta	ABIPT-T2-D6Cont/AMAPT-T1-D1PCE
Meta	Criar e implementar, até 2021, uma rede de áreas marinhas protegidas costeiras e oceânicas
Indicador de execução	N.º de planos de gestão elaborados para as AMP
Tipo	Operacional

Área de avaliação	Continente e PCE
Nova Meta	Sim
Observações	O objetivo é garantir a sustentabilidade dos recursos do mar português e cumprir compromissos assumidos na OSPAR, através da elaboração e implementação dos planos de gestão para a sustentabilidade das atividades humanas nas AMP oceânicas e costeiras, no que respeita às pescas e exploração de recursos geológicos.

D.1.7.6 Referências

- Almeida M, Raposo AC, Tuaty-Guerra M, Gaudêncio MJ (2016a) Caracterização da comunidade incrustante do recife artificial da Nazaré após 5 anos de implantação. Relatório para a elaboração de estudos de caracterização do estado de colonização e impacto socioeconómico do recife artificial da Nazaré. IPMA, 22p.
- Almeida M, Raposo AC, Guerra MT, Gaudêncio M, Maranhão P, Rodrigues NV, Leandro S (2016b). Macrobenthic assemblages in an artificial reef in central-west Portugal: Preliminary results. *Front. Mar. Sci. Conference Abstract: XIX Iberian Symposium on Marine Biology Studies*. doi: 10.3389/conf.FMARS.2016.05.00138
- Amoroso RO, Pitcher CR, Rijnsdorp AD, McConnaughey RA, Parma AM, Suuronen P, Eigaard OR, Bastardie F, Hintzen NT, Althaus F, Baird SJ, Black J, Buhl-Mortensen L, Campbell AB, Catarino R, Collie J, Cowan JH, Durholtz D, Engstrom N, Fairweather TP, Fock HO, Ford R, Gálvez PA, Gerritsen H, Góngora ME, González JA, Hiddink JG, Hughes KM, Intelmann SS, Jenkins C, Jonsson P, Kainge P, Kangas M, Kathena JN, Kavadas S, Leslie RW, Lewis SG, Lundy M, Makin D, Martin J, Mazor T, Gonzalez-Mirelis G, Newman SJ, Papadopoulou N, Posen PE, Rochester W, Russo T, Sala A, Semmens JM, Silva C, Tsolos A, Vanelslander B, Wakefield CB, Wood BA, Hilborn R, Kaiser MJ, Jennings S (2018) Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115 (43); E10275-E10282.
- Alves F (2013) Traits of benthic assemblages subjected to different trawling pressure. Tese de Mestrado em Biologia Marinha, Universidade de Aveiro, 43 p + Anexes
- Andrade C, Rodrigues Bizarro A, Pinto CA, Taborda R, Couto A, Portela LI, Pina C, Ramos L, Rodrigues A, Terrinha P, Brito P, Caldeirinha V, Santos Ferreira A (2015) Grupo de Trabalho dos Sedimentos - Relatório Final. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/317580063_Grupo_de_Trabalho_dos_Sedimentos_-_Relatorio_Final_Sediment_Working_Group_-_Final_Report.

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

de Mestrado em Ecologia. Universidade de Lisboa Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal.

Cunha AH, Assis JF, Serrão EA (2013a) Seagrasses in Portugal: a most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193-203.

Cunha MR, Rodrigues CF, Génio L, Hilário A, Ravara A Pfannkuche O (2013b) Macrofaunal assemblages from mud volcanoes in the Gulf of Cadiz: abundance, biodiversity and diversity partitioning across spatial scales. *Biogeosciences* 10, 2553–2568.

DECISÃO DA COMISSÃO de 1 de Setembro de 2010 relativa aos critérios e às normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas [notificada com o número C(2010) 5956] (Texto relevante para efeitos do EEE) (2010/477/UE). *Jornal Oficial da União Europeia* L 232/14, de 2 de setembro de 2010.

DECISÃO (UE) 2017/848 DA COMISSÃO de 17 de maio de 2017 que estabelece os critérios e as normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas, bem como especificações e métodos normalizados para a sua monitorização e avaliação, e que revoga a Decisão 2010/477/UE (Texto relevante para efeitos do EEE). *Jornal Oficial da União Europeia*, L 125/43, 18 de maio de 2017.

dos Santos A, Menezes G, Biscoito M, Giacomello E, Campos A, Teixeira A, Delgado J, Carreiro Silva M, Tuaty Guerra M, Silva M, Caldeira R, Morato T, Cartaxana A, Silva AD, Peliz A, Moreno A, Dâmaso C, Bartilotti C, Sousa-Pinto I, Figueiredo I, Afonso P, Moura T (2017) BIOMETORE - Biodiversity in seamounts: the Madeira-Tore and Great Meteor (PT02_Aviso2_001). Final Report, 306 p. (<http://www.biometore.pt/divulgacao/comunicacoes-cientificas>).

Eigaard OR, Bastardie F, Hintzen NT, Buhl-Mortensen L, Buhl-Mortensen P, Catarino R, Dinesen GE, Egekvist J, Fock HO, Geitner K, Gerritsen HD, González MM, Jonsson P, Kavadas S, Laffargue P, Lundy M, Gonzalez-Mirelis G, Nielsen JR, Papadopoulou N, Posen PE, Pulcinella J, Russo T, Sala A, Silva C, Smith CJ, Vanellander B, Rijnsdorp AD (2017) The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *Ices Journal of Marine Science*, 74 (3), 847–865.

Encarnação J, Calado G (2018) Effects of recreational diving on early colonization stages of an artificial reef in North-East Atlantic. *Journal of Coastal Conservation*, 1-8.

Esquete P; Cunha MR (2017) The Apseudomorpha (Crustacea: Tanaidacea) of the Gulf of Cadiz and Horseshoe Continental Rise (NE Atlantic): A taxonomic review with new records, species, and ecological data. *Zootaxa* 4276(1), 61-95.

- Esquete P, Cunha MR (2018) Additions to the Tanaidomorpha (Crustacea: Tanaidacea) from mud volcanoes and coral mounds of the Gulf of Cadiz and Horseshoe Continental Rise. *Zootaxa* 4377(4), 517–541.
- Evans D (2016) Revising the marine section of the EUNIS Habitat classification — Report of a workshop held at the European Topic Centre on Biological Diversity, 12 & 13 May 2016. ETC/BD Working Paper No A/2016.
- Fonseca P, Abrantes F, Aguilar R, Campos A, Cunha MR, Ferreira D, Fonseca TP, Henriques V, Machado M, Mechos A, Pérez S, Relvas P, Rodrigues CF, Salgueiro E, Vieira RP, Weetman A, Castro M (2014) A deep-water crinoid *Leptometra celtica* bed off the Portuguese south coast. *Marine Biodiversity* 44, 223-228.
- Gaspar R, Marques L, Pinto L, Baeta A, Pereira L, Martins I, Marques JC, Neto JM (2017) Origin here, impact there—The need of integrated management for river basins and coastal areas. *Ecological indicators*, 72, 794-802.
- Gaudêncio MJ, Tuaty-Guerra M, Pereira AM (2015) Granulometria, matéria orgânica, macrofauna sedimentar e incrustante. In: *Caracterização do estado de colonização e impacto socioeconómico do recife artificial da Nazaré após 5 anos de implantação*. Relatório IPMA, 44p.
- Génio L, Warén A, Matos FL, Cunha MR (2013) The snails' tale at deep-sea habitats in the Gulf of Cadiz (NE Atlantic). *Biogeosciences* 10, 5159-5170.
- Gomes I, Pérez-Jorge S, Peteiro L, Andrade J, Bueno-Pardo J, Quintino V, Rodrigues AM, Azevedo M, Vanreusel A, Queiroga H, Deneudt K (2018) Marine biological value along the Portuguese continental shelf; insights into current conservation and management tools. *Ecological Indicators*, 93, 533-546.
- HELCOM (2017) The integrated assessment of biodiversity – supplementary report to the first version of “The State of the Baltic Sea” report 2017. Disponível em: <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/about-helcom-and-the-assessment/downloads-anddata/>
- Henriques V, Tuaty Guerra M, Mendes B, Gaudêncio MJ, Fonseca P (2015) Benthic habitat mapping in a Portuguese Marine Protected Area using EUNIS: na integrated approach. *Journal of Sea Research* 100, 77-90.
- Henriques V, Tuaty Guerra M, Gaudêncio MJ (2016) HABITMAP – “Classificação e mapeamento de habitats marinhos em áreas de pesca da costa alentejana”. Relatório de projeto IPMA, 123 p.
- ICES (2018) Report of the ICES/NAFO Joint Working Group on Deep-water Ecology (WGDEC), 5–9 March 2018, Dartmouth, Nova Scotia, Canada. ICES CM 2018/ACOM:26. 126 p.

- IPMA (2018). Relatório do segundo ciclo de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas nas subdivisões do Continente e da Plataforma Continental Estendida: Descritor 6 - Integridade dos fundos marinhos. Outubro de 2018, 36 p.
- Lopes S, Martinho J, Vingada J, Ferreira BP, Alves F, Pereira A, Roxo A (2016a) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto de Aveiro. Monitorização das comunidades bentónicas. Relatório 6 MONITAR, LDA., 42 p.
- Lopes S, Martinho J, Vingada J, Ferreira BP, Alves F, Pereira A, Roxo A (2016b) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto da Figueira da Foz. Monitorização da comunidade bentónicas. Relatório 5 MONITAR, LDA., 37 p.
- Lopes S, Martinho J, Vingada J, Ferreira BP, Pereira A (2016c) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto da Figueira da Foz. Monitorização das comunidades bentónicas. Relatório 3 MONITAR, LDA., 40 p.
- Lopes S, Martinho J, Vingada J, Ferreira BP, Alves F, Pereira A (2017) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto de Aveiro. Monitorização das comunidades bentónicas. Relatório 4 MONITAR, LDA., 51 p.
- Magalhães L, Martins R, Pires A, Loureiro S, Soares A, Freitas R (2014) Monitorização da empreitada de reconfiguração da barra do Porto de Aveiro. Relatório Universidade de Aveiro, 55p.
- MAMAOT (2012a) Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012, 906 p.
- MAMAOT (2012b) Estratégia Marinha para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012, 200 p.
- Martins R, Quintino V, Rodrigues AM (2013) Diversity and spatial distribution patterns of the soft-bottom macrofauna communities on the Portuguese continental shelf. *Journal of Sea Research*, 83, 173-186.
- Martins R, Pires A, Loureiro S, Soares AMVM, Freitas R (2014a) Monitorização da macrofauna bentónica no âmbito da empreitada de intervenção na zona da barra de Aveiro. Relatório Universidade de Aveiro, 48 p.
- Martins R, Sampaio L, Quintino V, Rodrigues AM (2014b) Diversity, distribution and ecology of benthic molluscan communities on the Portuguese continental shelf. *Journal of Sea Research*, 93, 75-89.
- Monteiro P, Bentes L, Oliveira F, Afonso C, Rangel M, Alonso C, Mentxaka I, Germán Rodríguez J, Galparsoro I, Borja A, Chacón D, Sanz Alonso JL, Guerra MT, Gaudêncio MJ, Mendes B, Henriques V, Bajjouk T, Bernard M, Hily C, Vasquez

- M, Populus J, Gonçalves JMS (2013) Atlantic Area Eunis Habitats. Adding new habitat types from European Atlantic coast to the EUNIS Habitat Classification. Technical Report No.3/2013 - MeshAtlantic, CCMAR-Universidade do Algarve, Faro, 72 p.
- Muñoz PD, Román E, González F (2000) Results of a deepwater experimental fishing in the North Atlantic: an example of cooperative research with the fishing industry. ICES CM 2000/W: 04.
- Oliveira T, Maia J, Rocha C, Azelelas F, Lidónio E (2018a) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do porto de Aveiro. Monitorização das comunidades bentónicas. Relatório SMALLMATEK, LDA., 74 p.
- Oliveira T, Maia J, Rocha C, Azelelas F, Lidónio E (2018b) Obras de melhoria das condições de abrigo nos cais do sector comercial e manutenção do canal de acesso ao Porto da Figueira da Foz. Monitorização das comunidades bentónicas. Relatório SMALLMATEK, LDA., 61 p.
- Orlandi L, Bentivoglio F, Carlino P, Calizza E, Rossi D, Costantini ML, Rossi L (2014) $\delta^{15}\text{N}$ variation in *Ulva lactuca* as a proxy for anthropogenic nitrogen inputs in coastal areas of Gulf of Gaeta (Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin* 84, 76-82.
- Peña V, Bárbara I, Bercibar E, Santos R (2009) Present distribution of maerl beds in the Atlantic Iberian Peninsula. In *Museologia scientifica e Naturalistica*, volumen speciale 6th Regional Symposium of the International Fossil Algae Association (Vol. 46).
- Peña V, Bárbara I, Grall J, Maggs CA, Hall-Spencer JM (2014) The diversity of seaweeds on maerl in the NE Atlantic. *Marine Biodiversity*, 44(4), 533-551.
- Pinto CA, Silveira TM, Teixeira SB (2018) Alimentação artificial de praias na faixa costeira de Portugal continental: enquadramento e retrospectiva das intervenções realizadas (1950-2017). Relatório Técnico. Agência Portuguesa do Ambiente, 60p.
- Portela LI (2011) Dragagens nos portos comerciais de Portugal Continental: dados preliminares. In: 7as Jornadas Portuguesas de Engenharia Costeira e Portuária, Porto, 6 e 7 de Outubro de 2011, 9 p.
- Portela LI (2018) Avaliação das áreas de imersão de dragados em Portugal Continental. Documento em versão provisória, LNEC, 5 p.
- Ramalho SP (2017) Tolerance of deep-sea benthic ecosystems to trawling disturbance. Tese de Doutoramento Erasmus Mundus Doctoral Programme in Marine Ecosystem Health and Conservation (MARES), Universidade de Aveiro e Universidade de Ghent, 207p + anexos.

- Ramalho SP, Lins L, Bueno-Pardo J, Cordova EA, Amisi JM, Lampadariou N, Vanreusel A, Cunha MR (2017) Deep-sea mega-epibenthic assemblages from the SW Portuguese margin (NE Atlantic) subjected to bottom trawling fisheries. *Frontiers in Marine Science* 4, 350.
- Ramalho SP, Almeida M, Esquete P, Génio L, Ravara A, Rodrigues CF, Lampadariou N, Vanreusel A, Cunha MR (2018) Bottom-trawling fisheries influence on standing stocks, composition, diversity and trophic redundancy of macrofauna assemblages from the West Iberian Margin. *Deep-Sea Research I*. Ramos M, Morato T, Buhl-Mortensen P, Buhl-Mortensen L, Pham C, Sampaio I, Carreiro
- Ramos M, Morato T, Buhl-Mortensen P, Buhl-Mortensen L, Pham C, Sampaio I, Carreiro Silva M (2017) Biodiversity in seamounts: Preliminary data on deep-sea habitats of the Atlantis and Irving Seamounts - Great Meteor Seamounts complex, NE Atlantic. BIOMETORE Report. Annex WP2_3_8, 28 p. In: dos Santos et al "...", (2017) BIOMETORE - Biodiversity in seamounts: the Madeira-Tore and Great Meteor (PT02_Aviso2_001). Final Report, 306 p. (<http://www.biometore.pt/divulgacao/comunicacoes-cientificas>).
- Ravara A, Cunha MR (2016) Two new species of scale worms (Polychaeta: Aphroditiformia) from deep-sea habitats in the Gulf of Cadiz (NE Atlantic). *Zootaxa* 4097(3), 442-450.
- Ravara A, Ramos D, Teixeira MA, Costa FO, Cunha MR (2017) Taxonomy, distribution and ecology of the order Phyllodocida (Annelida, Polychaeta) in deep-sea habitats around the Iberian margin. *Deep-Sea Research II* 137, 207-231.
- Rodrigues CF, Hilário A, Cunha MR (2013) Chemosymbiotic species from the Gulf of Cadiz (NE Atlantic): distribution, life styles and nutritional patterns. *Biogeosciences* 10, 2569- 2581.
- Rice J, Arvanitidis C, Borja A, Frid C, Hiddink J, Krause J, Lorange P, Ragnarsson SÁ, Sköld M, Trabucco B (2010) Marine Strategy Framework Directive. Task Group 6 Report. Seafloor integrity. April 2010. Joint Report. Prepared under the Administrative Arrangement between JRC and DG ENV (no 31210 – 2009/2010), the Memorandum of Understanding between the European Commission and ICES managed by DG MARE, and JRC's own Institutional funding. JRC Scientific and Technical Reports, EUR 24334 N – 2010. Editor: H. Piha, 73 p.
- Santos FD, Lopes AM, Moniz G, Ramos L, Taborda R (2014) Gestão da Zona Costeira. O Desafio da Mudança. Relatório Técnico do Grupo de Trabalho do Litoral, 237 p.
- Teichberg M, Fox MT, Olsen YO, Valiela I, Martinetto P, Iribarne O, Muto EY, Petti MAV, Corbisier TN, Soto-Jiménez M, Páez-Osuna F, Castro P, Freitas H, Zitelli A, Cardinaletti M, Tagliapietra D (2010) Eutrophication and macroalgal blooms in

temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments with *Ulva* spp. *Global Change Biology* 16, 2624-2637.

Thompson A, Sanders J, Tandstad M, Carocci F, Fuller J (2016) Vulnerable marine ecosystems: Processes and practices in the high seas. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, (595), I.

Tuaty-Guerra M, Gaudêncio MJ, Pereira AM (2015a) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do porto de Aveiro. Porto da Figueira da Foz. Relatório de monitorização na zona costeira da Figueira da Foz. Monitorização das comunidades bentónicas. 12º Relatório PROMAN, 27 p.

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

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

D.1.8 Descritor 7: Condições hidrográficas

A alteração permanente das condições hidrográficas não afeta negativamente os ecossistemas marinhos.

D.1.8.1 Introdução

As condições hidrográficas caracterizam-se pelos parâmetros físicos da água do mar (temperatura, salinidade, profundidade, correntes, ondulação, turbulência e turbidez), que desempenham um papel crucial na dinâmica dos ecossistemas marinhos. Apesar de influenciados em larga escala pela maré, circulação oceânica geral e clima, podem ser alterados pelas atividades humanas, especialmente nas regiões costeiras.

No Relatório Inicial para a subdivisão do Continente (MAMAOT, 2012a) as condições hidrográficas consideradas, para a definição do BEA, corresponderam a modificações da batimetria do fundo marinho; alterações do regime das correntes ou da ondulação; e alteração da salinidade e da temperatura. As principais pressões analisadas, por se considerar poderem provocar alterações nas condições hidrográficas, foram obras portuárias e de defesa (esporões, molhes e quebra-mares) portos e marinas, infraestruturas de captação e dessalinização de água, centrais térmicas e outros circuitos de refrigeração, comunicações e aquicultura. Esse relatório identificou 147 esporões, quebra-mares e molhes; 16 estruturas que incluem portos pesqueiros e de recreio e marinas; 5 portos comerciais (Viana do Castelo, Leixões, Cascais, Setúbal e Sines); 2 centrais de dessalinização (Matosinhos e Sines); 1 central térmica (Sines); 10 captações de água sendo 3 para circuitos de refrigeração; 1 refinaria (Matosinhos) e 1 aquicultura (Mira). A concentração de estruturas de origem antropogénica, que correspondam a alterações permanentes, foi analisada nas três áreas de avaliação, A, B e C:

- Área A: área em que se verificou existir a maior concentração de estruturas permanentes (83). Os esporões, concentrados maioritariamente na área entre Espinho e Furadouro, entre Aveiro e Praia de Mira e entre Figueira da Foz e Leirosa. Estas estruturas foram construídas para proteção do litoral contra a ação erosiva provocada pela agitação marítima. Ainda, nesta área, foi verificada a existência de três infraestruturas de captação de água com destaque para uma da refinaria, em Matosinhos, e uma outra, de uma aquicultura (desenvolvida em terra) em Mira, sem alteração significativa quer da temperatura, quer da salinidade.
- Área B: pequena concentração de estruturas permanentes. Verificou-se a existência de 40 infraestruturas do tipo molhe, quebra-mar e esporão, e de 5 infraestruturas de captação de água, merecendo destaque as duas situadas em Sines para refrigeração de unidades fabris.
- Área C: Nesta área verificou-se existir uma baixa concentração de estruturas permanentes. Referem-se a 24 infraestruturas do tipo molhe, quebra-mar e esporão,

e duas estruturas de captação de água, sem qualquer expressão, quer quanto à quantidade, quer quanto ao fim a que se destinam.

Relativamente ao impacte destas estruturas nas condições hidrológicas, verificou-se que:

- Os molhes das zonas portuárias, quando transversais à linha de costa, podem criar zonas de sombra das correntes e alterar o circuito normal do transporte de sedimentos, influenciando as praias e a costa adjacente. Identificaram-se os molhes dos portos de Aveiro, da Figueira da Foz e de Sines como objeto de maior atenção e monitorização futura, pois face ao seu comprimento provocam alterações significativas no transporte de sedimentos.
- Relativamente à captação de água para o circuito de refrigeração das centrais térmicas e a sua libertação posterior, observou-se um aumento ligeiro de temperatura à saída, numa zona muito restrita e localizada em águas profundas, sendo alvo de mistura muito rápida e conseqüente normalização da temperatura da água. A licença ambiental em vigor para o funcionamento da central define que, a 30 metros medidos a jusante da descarga, o aumento de temperatura no meio não pode ultrapassar os 3°C. Nas áreas mais próximas da costa podem verificar-se diferenças nos valores de salinidade medidos no verão e no inverno, pela grande afluência de água doce proveniente dos rios e correspondente diluição que se verifica nas épocas de maiores caudais. Não se reportaram alterações significativas de temperatura ou salinidade e as diferenças observadas não resultam de intervenção humana.
- Muitos dos portos são construídos em zonas de baías ou enseadas e outros na foz dos rios, não provocando qualquer alteração. A superfície do substrato natural selada pelo betão, na subdivisão do Continente, é inferior a 2 km², mas as suas áreas de influência são maiores. A área total circunscrita por estes portos é de 14,5 km².
- Existem 6830 km de cabos submarinos colocados no leito marinho da subdivisão do Continente, 3390 km sobre substrato móvel, sendo áreas preferenciais os fundos de areia e lodo. Os cabos submarinos possuem um diâmetro inferior a 20 cm. Foram avaliados como tendo um impacto muito reduzido na área costeira, por conduzirem a uma restrição de solo negligenciável, não afetando negativamente as características do meio nem os ecossistemas.
- No que respeita às instalações de aquacultura em mar aberto, dada a sua reduzida dimensão e localização, considerou-se não provocarem alterações com significado das condições hidrográficas.

Concluiu-se assim, que cada obra ou intervenção, afeta de forma diferente as condições hidrográficas envolventes e tem características próprias. Estas intervenções estão restringidas à zona costeira e revelaram ter implicações de pequena escala nas zonas onde estão implantadas ou eventualmente numa pequena área sob a sua influência. A forma e o modo como se enquadram, em relação à linha de costa, e as condições do local de implantação podem criar maior ou menor perturbação. No caso da subdivisão do Continente, e por a costa ser extensa e em mar aberto (até às 200 mn), considerou-se que as pressões identificadas tinham uma interferência reduzida

na qualidade do meio marinho pois não ultrapassam as três milhas náuticas da linha de costa.

Considerou-se, pois, que relativamente ao Descritor 7 (D7) o BEA foi atingido, com um grau de confiança médio, para as três áreas de avaliação da subdivisão.

D.1.8.2 Metodologia e dados

D.1.8.2.1 Áreas de Avaliação

A nova Decisão da Comissão estabelece que a escala de avaliação do D7 deve ser coincidente com a utilizada na avaliação dos tipos de habitats bentónicos no âmbito dos Descritores 1 e 6. Estes identificam os tipos de habitats que estão em risco de não atingirem o bom estado ambiental e a alteração permanente das condições hidrográficas é considerada uma contribuição significativa para este risco. O cruzamento de informação das áreas de alterações hidrográficas no fundo do mar e na coluna de água, com as áreas de habitats bentónicos em risco, permite determinar quais são afetadas negativamente por alterações hidrográficas e a extensão de cada tipo de habitat sujeita a esses efeitos.

Na presente avaliação foram mantidas as áreas de avaliação do Relatório Inicial, pois os critérios adotados para a sua definição coadunam-se com a avaliação agora a efetuar, nos termos da Decisão (UE) 2017/848 e, também, porque se considera relevante respeitar o princípio de harmonização entre relatórios para fins comparativos. Estas áreas foram definidas de acordo com a topografia e tipo de fundo, profundidade da coluna de água, intensidade do afloramento costeiro, e distribuição ao longo da costa portuguesa, das estruturas passíveis de induzir alterações hidrográficas garantido ainda a harmonização com as tipologias adotadas na DQA, sendo delimitadas externamente pelas respetivas zonas de influência das estruturas, que não ultrapassam as três milhas náuticas da linha de costa (Figura D-53).

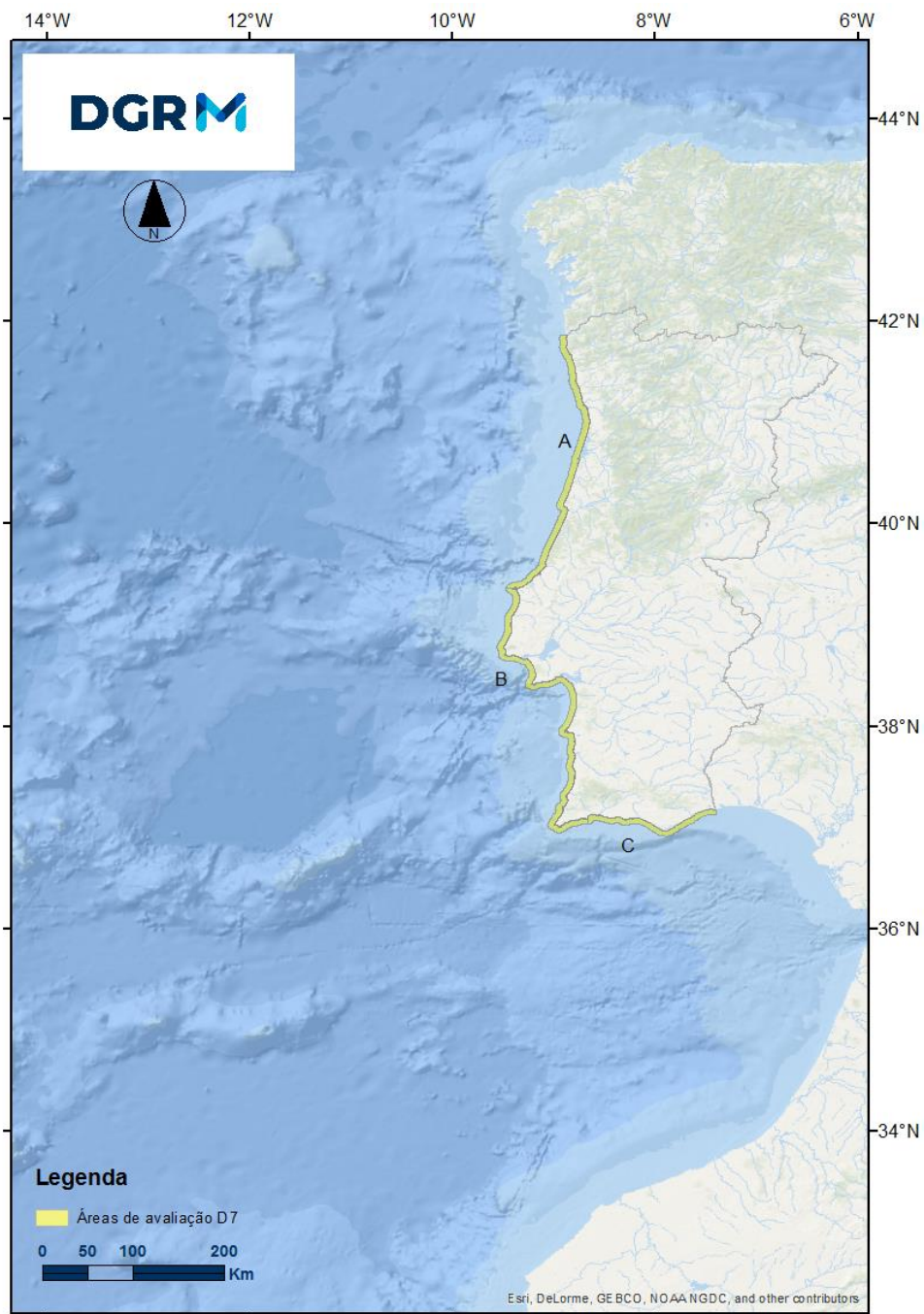


Figura D-53. Áreas de avaliação do D7³² na subdivisão do Continente

³² Os limites geográficos destas áreas podem ser consultados no Anexo D-I.

D.1.8.2.2 Critérios para avaliação do BEA

A Decisão (UE) 2017/848 da Comissão estabelece apenas critérios secundários para avaliação do BEA do D7 (Tabela D-63).

Tabela D-63. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D7 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
	D7C1 - Secundário	
Alterações hidrográficas dos fundos marinhos e da coluna de água (incluindo zonas intermareais)	Extensão e distribuição espacial da alteração permanente das condições hidrográficas (por exemplo, alterações da ação das ondas, das correntes, da salinidade ou da temperatura) nos fundos marinhos e na coluna de água, associadas, em particular, a perdas físicas dos fundos marinhos	Não aplicável
	Unidades de medida: km² por zona de avaliação	
	D7C2 - Secundário	
Os tipos de habitats bentónicos ou outros tipos de habitats, tal como utilizados para os descritores 1 e 6	Extensão espacial de cada tipo de habitat bentónico afetado negativamente (características físicas e hidrográficas e comunidades biológicas associadas) devido à alteração permanente das condições hidrográficas.	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional.
	Unidades de medida: km² ou % da extensão natural total do habitat na zona de avaliação	

D.1.8.2.3 Dados e fontes de informação disponíveis

A informação recolhida para a avaliação do D7 neste ciclo, essencialmente produzida pela Agência Portuguesa do Ambiente, I.P., ou procedente de colaborações desta instituição com outros grupos de trabalho (e.g. Pinto, 2013; APA, 2014; Pinto, 2014; Santos *et al.*, 2014; Andrade *et al.*, 2015; APA, 2017; Santos *et al.*, 2017), abrange análises atuais de levantamentos de infraestruturas e seus impactes, evolução da linha de costa, fluxos sedimentares, ocorrência de fenómenos naturais e sua variação e, identificação de cenários de referência (metodologias descritas nos trabalhos supra referenciados). Foram ponderadas novas pressões, tais como, a remobilização de sedimentos e a extração de areias. Dos diversos estudos analisados que reportam balanços sedimentares ao longo da zona costeira, a maioria refere que as lacunas de informação relacionadas com dados de base (taxas de erosão, natureza, volume e destino dos sedimentos dragados), metodologias de cálculo e informação intermitente, condicionam a avaliação.

D.1.8.3 Resultados

A análise da evolução da linha de costa no tempo e no espaço, a diferentes escalas, abrange um conjunto alargado de fatores interativos dos quais se destacam os forçamentos oceanográfico e atmosférico (ondulação, marés, correntes costeiras, nível

médio do mar, sobre-elevação meteorológica e regimes de precipitação e vento), os contextos geológico e morfológico (caudal sólido, acreção/erosão costeira e deriva litoral) e a intervenção antrópica (dragagens, extrações, alimentação de praias e retenção em albufeiras de barragens) (Santos *et al.*, 2017).

A linha de costa de Portugal continental tem uma extensão aproximada de 987 km, de comprimento; cerca de 48% é constituída por arribas rochosas e 42% por litoral baixo e arenoso e, do ponto de vista biogeofísico, apresenta uma grande diversidade litológica, morfológica, biológica e paisagística. Uma descrição resumida da organização geomorfológica da totalidade do litoral de Portugal continental pode ser encontrada em Abecasis (1997), Andrade *et al.* (2002) e Ferreira e Matias (2013).

Com base nas características geomorfológicas e dinâmica sedimentar, foi possível identificar no litoral de Portugal continental oito células sedimentares (Ponte de Lira *et al.*, 2014; Santos *et al.*, 2014; Santos *et al.*, 2017), cujas fronteiras correspondem a descontinuidades na magnitude e direção do transporte sedimentar (Figura D-54). A célula sedimentar corresponde a uma unidade autónoma, e é considerada como a unidade do território que permite gerir de forma coerente o balanço sedimentar e a dimensão de área impactada (km²). O domínio de cada uma destas células corresponde à faixa onde as ondas são o principal mecanismo de transporte sedimentar. Em contexto de praia, este domínio materializa-se pela faixa compreendida entre a profundidade de fecho e o limite terrestre da praia. Assim, a área de avaliação A, compreendida entre a foz do rio Minho e Peniche, encerra as células sedimentares 1a (Minho-Porto), 1b (Porto-Figueira da Foz), 1c (Figueira da Foz –Nazaré) e 2 (Nazaré-Peniche); a área B, compreendida entre Peniche e foz do Rio Arade, mas com os limites da célula 7 a estenderem-se até Olhos de Água, encontra-se subdividida nas células sedimentares 3 (Peniche-cabo Raso), 4 (cabo Raso-cabo Espichel), 5 (cabo Espichel-Sines), 6 (Sines-cabo de São Vicente) e 7 (cabo de São Vicente – Olhos de Água). Por último, a área C, compreendida entre o Rio Arade/Olhos de Água e a Foz do rio Guadiana é ocupada pela célula sedimentar 8.

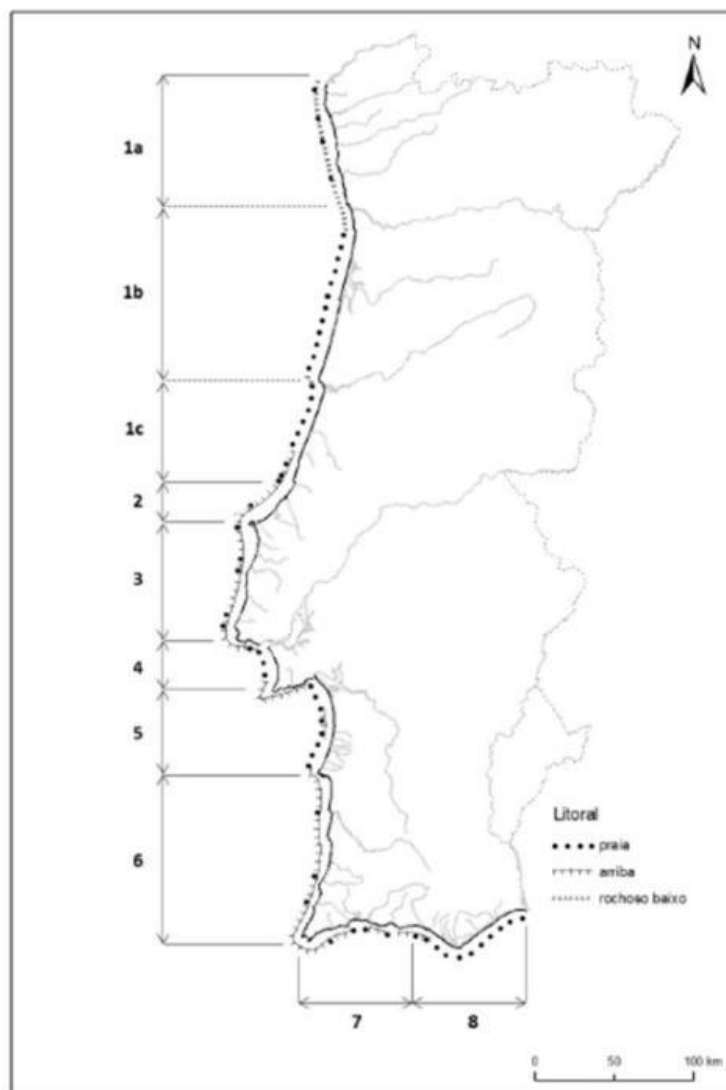


Figura D-54. Geomorfologia simplificada do litoral português e divisão em células sedimentares (retirado de Santos *et al.*, 2014).

O Plano de Ação de Proteção e Valorização do Litoral 2012-2015 (PAPVL, 2012) indica que, cerca de 14% da linha de costa, está artificializada (esporões, obras aderentes, paredões, infraestruturas portuárias), e 25% do território é afetado por erosão costeira (cerca de 232 km com tendência erosiva ou erosão confirmada). Cerca de 180 km da linha de costa do litoral baixo e arenoso, e baixo e rochoso, suportado por dunas, está em situação crítica de erosão - sensivelmente 20% do total — com taxas de recuo de magnitude variáveis. Até 2010, Portugal tinha perdido 12,2 km² de costa e existe o risco potencial de perda de território em 67% da orla costeira nacional. (Santos *et al.*, 2014 e 2017). Nos últimos 60 anos, aproximadamente, verificou-se que as taxas médias de recuo da linha de costa variaram entre os 0,5 m/ano e 9,0 m/ano e que ocorreram perto de 1600 desmoronamentos nas arribas rochosas (Figura D-55).

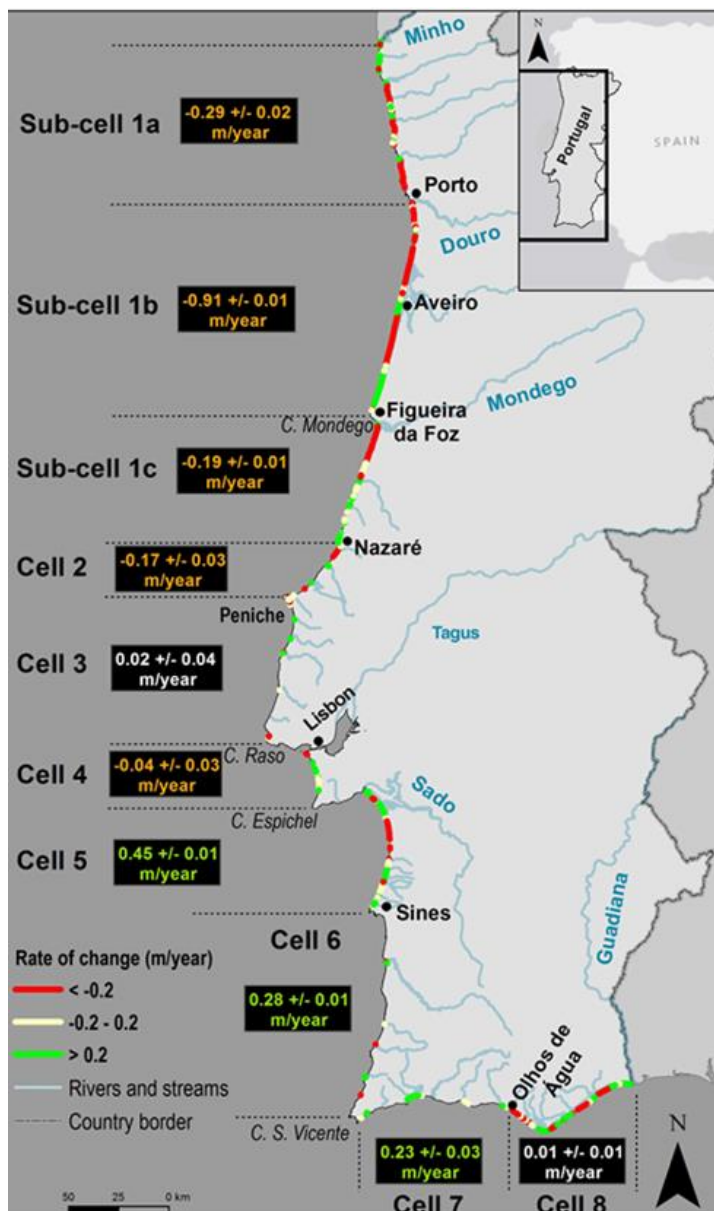


Figura D-55. Mapa da taxa de variação do litoral arenoso de Portugal continental nos últimos 50 anos. A vermelho, áreas de erosão costeira com $R < -0.2$ m.ano⁻¹. A verde, seções em acreção ($R > +0.2$ m.ano⁻¹). A amarelo, seções com uma variação entre $-0.2 < R < +0.2$ m.ano⁻¹. Valores nas caixas referem-se à variabilidade anual em cada célula sedimentar (laranja - erosão; verde - acréscimo; branco - dentro de medidas de incerteza) (retirado de Ponte de Lira *et al.*, 2016).

- Área de avaliação A - costa NW (células sedimentares 1a, 1b, 1c, 2, 3 e 4)

Como medida de proteção e defesa dos núcleos urbanos em situação de maior risco foram efetuadas, numa série de locais (e.g. Espinho, Esmoriz-Cortegaça, Furadouro, Costa Nova, Vagueira, Cova Gala, Costa da Caparica), obras rígidas de engenharia costeira pesada, tais como esporões e obras longitudinais aderentes, que conduziram à crescente artificialização da linha de costa, além de alimentações artificiais de praias (áreas a ser intervencionadas em diversos programas POLIS) (PAPVL 2012; APA 2015). Os segmentos costeiros do rio Minho - Nazaré e Costa da Caparica, adjacentes

à costa, que abrangem as células sedimentares 1a, 1b, 1c, 2, 3 e 4, apresentam uma história de grandes intervenções humanas que interferem com o sistema costeiro, muitas das quais originaram e mantiveram um défice de sedimentos. A magnitude do processo erosivo é mais acentuada nos troços Espinho – Torreira, praia da Barra – Mira, Figueira da Foz – Leirosa e Costa da Caparica, com um recuo médio da linha de costa compreendido entre os 200 e os 300 m nos últimos 60 anos (Tabela D-64).

Tabela D-64. Evolução dos troços da linha de costa a intervencionar (*APA, 2015; **Silva *et al.*, 2013; ***APA, 2014; ****Diogo *et al.*, 2014 *in* Andrade *et al.*, 2015).

Troços a intervencionar	Sub-troços	Recuo médio da linha costa (1958-2014)	Recuos máximos instantâneos observados (jan/fev 2014) ***
Espinho-Torreira	Cortegaça - Maceda	≈ 130m*	≈ 30m
	Maceda - Furadouro	≈ 200 - 250m*	≈ 50m
	Furadouro - Torrão do Lameiro	≈ 170m*	≈ 40m
Praia da Barra-Mira	Barra - Costa Nova	≈ 150m*	≈ 30m
	Costa Nova - Vagueira	≈ 250m*	≈ 30m
	Vagueira - Areão	≈ 200m*	≈ 20m
	Areão - Poço da Cruz	≈ 60m	≈ 30m
Figueira da Foz-Leirosa	Cova Gala - Lavos	≈ 70m	-
	Lavos - Leirosa	≈ 40m	-
Costa da Caparica	S.João da Caparica	> 200m **	20m ****
	Costa da Caparica	≈ 150m **	-

Em Espinho, os dois grandes esporões curvos fazem uma pequena baía capaz de reter sedimentos. Nos troços costeiros a sul das barras de Aveiro e da Figueira da Foz (células sedimentares 1b e 1c) registam-se problemas de erosão relacionados com a retenção sedimentar nessas estruturas portuárias. É o caso de vários portos comerciais e de pesca da costa oeste de Portugal e, especialmente, dos portos de Aveiro e Figueira da Foz. A resolução deste problema passa pela implementação da transposição sedimentar nestas barras. O défice sedimentar extremamente elevado nas respetivas células costeiras, associado a condições de agitação marítima extremamente energéticas e elevada magnitude da deriva litoral (i.e. sedimentos transportados longitudinalmente ao longo do litoral durante um dado intervalo de tempo) contribuem para a tendência erosiva verificada. Os esporões do Areão e do Poço da Cruz a Sul da Praia da Vagueira cumpriram, integralmente, os objetivos pretendidos, pois evitaram a ligação permanente do mar ao canal de Mira na Ria de Aveiro, apesar de terem também acentuado a erosão a sotamar. Na situação atual, o balanço sedimentar na célula 1 alterou-se de forma significativa. A atividade antrópica no litoral e bacias hidrográficas potenciou uma redução no fornecimento sedimentar, a qual se associou uma tendência de erosão acentuada em alguns segmentos desta célula, nomeadamente nos troços Espinho - Furadouro, Costa Nova - Mira e Cova Gala – Leirosa (Santos *et al.*, 2017).

Em resposta ao processo erosivo observado no litoral da Costa da Caparica, foi construído um conjunto de estruturas costeiras (esporões e paredões) que fixaram a linha de costa, sendo o lado sul de São João da Caparica a área mais problemática. O grau de sucesso e longevidade das intervenções realizadas é difícil de prever, devido à incerteza e imprevisibilidade da frequência de eventos extremos de agitação marítima.

- **Área de avaliação B - costa SW (células sedimentares 3, 4, 5, 6 e 7)**

Os segmentos costeiros (células 3,4, 5, 6 e 7) de Troia-Sines e Sines-Cabo de S. Vicente, sofreram menos intervenção e apresentam um comportamento de acreção estável ou moderado. Os resultados mostram a erosão da praia como a tendência dominante, com uma taxa de variação média de $-0,24 \pm 0,01 \text{ m.ano}^{-1}$, para todos os sistemas de praia-duna continentais portugueses (Ponte de Lira *et al.*, 2016). Embora a erosão seja dominante, esta evolução é variável em sinal e magnitude em diferentes células de sedimentos costeiros e também dentro de cada célula (Ponte Lira *et al.*, 2016).

- **Área de avaliação C - costa S (célula sedimentar 8)**

No troço litoral, entre os Olhos de Água e a foz do Guadiana (célula sedimentar 8), a construção de estruturas portuárias, esporões e enrocamentos no litoral de Quarteira e Vilamoura, que se iniciou na década de 70 do séc. XX, teve uma elevada repercussão no fornecimento sedimentar e desencadeou um importante processo erosivo a oriente de Quarteira. Este processo erosivo foi-se propagando ao longo do tempo para leste e foi afetando um troço litoral progressivamente mais extenso. Foi adotada a estratégia de proteção, bem-sucedida, baseada numa gestão sedimentar sustentada com a alimentação artificial de praias, abertura artificial de barras, para as deixar evoluir naturalmente, e reconstrução dunar. Esta estratégia tem permitido diminuir o risco de erosão costeira de todo o troço a oriente de Quarteira e manter um areal que suporta a atividade turística (Santos *et al.*, 2014 e 2017).

D.1.8.4 Determinação e avaliação do BEA

De acordo com os novos critérios de avaliação do D7, para a situação atual e representativa das duas últimas décadas, foram ponderados novos riscos de alterações do leito marinho e habitats bentónicos, como a remobilização de sedimentos ou extração de areias (Tabela D-65). A situação de referência (Tabela D-66) foi definida como a situação anterior à existência de uma perturbação antrópica, significativa e negativa no balanço sedimentar (construção de barragens, obras de engenharia na costa, dragagens portuárias e construção de molhes para fixar a entrada das barras dos portos e extração de areias), como a que existiria em meados

do séc. XIX na generalidade da costa (Santos *et al.*, 2017). Para a quantificação do balanço sedimentar é necessário inventariar e caracterizar os processos de fornecimento e distribuição sedimentar naturais (caudal sólido, acreção/erosão costeira e deriva litoral) e de natureza antrópica (dragagens, extrações, alimentação de praias e retenção em albufeiras de barragens).

O balanço sedimentar na situação atual (Tabela D-65), entre o Rio Minho e Nazaré, sofreu alterações significativas, com repercussões no aumento do risco costeiro da ordem de $10^6 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ devido, essencialmente, à erosão litoral, dragagens/extrações e estruturas costeiras [e.g. redução da contribuição fluvial do Douro (extrações e barragens), retenção sedimentar associada ao porto de Aveiro e ao porto da Figueira da Foz)]. Na área compreendida entre a Nazaré e Vila Real de Santo António, no geral, não se registam alterações significativas no balanço sedimentar, tendo o processo uma magnitude entre $10^4 - 10^5 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$. Em 2016, foi proposto um indicador que traduz a tendência de recuo da linha de costa medida ou erosão comprovada (Ponte Lira *et al.*, 2016), expresso em extensão (km) de linha de costa em situação crítica de erosão (Tabela D-67, Figura D-55). Uma avaliação dos últimos 50 anos apontou para um recuo global (R) de $\sim -0.24 \text{ m.ano}^{-1}$ e maioritariamente concentrado na costa NW (células 1, 2, 3, 4).

Tabela D-65. Balanço sedimentar na situação atual (✓) - da ordem de 10⁴ m³/ano; (✓✓) - da ordem de 10⁵ m³/ano; (✓✓✓) - da ordem de 10⁶ m³/ano; (-) - nulo ou não significativo face à magnitude do transporte sedimentar na célula; (vermelho) - alteração com repercussões no aumento do risco costeiro; (laranja claro) alteração com repercussões no aumento do risco costeiro; (cinzento) - sem alteração significativa no balanço sedimentar (retirado de Santos *et al.*, 2014).

Células sedimentares		Deriva litoral residual	Rio (caudal sólido)	Erosão litoral	Alimentação artificial	Duna	Canhão submarino	Dragagens e extração	Retenção			Deriva litoral residual	Diagnóstico	
N.º	Troço	Entrada							Lagoas costeiras	Estruturas costeiras	Sistema	Saída		
1	1a	Rio Minho - Rio Douro	-	✓	✓✓	-	-	-	✓✓	-	-	-	✓✓	Rios constituem principal fonte sedimentar Deriva litoral potencial superior à deriva real
	1b	Rio Douro - Cabo Mondego	✓✓	✓	✓✓✓	-	-	-	✓✓✓	-	✓✓✓	-	✓✓✓	Rio Douro constitui a principal fonte sedimentar Deriva litoral real igual à deriva potencial
	1c	Cabo Mondego - Nazaré	✓✓✓	-	✓✓✓	-	-	✓✓✓	✓✓	-	✓✓	-	-	Deriva litoral de norte constitui a principal fonte sedimentar Deriva real igual à deriva potencial Deriva litoral integralmente capturada pelo canhão da Nazaré
2		Nazaré - Peniche	-	✓	-	-	✓	-	-	✓	-	-	-	Fontes sedimentares de reduzida magnitude Deriva litoral residual reduzida, com componentes de elevadas magnitudes
3		Peniche - Cabo Raso	-	✓	-	-	✓	-	-	-	-	-	✓	Rios constituem a principal fonte sedimentar Dunas do Guincho constituem o principal sumidouro sedimentar
4	4a	Cabo Raso - Carcavelos	-	✓	-	-	-	-	-	-	-	-	✓	Rios e corredor eólico do Guincho constituem a principal fonte sedimentar Deriva litoral residual reduzida
	4b	Estuário exterior do Tejo	✓✓	-	✓✓	-	-	-	-	-	-	✓✓	-	Litoral Caparica - Espichel constitui a principal fonte sedimentar Estuário exterior do Tejo constitui um sistema em agradação (acumulação)

Células sedimentares		Deriva litoral residual	Rio (caudal sólido)	Erosão litoral	Alimentação artificial	Duna	Canhão submarino	Dragagens e extração	Retenção			Deriva litoral residual	Diagnóstico
N.º	Troço	Entrada							Lagoas costeiras	Estruturas costeiras	Sistema	Saída	
4c	Praia da Rainha - Cabo Espichel	-	-	✓✓	-	-	-	-	-	-	-	✓✓	Erosão das arribas constitui a principal fonte sedimentar Deriva litoral real igual à deriva potencial a norte do paralelo da Lagoa de Albufeira
5	Cabo Espichel - Sines	-	-	✓✓	-	-	-	✓✓	-	-	✓✓	-	Erosão das arribas constitui a principal fonte sedimentar Estuário exterior do Sado constitui um sistema em agradação (acumulação)
6	Sines - Cabo de São Vicente	-	✓	-	-	✓	-	-	-	-	-	-	Rios constituem a principal fonte sedimentar Dunas constituem o principal sumidouro sedimentar
7	Cabo de São Vicente - Olhos de Água	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Fontes sedimentares pouco significativas Praias constituem sistemas fechados
8	Olhos de Água - Vila Real de St. António	-	-	-	✓✓	-	-	-	-	-	-	✓✓	Erosão das arribas constitui a principal fonte sedimentar Deriva litoral real igual à deriva potencial a este do meridiano do Garrão

Tabela D-66. Balanço sedimentar na situação de referência. (✓) - da ordem de 10⁴ m³/ano; (✓✓) - da ordem de 10⁵ m³/ano; (✓✓✓) - da ordem de 10⁶ m³/ano; (-) - nulo ou não significativo face à magnitude do transporte sedimentar na célula (retirado de Santos *et al.*, 2014).

Células sedimentares		Deriva litoral residual	Rio (caudal sólido)	Erosão litoral	Alimentação artificial	Duna	Canhão submarino	Dragagens e extração	Retenção			Deriva litoral residual	Diagnóstico	
N.º	Troço	Entrada							Lagoas costeiras	Estruturas costeiras	Sistema	Saída	Elementos fundamentais	
1	1a	Rio Minho - Rio Douro	-	✓✓	-	-	-	-	-	-	-	✓✓	Rios constituem principal fonte sedimentar Deriva litoral potencial superior à deriva real	
	1b	Rio Douro - Cabo Mondego	✓✓	✓✓✓	-	-	-	-	-	-	-	✓✓✓	Rio Douro constitui a principal fonte sedimentar Deriva litoral real igual à deriva potencial	
	1c	Cabo Mondego - Nazaré	✓✓✓	-	-	-	-	✓✓✓	-	-	-	-	-	Deriva litoral de norte constitui a principal fonte sedimentar Deriva real igual à deriva potencial Deriva litoral integralmente capturada pelo canhão da Nazaré
2		Nazaré - Peniche	-	✓	-	-	✓	-	-	✓	-	-	-	Fontes sedimentares de reduzida magnitude Deriva litoral residual reduzida, com componentes de elevadas magnitudes
3		Peniche - Cabo Raso	-	✓	-	-	✓	-	-	-	-	-	-	Rios constituem a principal fonte sedimentar Dunas do Guincho constituem o principal sumidouro sedimentar
4	4a	Cabo Raso - Carcavelos	✓	✓	-	-	✓	-	-	-	-	✓	-	Rios e corredor eólico do Guincho constituem a principal fonte sedimentar Deriva litoral residual reduzida
	4b	Estuário exterior do Tejo	✓✓	-	-	-	-	-	-	-	-	✓✓	-	Litoral Caparica - Espichel constitui a principal fonte sedimentar Estuário exterior do Tejo constitui um sistema em agradação (acumulação)

Células sedimentares		Deriva litoral residual	Rio (caudal sólido)	Erosão litoral	Alimentação artificial	Duna	Canhão submarino	Dragagens e extração	Retenção			Deriva litoral residual	Diagnóstico
N.º	Troço	Entrada							Lagoas costeiras	Estruturas costeiras	Sistema	Saída	Elementos fundamentais
4c	Praia da Rainha - Cabo Espichel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	✓✓	Erosão das arribas constitui a principal fonte sedimentar Deriva litoral real igual à deriva potencial a norte do paralelo da Lagoa de Albufeira
5	Cabo Espichel - Sines	-	-	✓✓	-	-	-	-	-	-	✓✓	-	Erosão das arribas constitui a principal fonte sedimentar Estuário exterior do Sado constitui um sistema em agradação (acumulação)
6	Sines - Cabo de São Vicente	-	✓	-	-	✓	-	-	-	-	-	-	Rios constituem a principal fonte sedimentar Dunas constituem o principal sumidouro sedimentar
7	Cabo de São Vicente - Olhos de Água	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Fontes sedimentares pouco significativas Praias constituem sistemas fechados
8	Olhos de Água - Vila Real de St. António	-	-	✓✓	-	-	-	-	-	-	-	✓✓	Erosão das arribas constitui a principal fonte sedimentar Deriva litoral real igual à deriva potencial a este do meridiano do Garrão

Tabela D-67. Valores mínimo [Min (R)], máximo [Max (R)] e média (NR) das taxas de evolução (R) da linha de costa para os sistemas de praia arenosa - dunas (SBDS). Valores do comprimento total da linha de costa (km) e comprimento do litoral SBDS em km e em percentagem. Todos os valores são apresentados para cada célula sedimentar e para todo o litoral da SBDS em Portugal continental. Os valores entre parênteses representam (a) % de transectos com $R \leq 0.2$; (b) % de transectos com $0.2 < R < 0.2$ e (c) % de transectos com $R \geq 0.2$ (retirado de Ponte de Lira *et al.*, 2016).

Cell	Location ¹ (start, end)	Min(R) ± U _R (m year ⁻¹)	Max(R) ± U _R (m year ⁻¹)	$\bar{R} \pm U_{\bar{R}}$ (m year ⁻¹) (a) (b) (c)	Total ² coastline length (km)	SBDS ³ coastline length (km)	SBDS ³ coastline length (%)
1a	41°51'47N, 8°52'13 W 41°8'51 N, 8°40'28 W	-1.94 ± 0.2	5.63 ± 0.2	-0.29 ± 0.02 (60) (19) (21)	95	48	50
1b	41°8'51 N, 8°40'28 W 40°11'11 N, 8°54'31 W	-7.38 ± 0.2	4.67 ± 0.2	-0.91 ± 0.01 (60) (10) (30)	120	91	75
1c	40°11'11 N, 8°54'31 W 39°36'16 N, 9°5'6 W	-3.77 ± 0.2	2.75 ± 0.2	-0.19 ± 0.01 (39) (26) (35)	69	49	72
2	39°36'16 N, 9°5'6 W 39°21'30 N, 9°24'27 W	-1.07 ± 0.2	1.63 ± 0.2	-0.17 ± 0.03 (59) (31) (10)	54	13	24
3	39°21'30 N, 9°24'27 W 38°42'29 N, 9°29'4 W	-0.65 ± 0.2	1.06 ± 0.2	0.02 ± 0.04 (30) (48) (22)	107	6	6
4	38°42'29 N, 9°29'4 W 38°24'50 N, 9°13'19 W	-4.57 ± 0.2	1.20 ± 0.2	-0.04 ± 0.03 (11) (29) (60)	32	16	50
5	38°24'50 N, 9°13'19 W 37°57'14 N, 8°53'14 W	-1.09 ± 0.2	8.18 ± 0.2	0.45 ± 0.01 (28) (28) (44)	99	53	54
6	37°57'14 N, 8°53'14 W 37°1'19 N, 8°59'44 W	-0.95 ± 0.2	1.32 ± 0.2	0.28 ± 0.06 (36) (9) (55)	133	8	6
7	37°1'19 N, 8°59'44 W 37°5'23 N, 8°11'4 W	-0.66 ± 0.2	1.96 ± 0.2	0.23 ± 0.03 (12) (56) (32)	94	11	12
8	37°5'23 N, 8°11'4 W 37°9'57 N, 7°23'38 W	-8.96 ± 0.2	12.99 ± 0.2	0.01 ± 0.01 (45) (17) (38)	84	56	66
All	-60 518, 244 795 64 870, -277 252	-8.96 ± 0.2	12.99 ± 0.2	-0.24 ± 0.01 (46) (20) (34)	887	350	40

A manutenção de infraestruturas portuárias em costas fortemente energéticas, e com valores elevados da deriva litoral, tem tendência a perturbar a dinâmica do transporte de sedimentos, provocando fenómenos de erosão e acreção que causam prejuízos. É o caso de vários portos comerciais e de pesca da costa oeste de Portugal e, especialmente, dos portos de Aveiro e Figueira da Foz. Situações de erosão de praia ocorrem devido a uma redução do fornecimento sedimentar, por impossibilidade de migração de sedimentos para o interior, quando existem estruturas costeiras rígidas ou arribas talhadas em formações rochosas consolidadas. As obras pesadas existentes cumprem a sua função, em termos de defesa localizada, mas é consensual que, genericamente, este tipo de obras não fixa sedimentos, pelo menos no trecho onde se localizam, e não resolve os problemas que se colocam a sotamar dessas intervenções e do défice sedimentar (Santos *et al.*, 2014 e 2017; APA, 2014 e 2017).

A análise dos dados existentes sugere que a decisão tomada no relatório inicial, quanto ao BEA da subdivisão do continente, seja mantida. Não se encontraram evidências de alterações permanentes e significativas das condições hidrográficas em consequência de atividades humanas que afetem, globalmente, as áreas de avaliação. Considera-se que o BEA foi alcançado pois as pressões identificadas continuam, à semelhança do Relatório inicial, a ter uma área de interferência muito reduzida na

qualidade do meio marinho (e.g. não ultrapassam três milhas náuticas da linha de costa) face à extensão da área em análise. Mantém-se o grau de confiança médio para as áreas de avaliação B e C, mas considera-se que o grau de confiança para a área de avaliação A deverá diminuir e ser considerado baixo. Esta área, no global, parece evidenciar alterações significativas ao nível do trânsito sedimentar e de erosão costeira (Tabela D-67). Só com a finalização do ciclo de programas de monitorização e medidas, entretanto iniciados, é que será possível avaliar a dimensão espacial (km²), das alterações permanentes, hidrográficas e no habitat (critério D7C2), não sendo, contudo, necessário avaliar se o bom estado ambiental é atingido ou não (Oinonen *et al.*, 2016; ABP Mer, 2017). De acordo com a Decisão (UE) 848/2017 da Comissão, a perda física é definida como uma alteração permanente do fundo do mar que durou ou que poderá durar dois ciclos de apresentação de relatórios (12 anos).

A atual avaliação do BEA do D7 não contribui de forma negativa para a avaliação do BEA do D6 (critério D6C1) que, por seu turno, reporta que não se verificaram alterações permanentes dos fundos marinhos, sustentando a decisão atual de avaliação.

Tabela D-68. Avaliação do BEA do D7, e respetivo grau de confiança, por área de avaliação.

Áreas de avaliação	Critérios				BEA	Grau de Confiança
	D7C1			D7C2		
	Remobilização de sedimentos	Dragagens e extrações	Erosão litoral			
A	Défice sedimentar elevado, redução da contribuição fluvial, retenção elevada associada aos portos	Superiores à deriva litoral na zona dos portos	Elevada. Houve um aumento do risco costeiro	Não se conhecem habitats afetados	Atingido	Baixo
B	Sem alteração significativa face à situação de referência	Sem alteração significativa face à situação de referência	Reduzida. Acreção estável a moderada	Não se conhecem habitats afetados	Atingido	Médio
C	Inibição do processo erosivo através de um programa de alimentação artificial continuado	Sem alteração significativa face à situação de referência	Reduzida. Acreção estável a moderada	Não se conhecem habitats afetados	Atingido	Médio

D.1.8.5 Considerações finais

As principais recomendações do Grupo de Trabalho para o Litoral, constituído no âmbito do Despacho n.º 6574/2014, de 20 de maio, apontam como prioritário desenvolver uma gestão integrada e racional dos sedimentos da orla costeira, do leito do mar, dos estuários e rios (fontes e sumidouros) (Santos *et al.*, 2017). Esta gestão deverá basear-se nas necessidades identificadas de realimentação sedimentar, sobretudo nas células onde o risco de erosão é crítico, e nas disponibilidades de sedimentos resultantes da extração e exploração de inertes nos estuários e rios e das dragagens nos portos. Foram identificadas diversas ações e medidas preventivas de

salvaguarda do litoral costeiro (subdivisão do Continente) através da implementação de programas de monitorização e de integração de informação, nomeadamente:

- Avaliação da Estratégia Nacional para a Gestão Integrada da Zona Costeira (ENGIZC);
- Implementação do programa COSMO para monitorização sistemática e continuada da costa portuguesa, designadamente da evolução da linha de costa e dos fundos adjacentes (Indicador proposto em Ponte de Lira *et al.*, 2016),
- Diversos Programas Polis e Plano de Ação de Proteção e Valorização do Litoral com levantamento de vários cenários de atuação para a gestão da linha de costa. Estima-se que o comprimento total de faixa costeira a intervencionar seja de 57,8 km, sendo as áreas A e B prioritárias para a realização de intervenções de alimentação artificial de elevada magnitude, nomeadamente entre Espinho –Torreira, Praia da Barra –Mira, Figueira da Foz –Leirosa e Costa da Caparica (Andrade *et al.*, 2015).

Na sequência do trabalho realizado pelo GTL, que revelou que a evolução recente do litoral de Portugal continental se relaciona, fundamentalmente, com a existência de défices sedimentares significativos, foi criado o Grupo de Trabalho para os Sedimentos³³ (GTS) o qual desenvolveu as diligências necessárias à preparação de execução de alimentação artificial de elevada magnitude na zona costeira mais exposta à erosão, e identificou ainda as manchas de empréstimo potenciais para a alimentação sedimentar da zona costeira.

D.1.8.6 Metas e Indicadores

Uma vez que o BEA é atingido em todas as áreas de avaliação, considera-se não ser necessária a definição de metas específicas no âmbito da DQEM.

D.1.8.7 Referências

- Abecasis, F., 1997. Caracterização geral geomorfológica e aluvionar da costa continental portuguesa, Ed, Associação Eurocoast Portugal, Porto, 9-24.
- ABP Mer , 2017. Guidance for Assessments Under Article 8 of the Marine Strategy Framework Directive Integration of assessment results DG Environment February 2017.
- Andrade, C., Freitas, M.C., Cachado, C., Cardoso, A.C., Monteiro, J.H., Brito, P., Rebelo, L., 2002. Coastal Zones. In: Santos, F.D.; Forbes, K., Moita, R. (Eds). Climate Change in Portugal. Scenarios, Impacts and Adaptation Measures. Gradiva, 173-219.
- Andrade, C; A. Rodrigues Bizarro, C. Aleixo Pinto, R. Taborda, A. Couto, L. Portela, C. Pina, L. Ramos, A. Rodrigues, P. Terrinha, P. Brito, V. Caldeirinha, A. Santos Ferreira , 2015. Grupo de Trabalho dos Sedimentos - Relatório Final.

³³ Despacho n.º 3839/2015, 17 de abril, do Secretário de Estado do Ambiente.

[https://www.researchgate.net/publication/317580063 Grupo de Trabalho dos Sedimentos -](https://www.researchgate.net/publication/317580063_Grupo_de_Trabalho_dos_Sedimentos_-)

Agência Portuguesa do Ambiente (APA), 2014. Registo das ocorrências no litoral, Temporal de 3 a 7 de janeiro de 2014. Relatório Técnico. 116p. http://www.apambiente.pt/zdata/DESTAQUES/2014/RelatorioNacional_Ocorr_Jan_2014_V5.pdf

Agência Portuguesa do Ambiente (APA), 2015 – Agência Portuguesa do Ambiente. Enquadramento metodológico para a demarcação das Faixas de Salvaguarda À Erosão Costeira (Nível I e II) em litoral baixo e arenoso – Aplicação ao troço costeiro Ovar Marinha Grande. Relatório Técnico n.º 1/2015. Departamento do Litoral e Proteção Costeira. 11p

Agência Portuguesa do Ambiente (APA), 2017 – Riscos ambientais. Linha de costa em risco de erosão. <https://rea.apambiente.pt/content/linha-de-costa-em-situa%C3%A7%C3%A3o-de-eros%C3%A3o>

Bettencourt A., Bricker S.B., Ferreira J.G., Franco A., Marques J.C., Melo J.J., Nobre A., Ramos L., Reis C.S., Salas F., Silva M.C., Simas T., Wolff W. (2004). Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters. Final report of project TICOR - development of guidelines for the application of the European Union Water Framework Directive. IMAR/INAG, Lisboa. ISBN 972-9412-67-7, 100 p.

DECISÃO (UE) 2017/848 DA COMISSÃO de 17 de maio de 2017. Critérios e normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas, bem como especificações e métodos normalizados para a sua monitorização e avaliação, e que revoga a Decisão 2010/477/EU. Jornal Oficial da União Europeia.

DECISÃO (UE) 2010/477/EU DA COMISSÃO de 1 de setembro de 2010 relativa aos critérios e às normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas. Jornal Oficial da União Europeia

DIRECTIVA 2008/56/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 17 de Junho de 2008, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política para o meio marinho (Directiva-Quadro «Estratégia Marinha»). Jornal Oficial da União Europeia.

Diogo, Z., Lira, C., Bastos, A.P., Silva, A.N., Carapuço, A.M., Taborda, R., Andrade, C. e Freitas, M.C., 2014. Impacto da tempestade Christina nas praias da APA, I.P./ARH Tejo. Relatório complementar ao projeto “Criação e implementação de um sistema de monitorização no litoral sob jurisdição da ARH Tejo”. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Centro de Geologia. Instituto Dom Luiz. 78p (versão de trabalho).

- Dupont C., A. Belin, G. Moreira and B. Vermonden, 2014. "Article 12 Technical Assessment of the MSFD_2012 obligations_Portugal" 2014. This report is provided under Contract No 070307/2012/634823/SER/D2 – Task F.
- Ferreira, Ó., Matias, A., 2013. Portugal, in: Pranzini, E. *et al.* (Eds.). Coastal erosion and protection in Europe, 278-293.
- MAMAOT, 2012a. Diretiva Quadro Estratégia Marinha para a sub-divisão do Continente (versão consulta pública), julho de 2012, 918 p.
- MAMAOT, 2012b. Diretiva Quadro Estratégia Marinha para a sub-divisão da Plataforma Continental Estendida (versão consulta pública), julho de 2012, 200 p.
- Oinonen S, Hyytiäinen K, Ahlvik L, Laamanen M, Lehtoranta V, Salojärvi J, 2016. Cost-Effective Marine Protection - A Pragmatic Approach. PLoS ONE 11(1): e0147085.
- Plano de Proteção e Valorização do Litoral 2012-2015 (PAPVL), 2012. Agência Portuguesa do Ambiente, MAMAOT, Junho 2012, 98p. https://www.apambiente.pt/zdata/PoliticAs/Agua/PlaneamentoEgestao/PAPVL/PAPVL_2012-2015-FEV-V18.pdf.
- Pinto, C., Taborda, R., Silveira, T., 2013. Síntese preliminar e atualização dos resultados de monitorização das alimentações artificiais de praia na Costa da Caparica – Morfodinâmica e evolução recente (2007-2013). Relatório Técnico DLPC 1/2013. Departamento do Litoral e Proteção Costeira. Agência Portuguesa do Ambiente. 33p.
- Pinto, C., Taborda, R., Silveira, T., 2014. Monitorização da alimentação artificial das praias da Costa da Caparica (2014). Relatório de Progresso 1. Relatório Técnico DLPC 2/2014. Departamento do Litoral e Proteção Costeira. Agência Portuguesa do Ambiente. 16p.
- POEM (2011) - Plano de Ordenamento do Espaço Marítimo. Instituto da Água. Lisboa, Portugal.
- Ponte Lira, C., Nobre Silva, A., Taborda, R., and Freire de Andrade, C., 2016. Coastline evolution of Portuguese low-lying sandy coast in the last 50 years: an integrated approach, Earth Syst. Sci. Data, 8, 265-278, <https://doi.org/10.5194/essd-8-265-2016>, <https://www.earth-syst-sci-data.net/8/265/2016/essd-8-265-2016.pdf>. Para informação suplementar consultar também: <https://doi.pangaea.de/10.1594/PANGAEA.859136>
- Santos F.D., António Mota Lopes, Gabriela Moniz, Laudemira Ramos, Rui Taborda, 2014. Gestão da Zona Costeira O Desafio da Mudança Relatório do Grupo de Trabalho do Litoral, 2014- SUMÁRIO EXECUTIVO E RECOMENDAÇÕES Relatório do Grupo de Trabalho do Litoral.

Santos F.D., António Mota Lopes, Gabriela Moniz, Laudemira Ramos, Rui Taborda, 2017. Grupo de Trabalho do Litoral: Gestão da Zona Costeira: O desafio da mudança. Filipe Duarte Santos, Gil Penha- -Lopes e António Mota Lopes (Eds). Lisboa (ISBN: 978-989-99962-1-2).

Santos G., 2012. Plano de Ação de Proteção e Valorização do Litoral (PAPVL)- 2012-2015, Comunicação apresentada em Sustain – Conferência Nacional. Departamento de Ordenamento e Regulação dos Recursos Hídricos Lisboa, 14 de dezembro de 2012.

Silva A.M., Lira, C., Sousa, H., Silveira, T., Andrade, C. Taborda; R, e Freitas, M.C. (2013). Entregável 1.1.2.2.b. Análise da evolução da linha de costa nos últimos 50 anos – caso especial da Costa da Caparica Relatório técnico, Projeto Criação e implementação de um sistema de monitorização no litoral abrangido pela área de jurisdição da Administração da Região Hidrográfica do Tejo. FFCUL/APA, I.P., Lisboa, 27 p. + anexos.

D.1.9 Descritor 8: Contaminantes no meio marinho

Os níveis de concentração dos contaminantes não dão origem a efeitos de poluição.

D.1.9.1 Introdução

Em 2012, a caracterização e avaliação inicial do Descritor 8 (D8) foram efetuadas em conformidade com os critérios e normas metodológicas de avaliação constantes da Decisão da Comissão 2010/477/UE. Na avaliação relativa à subdivisão do Continente, procedeu-se à definição de seis áreas de avaliação: A1, A2, B1, B2, C1, C2, com base no conhecimento científico das características oceanográficas e morfológicas. A área B1 foi ainda subdividida nas áreas B1.1 e B1.2, tendo por base as pressões antropogénicas existentes: a subárea B1.1, caracterizada por uma elevada densidade populacional (cidades de Lisboa e Setúbal) e por três portos marítimos e complexos industriais (Lisboa, Setúbal e Sines), e a subárea B1.2 na orla costeira do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, caracterizada, em contrapartida, por baixos níveis de ocupação humana. A subárea B1.1 foi a única a não ter atingido o BEA, tendo apresentado valores acima dos valores de referência para o Pb, Hg e benzo-a-pireno no biota, e um elevado teor de contaminantes na camada superficial dos sedimentos analisados (Cd, Pb, Hg, benzo-a-antraceno, benzo-b-fluoranteno, benzo-k-fluoranteno, indeno e benzo-e-perileno). Esta contaminação foi associada ao elevado grau de industrialização existente no século 20 nas margens dos estuários do Tejo (e.g., Figuères *et al.*, 1980; Canário *et al.*, 2005; Vale *et al.*, 2008) e do Sado (e.g., Caeiro *et al.*, 2005), e da atividade industrial e portuária em Sines. Além disso, as concentrações de contaminantes orgânicos (fluoranteno, pentaclorobenzeno, endossulfão e nonilfenol) na água, acima dos valores estabelecidos nas normas de qualidade ambiental, sugeriam uma contaminação recente associada a fontes difusas canalizadas para a zona costeira, maioritariamente, pelos rios Tejo e Sado.

D.1.9.2 Metodologias e dados

D.1.9.2.1 Áreas de avaliação

As áreas de avaliação definidas em 2012, foram reajustadas, no âmbito do presente relatório, de acordo com os limites do mar territorial (as águas marítimas situadas entre a linha de base da costa portuguesa e as 12 milhas náuticas), em conformidade com o disposto na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão. Considerou-se, a delimitação do mar territorial definida no Decreto-lei 495/85, de 29 de novembro. Na Figura D-56 encontram-se representadas as novas áreas de avaliação. Os limites das três grandes divisões (A, B e C) são coincidentes com as divisões utilizadas no Relatório Inicial.

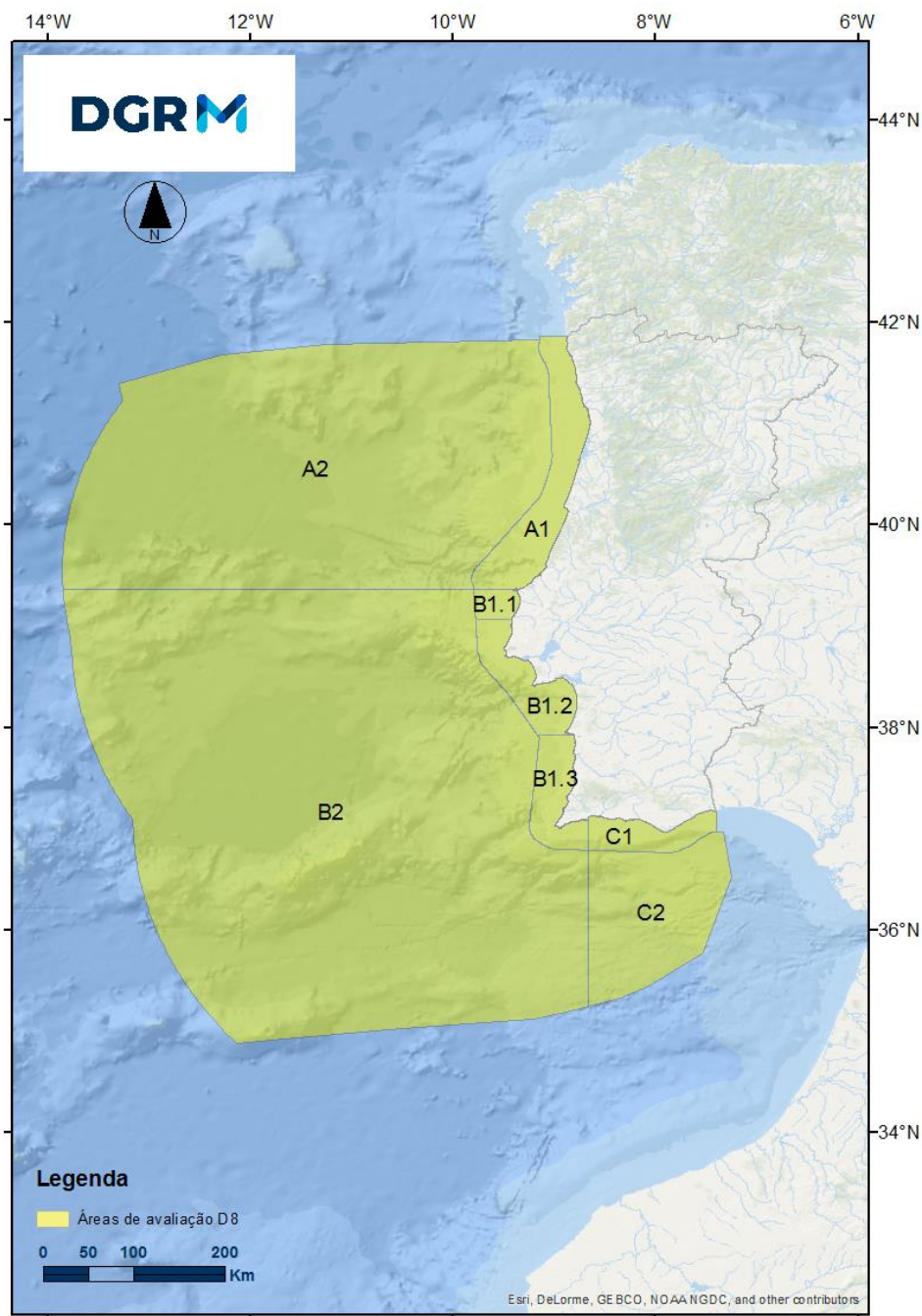


Figura D-56. Áreas de avaliação do D8³⁴ na subdivisão do Continente (IPMA, 2018).

Neste ciclo, no entanto, a linha de divisão que separa as áreas mais próximas da costa (A1, B1.1, B1.2, B1.3 e C1), das áreas mais afastadas (A2, B2 e C2), é a linha das 12 milhas náuticas. Relativamente ao Relatório Inicial, a área de avaliação B1.1 foi ainda repartida em duas áreas de avaliação (B1.1 e B1.2). Os novos limites da área de avaliação B1.1 foram definidos pelo facto de se observar, na Carta dos Sedimentos Superficiais da Plataforma Continental SED 4 (escala 1/150 000, dezembro de 2010, Instituto Hidrográfico), que grande parte desta área é coberta por afloramentos rochosos. A orla costeira é também caracterizada pela presença de pequenos cursos

³⁴ Os limites geográficos destas áreas podem ser consultados no Anexo D-I.

de água e poucas atividades industriais. A área de avaliação B1.2, seguindo os critérios do Relatório Inicial, reflete a existência de uma elevada densidade urbana na zona de Lisboa-Setúbal, de três portos marítimos, de complexos industriais (Lisboa, Setúbal e Sines) e de emissários submarinos. A área de avaliação B1.3, inclui o Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina com baixa ocupação humana e industrial.

D.1.9.2.2 Critérios para avaliação do BEA

A avaliação relativa ao D8 tem por base os critérios, normas metodológicas, especificações e métodos normalizados definidas na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão (Tabela D-69). Os limiares definidos para avaliação dos critérios de avaliação são apresentados na Tabela D-70.

Tabela D-69. Critérios e respetivos elementos e unidades de medida aplicáveis ao D8 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios
<p>(1) Nas águas costeiras e territoriais:</p> <p>a) Contaminantes selecionados em conformidade com a Diretiva 2000/60/CE:</p> <p>(i) contaminantes relativamente aos quais é estabelecida uma norma de qualidade ambiental na parte A do anexo I da Diretiva 2008/105/CE;</p> <p>(ii) poluentes específicos das bacias hidrográficas mencionados no anexo VIII da Diretiva 2000/60/CE, nas águas costeiras;</p> <p>b) Contaminantes suplementares, a estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional.</p> <p>(2) Fora das águas territoriais:</p> <p>a) Os contaminantes considerados no âmbito do n.º 1, caso ainda sejam suscetíveis de gerar efeitos de poluição;</p> <p>b) Contaminantes suplementares, a estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional.</p>	<p>D8C1 - Primário</p> <p>Nas águas costeiras e territoriais, e fora das águas territoriais as concentrações de contaminantes não excedem os limiares estabelecidos</p> <p>Unidades de medida: µg /l (água) e µg /kg (peso seco para os sedimentos) e µg /kg (peso fresco para o biota)</p>
<p>Espécies e habitats ameaçados pela presença de contaminantes.</p> <p>Lista de espécies e tecidos a analisar, e de habitats, através da cooperação regional ou sub-regional.</p>	<p>D8C2 - Secundário</p> <p>A saúde das espécies e a condição dos habitats (designadamente a composição e abundância relativa das suas espécies em locais de poluição crónica) não são negativamente afetadas devido aos contaminantes, incluindo os efeitos cumulativos e sinérgicos.</p> <p>Unidades de medida: e.g. n.º indivíduos (por espécie) e km² (por tipo de habitat)</p>

Elementos dos critérios	Critérios
Episódios de poluição aguda significativa envolvendo substâncias poluentes, tal como definidas no artigo 2.º, n.º 2, da Diretiva 2005/35/CE do Parlamento Europeu e do Conselho (1), incluindo petróleo em bruto e compostos similares.	<p>D8C3 - Primário</p> <p>A extensão espacial e a duração dos episódios de poluição aguda significativa são minimizadas.</p> <p>Unidades de medida: n.º de dias e km² (por ano)</p>
Espécies dos grupos de espécies e tipos de habitats bentónicos	<p>D8C4 - Secundário</p> <p>Os efeitos negativos dos episódios de poluição aguda significativa na saúde das espécies e na condição dos habitats (designadamente a composição e abundância relativa das suas espécies) são minimizados e, sempre que possível, eliminados.</p> <p>Unidades de medida: e.g. n.º indivíduos (por espécie) e km² (por tipo de habitat)</p>

Tabela D-70. Limiares existentes para avaliação dos critérios de avaliação do BEA do D8.

Critérios	Limiares
	<p>Nas águas costeiras e territoriais</p> <p>(a) Em relação aos contaminantes estabelecidos no n.º 1, alínea a) da Diretiva 2008/56/CE, dos elementos dos critérios, os valores fixados em conformidade com a Diretiva 2000/60/CE;</p> <p>(b) Quando os contaminantes referidos na alínea a), da Diretiva 2008/56/CE forem medidos numa matriz para a qual não haja qualquer valor fixado ao abrigo da Diretiva 2000/60/CE, a concentração dos contaminantes nessa matriz é estabelecida pelos EM através da cooperação regional ou sub-regional;</p> <p>(c) Em relação aos contaminantes suplementares selecionados ao abrigo do número 1, alínea b), da Diretiva 2008/56/CE, dos elementos dos critérios, as concentrações relativas a uma determinada matriz (água, sedimentos ou biota) que podem gerar efeitos de poluição. Os Estados-Membros devem estabelecer estas concentrações através da cooperação regional ou sub-regional, tomando em consideração a sua aplicação dentro e fora das águas costeiras e territoriais.</p>
D8C1	
	<p>Fora das águas territoriais</p> <p>(a) Para os contaminantes selecionados ao abrigo do número 2, alínea a), da Diretiva 2008/56/CE, dos elementos dos critérios, os valores aplicáveis nas águas costeiras e territoriais;</p> <p>(b) Para os contaminantes selecionados ao abrigo do número 2, alínea b), da Diretiva 2008/56/CE, dos elementos dos critérios, as concentrações relativas a uma determinada matriz (água, sedimentos ou biota) que possam gerar efeitos de poluição.</p>
D8C2	
D8C4	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional
D8C3	Não aplicável

Os valores de referência de 2012, para as substâncias prioritárias constantes do Relatório Inicial, foram definidos com base nas diretivas comunitárias ou estimados tendo por base a compilação de dados históricos (Tabela D-71).

Para avaliar o significado das concentrações destas substâncias na matriz água, comparou-se com os valores máximos admissíveis das normas de qualidade ambiental para outras águas de superfície, estabelecidas na Diretiva 2008/105/CE, usados como valores de referência.

As concentrações de metais traço na matriz sedimento foram interpretadas tendo por base a utilização de valores de referência obtidos em sondagens cujas camadas sedimentares são anteriores à década de 1850. Esta camada de sedimento é considerada como pré-industrial e as concentrações de metais traço no sedimento refletem a geologia/litologia local e atividades humanas antes da Revolução Industrial. As concentrações de metais traço foram normalizadas para a concentração de alumínio (Al), de modo a minorar o efeito de matriz do sedimento (e.g., granulometria, mineralogia). Esta razão foi, ainda, dividida pelo valor de referência pré-industrial normalizado para o Al. O quociente entre a razão obtida no sedimento superficial e o pré-industrial é denominado Fator de Enriquecimento. Para valores superiores a dois considera-se como estando acima da variação natural e havendo influência antropogénica. Este critério está de acordo com a categorização dos graus de contaminação definidos por Sutherland (2010) sugerindo que quocientes entre 2 e 5 estarão associados a contaminação moderada. Para os compostos de PAH e de PCB utilizou-se como valores de referência os “critérios ambientais de avaliação” normalizados para o carbono orgânico indicados no ICES Advice 2008, Book 1 (ICES, 2008). A razão entre a concentração obtida na camada superficial normalizada para o carbono orgânico e o valor referência é o Fator de Enriquecimento. Devido a estes compostos serem essencialmente sintéticos, os valores superiores à unidade são considerados como indicativos de influência antropogénica.

Tabela D-71. Valores de referência para as substâncias prioritárias na água, sedimento e biota. * Valores de referência dependentes da espécie de organismo marinho; ** razão entre as concentrações de metais-traço e a concentração de alumínio; *** razão entre as concentrações de compostos orgânicos e o conteúdo em carbono orgânico (C_{org}).

Contaminantes	Água (ngL^{-1})	Sedimento ($Me/Al \times 10^{-4}$)** ($Orgânico/C_{org} \times 10^{-7}$)***	Biota ($mgkg^{-1}$)
Metais-traço			
Cd (cádmio)	200	0,014**	0,25; 0,50; 1,5; 2,5; 5,0*
Pb (chumbo)	7200	3,3**	1,0; 2,0; 2,5; 5,0*
Hg (mercúrio)	50	0,010**	2,5; 5,0*
Ni (níquel)	20000	6,4**	9,5
Cu (cobre)		2,7**	95
Zn (zinco)		12**	1925
Cr (crómio)		8,9**	
As (arsénio)		1,9**	
Compostos PBDE			
PBDE47	0,2	-	-
PBDE99			

Contaminantes	Água (ngL ⁻¹)	Sedimento (Me/Al x 10 ⁻⁴)** (Orgânico/Corg x 10 ⁻⁷)***	Biota (mgkg ⁻¹)
PBDE100			
PBDE153			
PBDE154			
Fenóis			
Nonilfenol	300		
Pentaclorofenol	400		
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs)			
Antraceno	100	78***	10; 25; 30*
Fluoranteno	100	250	
Fenantreno		1250***	
Benzo-a-pireno	50	625***	
Benzo-a-antraceno		1,5***	
Benzo-b-fluoranteno	30		
Benzo-k-fluoranteno	30	3,5***	
Indeno	2	1,6***	
Benzo-e-perileno		2,1***	
Bifenilos policlorados (PCBs)			
CB52		2,7***	0,83
CB101		3,0***	0,016
CB118		0,63***	0,0033
CB138		7,9***	0,398
CB153		40***	16
CB180		12***	0,630
Outros compostos orgânicos			
DDT	10		
Endossulfão	0,5		
Hexaclorobenzeno	10		
Hexaclorobutadieno	100		
Pentaclorobenzeno	0,7		
TBT (tributilestanho)	0,2		

Para avaliação das concentrações destas substâncias na matriz biota utilizaram-se os valores estipulados na Diretiva 2001/22/CE para o Cd, Hg, Pb e o PAH benzo-a-pireno. Para os congéneres de PCB CB52, CB101, CB118, CB138, CB153 e CB180 utilizou-se como valores de referência os “critérios ambientais de avaliação” indicados no ICES Advice 2008, Book 1 (ICES, 2008). Para as concentrações de Ni, Cu e Zn estimou-se os valores de referência com base nos “Provisional Tolerance Weekly Intake” indicados pela Organização Mundial de Saúde e na estimativa do ICES da quantidade anual de pescado ingerido por habitante em Portugal.

D.1.9.2.3 Dados e fontes de informação disponíveis

A informação disponível para o critério D8C1 na **matriz sedimento**, para efeitos de reavaliação do BEA, é reduzida. É de referir que existe informação adicional correspondente à avaliação de materiais dragados para As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, PCB, PAB e HCB conforme definido na Portaria n.º 1450/2007, de 12 de novembro. No entanto, esta informação não pode ser utilizada para este efeito uma vez que, não cumpre com os objetivos de um programa de monitorização. De um modo semelhante, os artigos científicos (e.g., Rocha *et al.*, 2017), que continham resultados de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) e compostos bifenilos policlorados (PCBs), não foram utilizados em virtude dos conteúdos em carbono orgânico (C_{org}) não terem sido determinados (MAMAOT, 2012a). A informação disponível para a matriz sedimento refere-se apenas à área C1, onde foram consideradas doze amostras de sedimentos recolhidas, em setembro de 2014, no âmbito do projeto de Avaliação do Impacto da Área de Produção Aquícola da Armonia (IAPAA) (sul de Portugal). A localização destes pontos de amostragem encontra-se representado pela área retangular na Figura D-57.

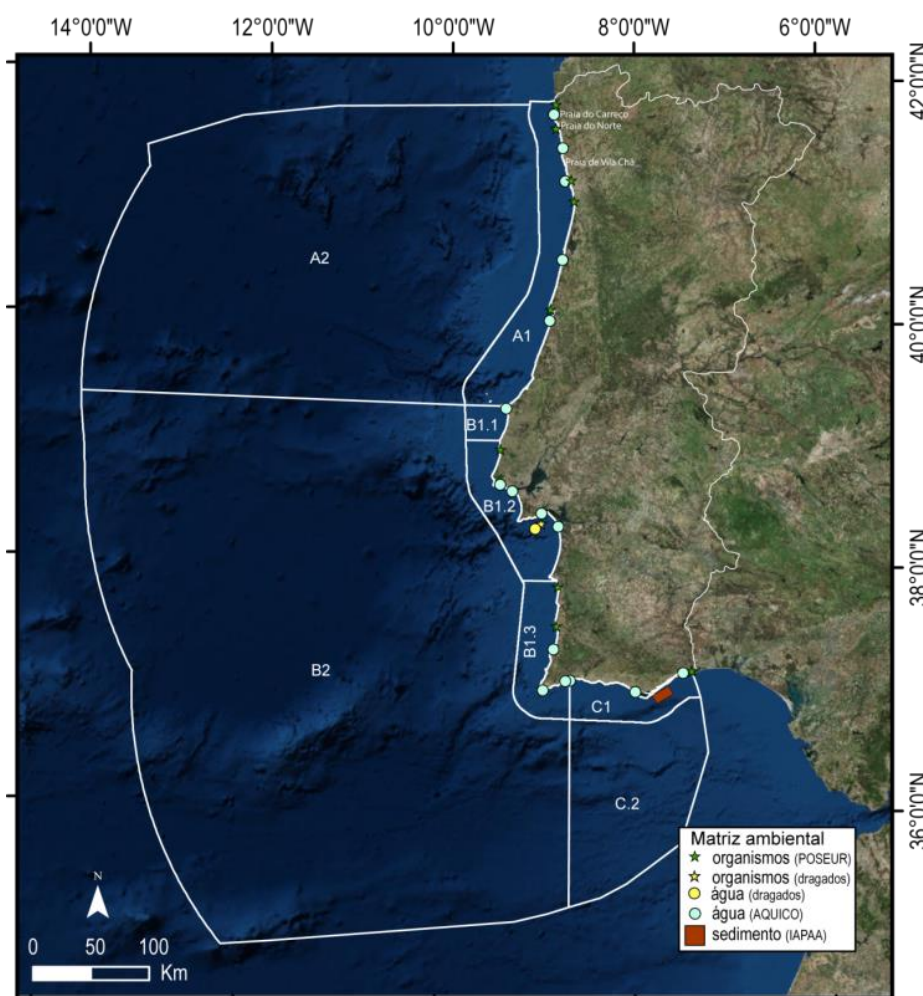


Figura D-57. Áreas de avaliação definidas para a subdivisão do Continente. Os pontos representam os locais com os dados considerados no Descritor 8 (Fonte: Mil-Homens *et al.*, 2018).

Também para o critério D8C1, mas na **matriz água**, foram considerados os dados obtidos no Projeto AQUICO (Avaliação da Qualidade Química das Águas Conquícolas Litorais, 31-03-01-FEP-0177). Os pontos de amostragem foram escolhidos tendo como base o critério da maior proximidade às zonas de produção dos moluscos bivalves, tendo sido considerados 16 pontos de amostragem, representados por círculos na Figura D-57. A amostragem de águas foi realizada sempre nas mesmas condições de maré de acordo, como o definido na Diretiva 2006/113/CE. A análise de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, na fração dissolvida, foi realizada com recurso a amostradores passivos [*diffusive gradient in thin film* (DGTs)]. No âmbito dos trabalhos de monitorização da imersão de dragados desenvolvidos na área BT1.2 foram colhidas amostras de água para a determinação de Cd, Cr, Cu, Ni e Pb, na fração dissolvida, com recurso a amostradores passivos.

A informação contida nos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (2016-2021) relativa ao estado químico das massas de água costeiras não foi considerada neste relatório, uma vez que estas não são geograficamente coincidentes com as áreas de avaliação definidas para o D8.

Para o critério D8C1, na **matriz biota**, foi compilada informação obtida no âmbito do Sistema Nacional de Monitorização de Bivalves (SNMB) para seis espécies de bivalves: *Spisula solida* (Linnaeus, 1758), *Callista chione* (Linnaeus, 1758), *Donax trunculus* (Linnaeus, 1758), *Solen marginatus* (Pulteney, 1799), *Mytilus* sp. e *Magallana gigas* (Thunberg, 1793); e duas espécies de peixes: *Raja brachyura* (Lafont, 1871) e *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758), existentes ao longo da costa portuguesa (Tabela D-72).

Tabela D-72. Nomes comuns, locais de captura, número de amostras (número de indivíduos ≥ 10 por amostra) colhidas no âmbito do SNMB e tecido analisado.

Nome comum	Local de captura	Número de amostras (nº ind ≥ 10)	Tecido analisado
Amêijoia-branca	A1	29	Tecidos edíveis
Ameijola	B1.1	10	Tecidos edíveis
Conquilha	B1.2, C1	7, 18	Tecidos edíveis
Lingueirão	B1.2	5	Tecidos edíveis
Mexilhão	A1, B1.1, B1.2, B1.3, C1	17, 1, 27, 10, 14	Tecidos edíveis
Ostra-gigante	C1	14	Tecidos edíveis

Além desta informação, foram também consideradas as análises a cinco espécies de peixes *Trisopterus luscus* (Linnaeus, 1758), *Scorpaena porcus* (Linnaeus, 1758), *Solea solea* (Linnaeus, 1758), *Raja clavata* (Linnaeus, 1758) e *Raja miraletus* (Linnaeus, 1758), recolhidas em 2013, no programa de caracterização de imersão de materiais dragados na área B1.2 (estrela amarela, Figura D-57). Rocha *et al.* (2018) e Camacho *et al.* (2018) quantificaram a presença de poluentes orgânicos persistentes (PAHs, retardadores de chama) e de metais-traço (Cd, Pb e Hg) nas gónadas de ouriço-do-

mar [*Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816)] de espécimes recolhidas em três praias da área AT (praia de Vila Chã e praias do Carreço e do Norte nas proximidades de Vila do Conde e de Viana do Castelo, respetivamente). Foi ainda considerada a informação relativa à determinação de fluoranteno, benzo(a)pireno, dioxinas e compostos semelhantes a dioxinas em mexilhões (*Mytilus* sp.), obtida no âmbito do Projeto POSEUR-03-2013-FC-000001 – “Melhoria da Avaliação do Estado das Massas de Água” (APA, I.P. 2017). Os mexilhões foram colhidos, em julho de 2016, em nove estações de amostragem (estrelas verdes Figura D-57), situadas de Norte a Sul, ao longo da zona costeira portuguesa, nas oito regiões hidrográficas do Continente.

Para o critério D8C2, não foi avaliada a saúde das espécies e a condição dos habitats. Os critérios D8C3 e D8C4 não foram considerados neste relatório, em virtude de não terem sido detetados episódios de poluição aguda significativa, apesar de terem sido identificados incidentes associados com derrames esporádicos de hidrocarbonetos e/ou de outras substâncias.

D.1.9.3 Resultados

▪ Área de avaliação A1

As concentrações de Cd, Hg e Pb obtidas no SNMB, na **matriz biota** (*Spisula solida* e *Mytilus* sp.), são sempre inferiores às condições de referência (Tabela D-73). Cinco amostras de mexilhão recolhidas no âmbito do Projeto POSEUR mostram que as concentrações de fluoranteno variam entre os 2 e 3 $\mu\text{g Kg}^{-1}$ e que as de benzo(a)pireno são menores que 1 $\mu\text{g Kg}^{-1}$.

Tabela D-73. Valores medianos das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg^{-1} , peso húmido) obtidas neste período de avaliação, e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de amêijoia-branca e mexilhão capturadas na área de avaliação A1.

Nome comum	Nome científico	Cd	Pb	Hg
Regulamentar		1.0	1.5	0.50
Amêijoia-branca	<i>Spisula solida</i>	0.12	0.17	0.016
Mexilhão	<i>Mytilus</i> sp.	0.18	0.17	0.018

Na **matriz água**, Rocha *et al.* 2017 determinou as concentrações de PAHs em duas amostras de água do mar recolhidas em duas praias atlânticas, ambas localizadas perto da refinaria de petróleo de Perafita e do porto marítimo de Leixões. Os valores do somatório dos 16 PAHs foram de 49 ngL^{-1} (valores médios de benzo-a-pireno=2.9; benzo-b-fluoranteno=10.2, benzo-k-fluoranteno=6.8) e de 60 ngL^{-1} (valores médios de antraceno=6.5, benzo-a-pireno=2.3, benzo-b-fluoranteno=10.0, benzo-k-fluoranteno=6.6). Estes valores são inferiores aos valores de referência para as substâncias prioritárias na água definidos em 2012 no Relatório Inicial.

- **Área de avaliação B1.1**

Nesta área apenas existem duas amostras de *Mytilus* sp., que apresentaram teores de Hg, Cd e Pb inferiores às condições de referência.

- **Área de avaliação B1.2**

As principais pressões antropogénicas estão associadas aos dois sistemas fluvio-estuarinos (Tejo e Sado), ao elevado número de habitantes e à atividade industrial e portuária aí existentes, em que também se inclui Sines. Além destas pressões, são de considerar os emissários submarinos da Guia, Sesimbra e Sines, que descarregam diretamente na zona costeira.

Os valores para amostras de **água**, obtidos no âmbito trabalhos de monitorização da imersão de dragados, são inferiores às condições de referência definidas no Relatório Inicial (MAMAOT, 2012a). Nestes trabalhos foram também amostradas cinco (**matriz biota**) espécies de organismos marinhos (*Trisopterus luscus*, *Scorpaena porcus*, *Solea solea*, *Raja clavata* e *Raja miraletus*), tendo as concentrações obtidas no músculo sido inferiores às condições de referência (Tabela D-74).

Tabela D-74. Concentrações médias de Cd, Pb e Hg (mg Kg⁻¹, peso húmido) obtidas neste período de avaliação e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 das cinco espécies amostradas na subárea B1.2.

Nome comum	Nome científico	Cd, Pb e Hg (mg kg ⁻¹ , peso húmido)		
		Cd	Pb	Hg
Regulamentar		1.0	1.5	0.50
Faneca	<i>Trisopterus luscus</i>	0.002	0.028	0.017
Rascasso	<i>Scorpaena porcus</i>	0.003	0.062	0.025
Solha	<i>Solea solea</i>	0.002	0.041	0.009
Raia-lenga	<i>Raja clavata</i>	0.002	0.001	0.048
Raia-de-quatro-olhos	<i>Raja miraletus</i>	0.002	0.026	0.029

A avaliação da componente biótica teve ainda em consideração amostras de moluscos bivalves recolhidos no âmbito do SNMB, as quais apresentaram teores de Hg, Cd e Pb inferiores às condições de referência (Tabela D-75). A amostra de mexilhões recolhida no âmbito do Projeto POSEUR apresenta concentrações de fluoranteno de 2 µg Kg⁻¹ e de benzo(a)pireno menor que 1 µg Kg⁻¹.

Tabela D-75. Valores medianos das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg^{-1} , peso húmido) obtidas neste período de avaliação, e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de amêijoas, conquilha, lingueirão e mexilhão capturados na subárea de avaliação B1.2.

Nome comum	Nome científico	Cd Pb Hg (mg kg^{-1} , peso húmido)		
		Regulamentar	1.0	1.5
Amêijoas-branca	<i>Spisula solida</i>	0.14	0.09	0.013
Conquilha	<i>Donax trunculus</i>	0.025	0.22	0.018
Lingueirão	<i>Solen marginatus</i>	0.080	0.09	0.014
Mexilhão	<i>Mytilus sp.</i>	0.11	0.22	0.021

▪ Área de avaliação B1.3

Na **matriz biota**, as concentrações de Cd, Hg, Pb foram inferiores aos valores de referência (Tabela D-76). As duas amostras de mexilhões recolhidas nesta subárea, no âmbito do Projeto POSEUR, apresentam concentrações de fluoranteno de $2 \mu\text{g Kg}^{-1}$ e de benzo(a)pireno menor que $1 \mu\text{g Kg}^{-1}$.

Tabela D-76. Valores medianos das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg^{-1} , peso húmido) obtidas neste período de avaliação, e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de mexilhão capturadas na subárea de avaliação B1.3.

Nome comum	Nome científico	Cd Pb Hg (mg kg^{-1} , peso húmido)		
		Regulamentar	1.0	1.5
Mexilhão	<i>Mytilus sp.</i>	0.20	0.20	0.014

▪ Área de avaliação C1

Na **matriz sedimento** da área C1, as 12 amostras de sedimentos superficiais obtidas, no âmbito do IAPAA, apresentaram valores medianos das razões com o Al dos metais-traço (As, Cd, Cr, Cu, Pb e Zn) acima dos valores de referência definidos na avaliação inicial (MAMAOT, 2012a), sendo, no entanto, a proporção da área afetada inferior a 10% da área total de avaliação.

Para a **matriz biota**, todos os organismos apresentaram concentrações de Cd, Hg, Pb, fluoranteno e benzo(a)pireno inferiores aos valores de referência (Tabela D-77). A amostra de mexilhão recolhida no âmbito do Projeto POSEUR apresenta concentrações de fluoranteno de $2 \mu\text{g Kg}^{-1}$ e de benzo(a)pireno menor que $1 \mu\text{g Kg}^{-1}$.

Tabela D-77. Valores medianos das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg^{-1} , peso húmido) obtidas neste período de avaliação e a estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de conquilha, mexilhão e ostra-gigante capturadas na área de avaliação C1.

Nome comum	Nome científico	Cd	Pb	Hg
Regulamentar		1.0	1.5	0.50
Conquilha	<i>Donax trunculus</i>	0.015	0.13	0.020
Mexilhão	<i>Mytilus sp.</i>	0.20	0.22	0.014
Ostra-gigante	<i>Magallana gigas</i>	0.70	0.15	0.016

D.1.9.4 Determinação e Avaliação do BEA

A carência de informação disponível, resultante de uma baixa cobertura espacial das amostras para as matrizes consideradas (água, sedimentos e biota), no período de 2013 a 2018, implicou que a nova avaliação do BEA para as águas desta subdivisão seja assente no ajuste da classificação obtida, em 2012, aos novos limites das áreas de avaliação (Figura D-57), com um grau de confiança baixo na avaliação do BEA. É de realçar, no entanto, que, a avaliação do BEA para o critério D8C1, é condicionada pela contaminação histórica dos sedimentos marinhos das oito áreas, cuja batimetria varia entre a zona intertidal e o mar profundo. As taxas de sedimentação em zonas próximas das desembocaduras dos principais cursos de água (e.g., Douro, Tejo, Sado, Guadiana) são superiores às obtidas em regiões mais profundas e distantes da influência das zonas de descarga dos rios. As maiores taxas de sedimentação nas áreas mais próximas da costa implicam um maior transporte de material particulado estuarino historicamente contaminado para a plataforma continental adjacente (e.g., Jesus *et al.*, 2010 e 2013; Mil-Homens *et al.*, 2009 e 2016). Na zona do prodelta do Tejo, as taxas de sedimentação variam entre 0.16 e 2.13 cm.a^{-1} (Jouanneau *et al.*, 1998; Mil-Homens *et al.*, 2009). Nas cabeceiras dos canhões submarinos de Cascais, de Lisboa e de Setúbal as taxas de sedimentação são 0.67 cm.a^{-1} , 0.26 cm.a^{-1} e 0.13 cm.a^{-1} , respetivamente (Costa *et al.*, 2011). Nas zonas mais profundas, destes canhões submarinos (entre 2000 e 5000 m de profundidade), os valores diminuem com a profundidade, variando entre os 0.03 e os 0.07 cm.a^{-1} (Costa *et al.*, 2011). Estes valores representam, na maioria das situações, alguns milímetros de espessura de sedimentos depositados no fundo marinho no intervalo de tempo considerado no período de reavaliação do estado ambiental (2013 a 2018). Assim, não é expectável que, no segundo ciclo de avaliação, sejam observadas alterações significativas no grau de contaminação dos sedimentos marinhos, em particular nas áreas mais próximas da costa.

- **Área de avaliação A1**

Os diversos sistemas fluvio-estuarinos (Minho, Lima, Neiva, Cávado, Ave, Leça, Douro, Mondego e Lis), em conjugação com os emissários submarinos (Viana do

Castelo, Leirosa, Matosinhos, Gaia, Espinho, Nazaré e Foz do Arelho) que descarregam diretamente na zona costeira, o Porto de Leixões e a refinaria de Matosinhos constituem as principais pressões ambientais na área A1.

Os resultados obtidos para as **matrizes biota e água** não ultrapassam os níveis de referência, pelo que se considera atingido o BEA. No entanto, o reduzido número de amostras faz com que o grau de confiança da avaliação seja baixo.

- **Área de avaliação B1.1**

A nova subárea surge devido à presença de um tipo de fundo maioritariamente rochoso. Este é interpretado como reflexo da quase inexistência de linhas de água que contribuam com material detrítico para este setor da costa.

A inexistência de pressões antropogénicas significativas, em conjugação com os valores obtidos para a matriz biota, sugere que o BEA foi atingido, no entanto com um grau de confiança baixo.

- **Área de avaliação B1.2**

As principais pressões antropogénicas estão associadas aos dois sistemas fluvio-estuarinos (Tejo e Sado), ao elevado número de habitantes e à atividade industrial e portuária aí existentes. Além destas pressões, são de considerar os emissários submarinos da Guia, Sesimbra e Sines que também descarregam diretamente na zona costeira.

A avaliação da **matriz biota** teve por base amostras de moluscos bivalves e de peixes, com concentrações de Cd, Pb e Hg inferiores às condições de referência.

Embora não existam amostras que indiquem a diminuição da qualidade do ambiente, a ausência de amostras da **matriz sedimento** implica que o grau de confiança da avaliação seja baixo, tendo sido decidido manter a classificação de BEA Não Atingido. De salientar que, na avaliação de 2012 (MAMAOT, 2012a), foi considerado que a camada de sedimentos analisada (cerca de 5 cm de espessura) correspondia, provavelmente, a uma deposição entre duas e três décadas, sendo que as concentrações obtidas reflectiam, necessariamente, uma integração temporal incluindo a contaminação de períodos anteriores com maiores pressões antropogénicas (contaminação histórica), pelo que as concentrações apresentadas não representavam, de forma rigorosa, o efeito das pressões atuais.

- **Área de avaliação B1.3**

As principais pressões existentes nesta área são o sistema fluvio-estuarino do Mira e os emissários submarinos do Carvoeiro e de Sagres que descarregam diretamente na zona costeira.

Na **matriz biota**, as concentrações de Cd, Hg, Pb, fluoranteno e benzo(a)pireno foram inferiores aos valores de referência, mantendo-se a classificação de BEA atingido. Embora em nenhum dos casos tenham sido ultrapassados os níveis de referência, o número reduzido de amostras faz com que o grau de confiança da avaliação seja baixo.

- **Área de Avaliação C1**

Os três sistemas estuarinos (Arade, Ria Formosa e Guadiana) constituem, juntamente com as descargas do emissário submarino de Vale de Faro, a maior pressão ambiental nesta área. É de salientar ainda que, esta zona costeira, sofre um grande aumento da pressão antropogénica durante os meses de verão, associada ao turismo

Na **matriz sedimento** a proporção da área de avaliação que ultrapassou os níveis de referência é muito reduzida. Na **matriz biota**, as concentrações obtidas não ultrapassaram os limites de referência. A classificação de BEA atingido é mantida embora se considere que o grau de confiança da avaliação é baixo.

- **Áreas A2, B2 e C2**

As pressões antropogénicas existentes estão associadas, essencialmente, ao transporte marítimo e deposição atmosférica. Também o transporte do material particulado contaminado das zonas estuarinas e costeiras para as zonas mais profundas do oceano, associado à dinâmica sedimentar, à morfologia do fundo (por exemplo a existência de canhões submarinos) e aos processos oceanográficos e climatológicos poderá também constituir uma pressão antropogénica.

Tendo em conta, a inexistência de amostras das matrizes água, sedimentos e biota, o grau de confiança na avaliação do BEA nestas áreas é baixo. Contudo, a contiguidade das áreas A2, e C2 com as áreas A1 e C1, respetivamente, sugere que o BEA é atingido nestas áreas. No caso da Área B2, apesar de parte dela ser contígua a uma área em que o BEA não foi atingido (B1.2), as zonas localizadas ao longo do eixo e na parte terminal dos canhões submarinos poderão sofrer alguma contribuição de sedimentos contaminados por eles transportados. Estas zonas potencialmente contaminadas representam menos de 10% da área de avaliação. É de realçar, no entanto, que o efeito destas pressões antropogénicas é significativamente menor do que na área B1.2 em resultado da maior distância às fontes de contaminação e da diluição por material particulado marinho não contaminado.

O estado ambiental das áreas de avaliação na subdivisão do Continente é sintetizado na Tabela D-78, e representado na Figura D-58. Com a exceção da subárea B1.2, as áreas de avaliação da subdivisão do Continente são consideradas como atingindo o BEA, com um grau de confiança baixo, resultante da baixa cobertura espacial das

amostras para as matrizes consideradas (água, sedimentos e biota), no período de 2013 a 2018.

Tabela D-78. Avaliação do BEA do D8, e respetivo grau de confiança, por área de avaliação.

Áreas de avaliação	BEA	Grau de confiança
A1	Atingido	Baixo
A2	Atingido	Baixo
B1.1	Atingido	Baixo
B1.2	Não atingido	Baixo
B1.3	Atingido	Baixo
B2	Atingido	Baixo
C1	Atingido	Baixo
C2	Atingido	Baixo

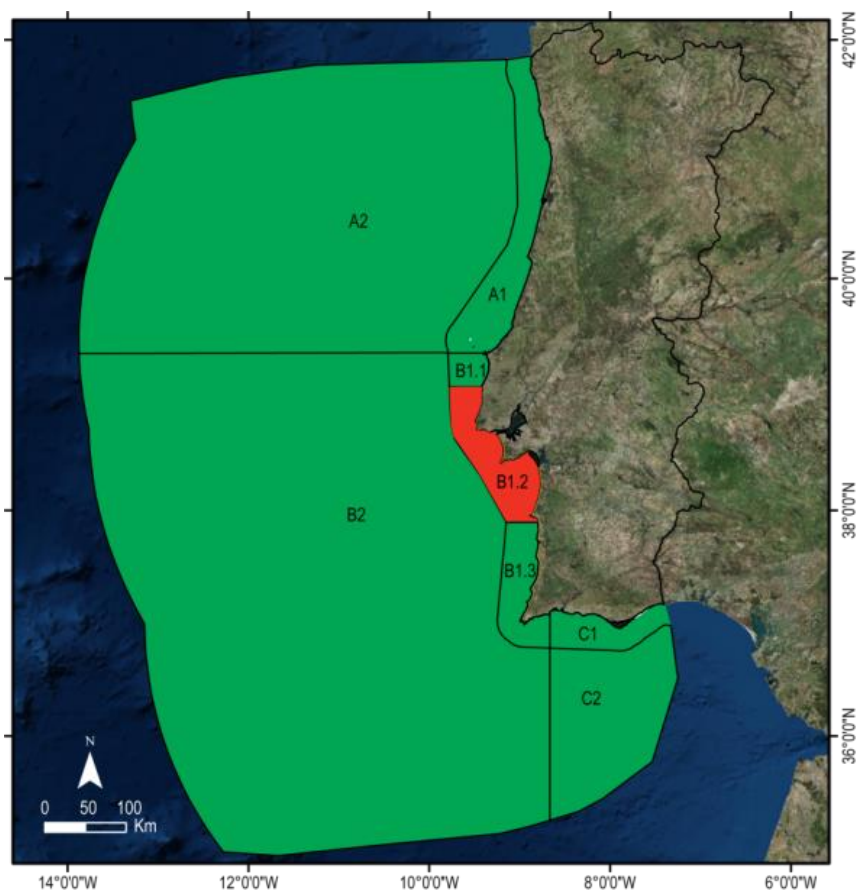


Figura D-58. Bom Estado Ambiental do D8 por área de avaliação (IPMA, 2018).

D.1.9.5 Metas e Indicadores

Não são estabelecidas metas ambientais para os grupos de substâncias / matrizes, que nesta avaliação são consideradas em BEA.

No que respeita à área de avaliação B1.2, não são estabelecidas metas específicas para os níveis de contaminantes de Cd, Pb, Hg, benzo-a-antraceno, benzo-b-fluoranteno, benzo-k-fluoranteno, indeno e benzo-e-perileno, na matriz sedimentos, uma vez que, de acordo com a avaliação efetuada em 2012, se estima que esta contaminação esteja associada à deposição de partículas durante as últimas duas a três décadas (MAMAOT, 2012a). Ou seja, estas camadas espelham muito provavelmente a contaminação histórica existente na região, não existindo por esse motivo, ao abrigo da DQEM, medidas adicionais que possam ser adotadas. Face ao exposto, a revisão do Programa de Medidas, a ocorrer até 2020, deve prever a aplicação da exceção do n.º 4 do artigo 14.º da diretiva.

D.1.9.6 Referências

- APA, I.P. 2017. Determinação de substâncias prioritárias no biota (mexilhões) em águas costeiras - Resultados de 2016. Relatório Técnico relativo ao Projeto POSEUR-03-2013-FC-000001 - "Melhoria da avaliação do estado das massas de água", Componente "Desenvolvimento e implementação de métodos inovadores na avaliação de substâncias prioritárias, de substâncias da lista de vigilância e de compostos emergentes nas massas de água e de substâncias prioritárias no biota para a melhoria da avaliação do estado químico". Departamento de Recursos Hídricos/Divisão do Estado Qualitativo da Água, Agência Portuguesa do Ambiente, I.P., Ministério do Ambiente.
- Caeiro, S.; Costa, M.H.; Ramos, T.B.; Fernandes, F.; Silveira, N.; Coimbra, A.; Medeiros, G.; Painho, M.; 2005. Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach. *Ecological Indicators*, 5(2):151-169.
- Camacho, C., Rocha, A.C., Barbosa, V.L., Anacleto, P., Carvalho, M.L., Rasmussen, R.R., Sloth, J.J., Almeida, C.M., Marques, A., Nunes, M.L., 2018. Macro and trace elements in *Paracentrotus lividus* gonads from South West Atlantic areas. *Environmental Research*; 162: 297-307.
- Canário, J., Caetano, M., Vale, C., 2008. Distribution of monomethylmercury and mercury in surface sediments of the Tagus Estuary (Portugal). *Marine Pollution Bulletin*; 50: 1121–1145.
- Costa, AM, Mil-Homens M, Lebreiro SM, Richter TO, de Stigter H, Boer W, Trancoso MA, Melo Z, Mouro F, Mateus M, Canário J, Branco V, Caetano M, 2011. Origin and transport of trace metals deposited in the canyons off Lisboa and adjacent slopes (Portuguese Margin) in the last century. *Marine Geology*; 282: 169-177.
- Figuères, G., Martin, J.M., Meybeck, M., and Seyler, P. 1985. A comparative study of mercury contamination in the Tagus Estuary (Portugal) and major French

- Estuaries (Gironde, Loire, Rhône). *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 20: 183–203.
- IPMA (2018). Relatório do segundo ciclo de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas nas subdivisões do Continente e da Plataforma Continental Estendida: Descritor 8 - Contaminantes no meio marinhos. Outubro de 2018, 19 p.
- Jesus, C.C., de Stigter, H.C., Richter, T.O., Boer, W., Mil-Homens, M., Oliveira, A., Rocha F., 2010. Trace metal enrichments in Portuguese submarine canyons and open slope: anthropogenic impact and links to sedimentary dynamics. *Marine Geology*, 271: 72-83.
- Jouanneau, J.M.; Garcia, C.; Oliveira, A.; Rodrigues, A.; Dias, J.A.; Weber, O.; 1998. Dispersal and deposition of suspended sediment on the shelf off the Tagus and Sado estuaries, S.W. Portugal. *Progress in Oceanography*; 42: 233-257.
- MAMAOT, 2012. Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012, 906 p.
- Mil-Homens, M., Branco, V., Vale, C., Boer, W., Alt-Epping, U., Abrantes, F., Vicente, M., 2009. Sedimentary record of anthropogenic metal inputs in the Tagus prodelta (Portugal). *Continental Shelf Research*; 29: 381-392.
- Mil-Homens, M., Vale, C., Naughton, F., Brito, P., Drago, T., Anes, B., Raimundo, J., Schmidt, S., Caetano, M., 2016. Footprint of roman and modern mining activities in a sediment core from the southwestern Iberian Atlantic shelf. *Science of the Total Environment*; 571: 1211-1221.
- Rocha, M.J., Dores-Sousa, J.L., Cruzeiro, C., Rocha, E., 2017. PAHs in water and surface sediments from Douro River estuary and Porto Atlantic coast (Portugal)—impacts on human health. *Environmental Monitoring and Assessment*; 189: 425-439.
- Rocha, A., Camacho, C., Eljarrat, E., Peris, A., Aminot, Y., Readman, J., Boti, V., Nannou, C., Marques, A., Nunes, M.L., Almeida, C.M., 2018. Bioaccumulation of persistent and emerging pollutants in wild sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Environmental Research*; 161: 354-363.
- Vale, C., Canário, J., Caetano, M., Lavrado J., Brito, P., 2008. Estimation of Anthropogenic Quantities of Elements in Surface Sediments of the Tagus Estuary (Portugal). *Marine Pollution Bulletin*; 56: 1364-1367.

D.1.10 Descritor 9: Contaminantes em organismos marinhos para consumo humano

Os contaminantes nos peixes e mariscos para consumo humano não excedem os níveis estabelecidos pela legislação da União ou outras normas pertinentes.

D.1.10.1 Introdução

A presença de contaminantes em peixes e outros organismos marinhos, acima dos níveis estabelecidos para o consumo humano, pode ter um efeito negativo na saúde do consumidor (WHO, 2016), na sustentabilidade e utilização dos recursos marinhos e, conseqüentemente, no ambiente.

A avaliação inicial do Descritor 9 (D9), efetuada em 2012, incidiu sobre a determinação do indicador 9.1.1 (níveis reais de contaminantes detetados e número de contaminantes que excederam os níveis máximos regulamentares), avaliado com base nas concentrações de substâncias prioritárias na parte comestível do biota usado para consumo humano, e sobre o indicador 9.1.2 (frequência da superação dos níveis regulamentares), calculado com base nos níveis regulamentares estipulados no indicador 9.1.1. Foi considerada informação referente a treze espécies utilizadas para consumo humano em Portugal e definiram-se sete áreas de avaliação, desde Caminha até Vila Real de Santo António, separadas entre a zona costeira (até à batimétrica dos 200 m) e as águas oceânicas (entre aquela isóbata e a linha que delimita o exterior da subdivisão do Continente). Para a subdivisão do Continente a avaliação inicial concluiu que o BEA foi atingido, com um nível de confiança que variou entre elevado e baixo.

D.1.10.2 Metodologia e dados

D.1.10.2.1 Áreas de avaliação

Na presente avaliação, relativa aos últimos cinco anos (período compreendido entre 2013 e 2017), pretende-se identificar, para cada contaminante, quais as espécies que apresentam níveis superiores aos estabelecidos pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006, especificando qual a matriz utilizada e a proporção dos contaminantes que atingiram os respetivos limiares.

No Relatório Inicial (MAMAOT, 2012a) a subdivisão do continente foi dividida em sete áreas de avaliação: A1, A2, B1.1, B1.2, B2, C1 e C2. Para este novo ciclo de avaliação, estas divisões foram mantidas. No entanto, as respetivas distâncias à costa foram alteradas, passando da batimétrica dos 200 m para os limites do mar territorial (as águas marítimas situadas entre a linha de base da costa portuguesa e as 12

milhas náuticas) de acordo com o disposto na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão (Figura D-59).

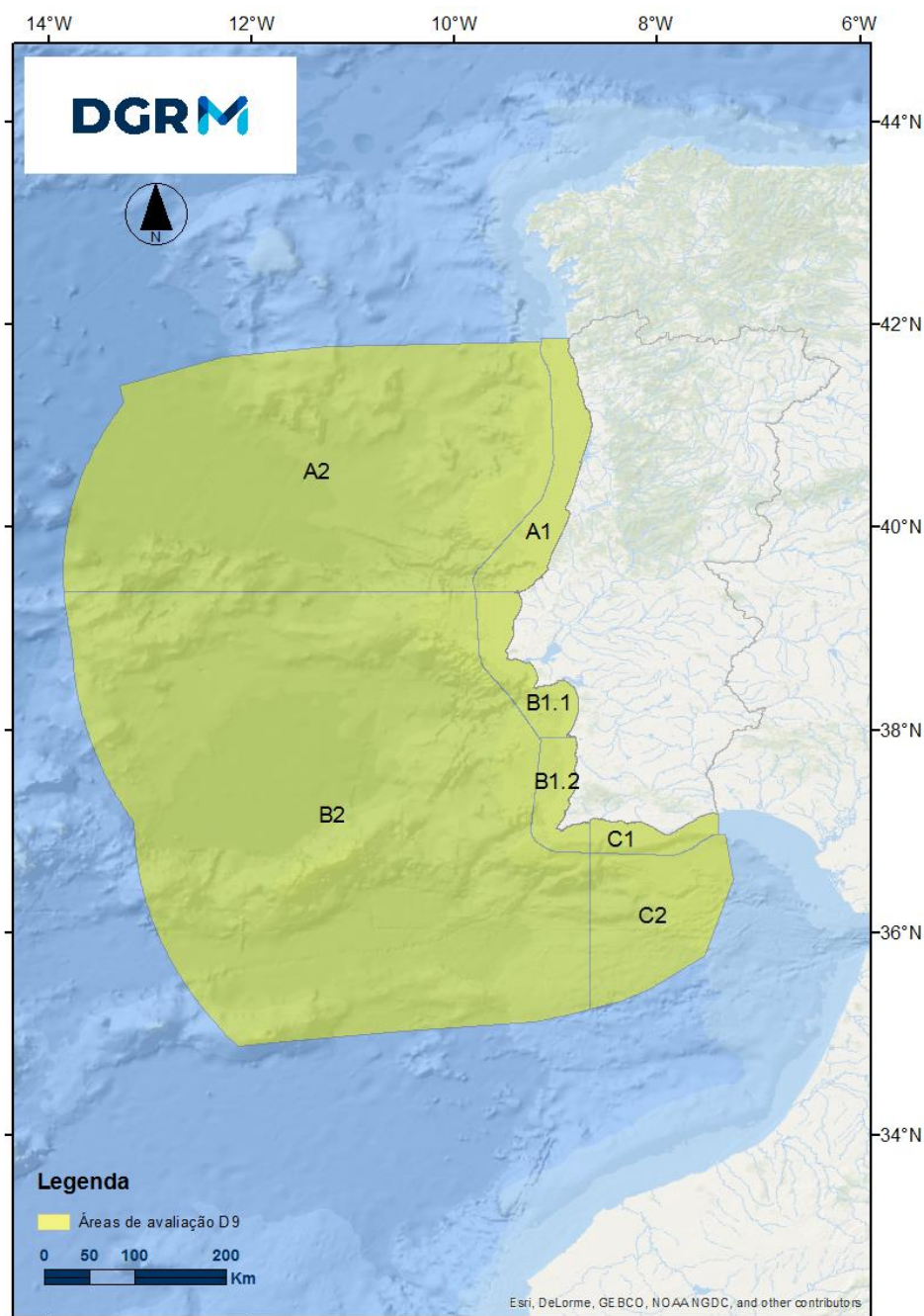


Figura D-59. Áreas de avaliação do D9³⁵ na subdivisão do Continente (IPMA, 2018).

D.1.10.2.2 Critérios para avaliação do BEA

Para a realização da presente avaliação foi utilizado o critério primário e as normas metodológicas associadas, as especificações e os métodos normalizados constantes da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão de 17 de maio. Na Tabela D-79 são apresentados os elementos dos critérios, critérios e limiares aplicáveis ao D9.

³⁵ Os limites geográficos destas áreas podem ser consultados no Anexo D-I.

Tabela D-79. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D9 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Contaminantes enumerados no Regulamento (CE) nº 1881/2006. Os EM podem avaliar contaminantes suplementares, a estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional. Lista de espécies e tecidos a analisar, a estabelecer de acordo com as condições estabelecidas nas “especificações” e através da cooperação regional ou sub-regional.	D9C1 - Primário O nível de contaminantes presentes nos tecidos comestíveis (músculo, fígado, ovas, carne ou outras partes moles, se for caso disso) dos organismos marinhos (incluindo peixes, crustáceos, moluscos, equinodermes, algas e outras plantas marinhas) capturados ou colhidos no meio natural (exceto peixes ósseos provenientes da maricultura) não é superior aos limiares estabelecidos. Unidades de medida: µg/kg, mg/kg ou pg/g	(a) Para os contaminantes enumerados no Regulamento (CE) nº 1881/2006, os níveis máximos estabelecidos nesse regulamento (b) Para outros contaminantes limiares a estabelecer pelos EM através da cooperação regional e sub-regional.

Importa ter em consideração que as espécies a utilizar no âmbito do critério D9C1 devem ser relevantes para a região ou sub-região, abrangidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 e ter importância no consumo humano e captura para o EM.

Considera-se que se atinge o BEA quando os contaminantes nos peixes, moluscos e mariscos para consumo humano não excedem os níveis estabelecidos pela legislação comunitária ou outras normas relevantes, isto é, quando menos de 10% das amostras apresentam desvios positivos em relação aos níveis fixados. O uso desta metodologia na presente avaliação, tem por fim facilitar a comparação dos resultados dos dois ciclos de avaliação. À avaliação de cada área é atribuído um grau de confiança qualitativo (elevado, médio e baixo), que se baseia em julgamento pericial. Esta reavaliação visa verificar se o estado inicial, determinado em 2012, se mantém ou sofreu alteração.

D.1.10.2.3 Dados e fontes de informação disponíveis

Para este ciclo de avaliação estão disponíveis os dados obtidos no âmbito do Sistema Nacional de Monitorização de Bivalves (SNMB), para seis espécies de bivalves, sendo que cada amostra analisada contém pelo menos 10 indivíduos. Os bivalves têm sido apontados como bons bioindicadores da contaminação ambiental. São organismos com capacidade para acumular quantidades mensuráveis de contaminantes presentes no meio (Rainbow e Phillips, 1993) e, sendo sedentários, poderão refletir a variação espacial dos contaminantes (Phillips e Segar, 1986). Dado que em Portugal os bivalves são alvo de um elevado consumo, torna-se relevante o conhecimento do nível de contaminantes neste recurso. São ainda apresentadas as concentrações de contaminantes em duas espécies de peixes capturados na área B1.1, correspondente

à zona costeira adjacente ao estuário do Tejo. Na Tabela D-80 são apresentadas as espécies analisadas, locais de captura, número de amostras e tecido selecionado.

Tabela D-80. Nomes científico e comum, local de captura, número de amostras (número de indivíduos ≥ 10 por amostra) e tecido analisado das espécies utilizadas para avaliação do D9.

Nome comum	Nome científico	Local de captura	Número de amostras (nº ind ≥ 10)	Tecido analisado
Bivalves				
Amêijoia-branca	<i>Spisula solida</i> (Linnaeus, 1758)	A1	29	Tecidos edíveis
Ameijola	<i>Callista chione</i> (Linnaeus, 1758)	B1.1	10	Tecidos edíveis
Conquilha	<i>Donax trunculus</i> (Linnaeus, 1758)	B1.1, C1	7, 18	Tecidos edíveis
Lingueirão	<i>Solen marginatus</i> Pulteney, 1799	B1.1	5	Tecidos edíveis
Mexilhão	<i>Mytilus</i> sp.	A1, B1.1, B1.2, C1	17, 28, 10, 14	Tecidos edíveis
Ostra-gigante	<i>Magallana gigas</i> (Thunberg, 1793)	C1	14	Tecidos edíveis
Peixes				
Raia-pontuada	<i>Raja brachyura</i> Lafont, 1871	B1.1	4	Músculo
Pata-roxa	<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)	B1.1	8	Músculo

D.1.10.3 Resultados

A reavaliação do estado ambiental é apresentada por área de avaliação. Para cada elemento analisado, são apresentadas as espécies estudadas, as concentrações obtidas (mediana e percentil 90) e os níveis estabelecidos pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 para cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) nas espécies analisadas.

▪ Área A1

A Área A1 encontra-se sujeita a pressão resultante de diversos sistemas fluvio-estuarinos (Minho, Lima, Neiva, Cávado, Ave, Leça, Douro e Mondego), que transportam um elevado caudal de água doce e solutos, como metais, que são exportados para a zona costeira (Caetano e Vale, 2003). A presença de emissários submarinos, nesta área, constitui uma pressão adicional: existem seis emissários que descarregam diretamente na zona costeira, dos quais dois são industriais e quatro são urbanos³⁶.

Nesta área de avaliação foram amostradas duas espécies de bivalves com um total de 46 amostras analisadas. As concentrações obtidas, para cada espécie, são

³⁶ <http://webgis.dgrm.mam.gov.pt/arcgis/apps/webappviewer/index.html?id=49aeb648c6704effb5176d884dafaf91>

apresentadas na Tabela D-81, assim como os limites estabelecidos para consumo humano.

Tabela D-81. Mediana e (percentil 90) das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg⁻¹, peso húmido) obtidas neste período de avaliação, e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de amêijoia-branca e mexilhão capturadas na área de avaliação A1.

Nome comum	Nome científico	Cd	Pb	Hg
		(mg kg ⁻¹ , peso húmido)		
Regulamentar		1.0	1.5	0.50
Amêijoia-branca	<i>Spisula solida</i>	0.12 (0.16)	0.17 (0.32)	0.016 (0.022)
Mexilhão	<i>Mytilus sp.</i>	0.18 (0.28)	0.17 (0.24)	0.018 (0.025)

As concentrações dos contaminantes analisados nas partes comestíveis de moluscos bivalves capturados nesta área de avaliação foram sempre inferiores aos valores regulamentares, pelo que se conclui que se manteve o BEA.

▪ Área A2

Nesta área de avaliação, os contaminantes provenientes da deposição atmosférica e do transporte marítimo superam as pressões de origem continental. Devido à contiguidade entre esta área de avaliação e a área A1, que atingiu o BEA, considera-se que a área A2 mantém o BEA.

▪ Área B1.1

Na área B1.1 está localizado o maior estuário de Portugal, o estuário do Tejo, com uma elevada mistura de água entre o estuário e a zona costeira adjacente (Vaz *et al.*, 2009). Existe também o estuário do Sado, e nove emissários submarinos (uma unidade industrial e oito urbanos)³⁷. Foram determinados os níveis dos contaminantes em seis espécies marinhas, quatro espécies de moluscos bivalves e dois de peixes, num total de 62 amostras. As concentrações obtidas para cada espécie são apresentadas na Tabela D-82, assim como os limites regulamentares para consumo humano.

Tabela D-82. Mediana e (percentil 90) das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg⁻¹, peso húmido) obtidas neste período de avaliação, e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de ameijola, conquilha, lingueirão, mexilhão, raia e pata-roxa capturadas na sub-área de avaliação B1.1.

Nome comum	Nome científico	Cd	Pb	Hg
		(mg kg ⁻¹ , peso húmido)		
Regulamentar		1.0	1.5	0.50
Ameijola	<i>Callista chione</i>	0.14 (0.16)	0.090 (0.11)	0.013 (0.018)
Conquilha	<i>Donax trunculus</i>	0.025 (0.038)	0.22 (0.30)	0.018 (0.024)
Lingueirão	<i>Solen marginatus</i>	0.080 (0.080)	0.090 (0.090)	0.014 (0.021)
Mexilhão	<i>Mytilus sp.</i>	0.11 (0.20)	0.22 (0.45)	0.021 (0.055)

³⁷ <http://webgis.dgrm.mam.gov.pt/arcgis/apps/webappviewer/index.html?id=49aeb648c6704effb5176d884dafaf91>

Nome comum	Nome científico	Cd	Pb (mg kg ⁻¹ , peso húmido)	Hg
Regulamentar		0.05	0.3	1.0
Raia	<i>Raja brachyura</i>	0.005 (0.006)	0.11 (0.13)	-
Pata-roxa	<i>Scylliorhinus canicula</i>	0.009 (0.012)	0.061 (0.072)	-

Todas as espécies analisadas apresentaram níveis dos metais regulamentados abaixo dos limiares estabelecidos para consumo humano, razão pela qual se considera que o BEA se mantém.

▪ Área B1.2

Trata-se de uma área sujeita a poucas pressões costeiras, com exceção do porto de Sines e do Rio Mira. Existem dois emissários urbanos situados em Vila Nova de Milfontes e em Sagres³⁸. Apenas foi capturada uma espécie, com um total de oito amostras, cujos níveis de contaminantes determinados são apresentados na Tabela D-83.

Tabela D-83. Mediana e (percentil 90) das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg⁻¹, peso húmido) obtidas neste período de avaliação, e as estabelecidas pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006 em amostras de mexilhão capturadas na área de avaliação B1.2.

Nome comum	Nome científico	Cd	Pb (mg kg ⁻¹ , peso húmido)	Hg
Regulamentar		1.0	1.5	0.50
Mexilhão	<i>Mytilus sp.</i>	0.20 (0.41)	0.20 (0.22)	0.014 (0.022)

Todas as amostras de mexilhão colhidas, apresentaram níveis de Cd, Pb e Hg inferiores aos estabelecidos pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006, razão pela qual se considera que o BEA se mantém.

▪ Área B2

A deposição atmosférica e o transporte marítimo são as pressões com maior expressão nesta área de avaliação. Deste modo, as pressões de origem continental terão menor impacto nesta área. Assim, considera-se que o estado ambiental não foi afetado negativamente, mantendo-se a área em BEA.

▪ Área C1

A Área C1 encontra-se sujeita a pressão de dois sistemas estuarinos (Rios Arade e Guadiana), um lagunar (Ria Formosa) e um emissário submarino urbano³¹ (ETAR de Vale Faro). Foram capturadas três espécies, com cerca de 46 amostras, cujas

³⁸ <http://webgis.dgrm.mam.gov.pt/arcgis/apps/webappviewer/index.html?id=49aeb648c6704effb5176d884dafaf91>

concentrações de Cd, Pb e Hg são apresentadas na Tabela D-84. A concentração dos contaminantes analisados nas partes comestíveis de moluscos bivalves capturados nesta área de avaliação foi, de um modo geral, inferior aos valores regulamentares. Foi exceção uma amostra de ostra-gigante que registou um valor ligeiramente superior ao nível estabelecido para consumo (1.1 mg kg⁻¹). A área de avaliação mantém o BEA.

Tabela D-84. Mediana e (percentil 90) das concentrações de Cd, Pb e Hg (mg kg⁻¹, peso húmido) obtidas neste período de avaliação e a estabelecidas pelo Regulamento (CE) nº 1881/2006 em amostras de conquilha, mexilhão e ostra-gigante capturadas na área de avaliação C1.

Nome comum	Nome científico	Cd	Pb	Hg
		(mg kg ⁻¹ , peso húmido)		
Regulamentar		1.0	1.5	0.50
Conquilha	<i>Donax trunculus</i>	0.015 (0.025)	0.13 (0.22)	0.020 (0.031)
Mexilhão	<i>Mytilus sp.</i>	0.20 (0.39)	0.22 (0.37)	0.014 (0.021)
Ostra-gigante	<i>Magallana gigas</i>	0.70 (1.1)	0.15 (0.20)	0.016 (0.017)

▪ Área C2

As pressões nesta área de avaliação são, a deposição atmosférica e o transporte marítimo, não estando diretamente sujeita às pressões de origem continental. Devido à contiguidade entre esta área de avaliação e a área C1 (que atingiu o BEA), e a distância a fontes de contaminação, considera-se que o estado ambiental não foi alterado, mantendo-se a área em BEA.

D.1.10.4 Determinação e avaliação do BEA

De acordo com os dados obtidos neste ciclo de avaliação, conclui-se que se mantém o BEA em todas as áreas de avaliação da subdivisão do continente atribuindo-se um grau de confiança entre o baixo e o médio à avaliação. Importa salientar mas que se encontra a decorrer o projeto CEIC - Teores de contaminantes em espécies de interesse comercial capturadas na Área Marítima Portuguesa, cujos resultados deverão permitir aumentar a informação sobre o descritor e melhorar o grau de confiança na avaliação do BEA.

Na Tabela D-85 é sintetizada a avaliação do BEA para a subdivisão do Continente, por área de avaliação.

Tabela D-85. Avaliação do BEA do D9, e respectivo grau de confiança, por área de avaliação.

Áreas de avaliação	BEA	Grau de confiança
A	A1	Atingido
	A2	Atingido
B	B1.1	Atingido
	B1.2	Atingido
	B2	Atingido
C	C1	Atingido
	C2	Atingido

Na Figura D-60 estão representadas as áreas de avaliação e respetiva classificação do estado ambiental.

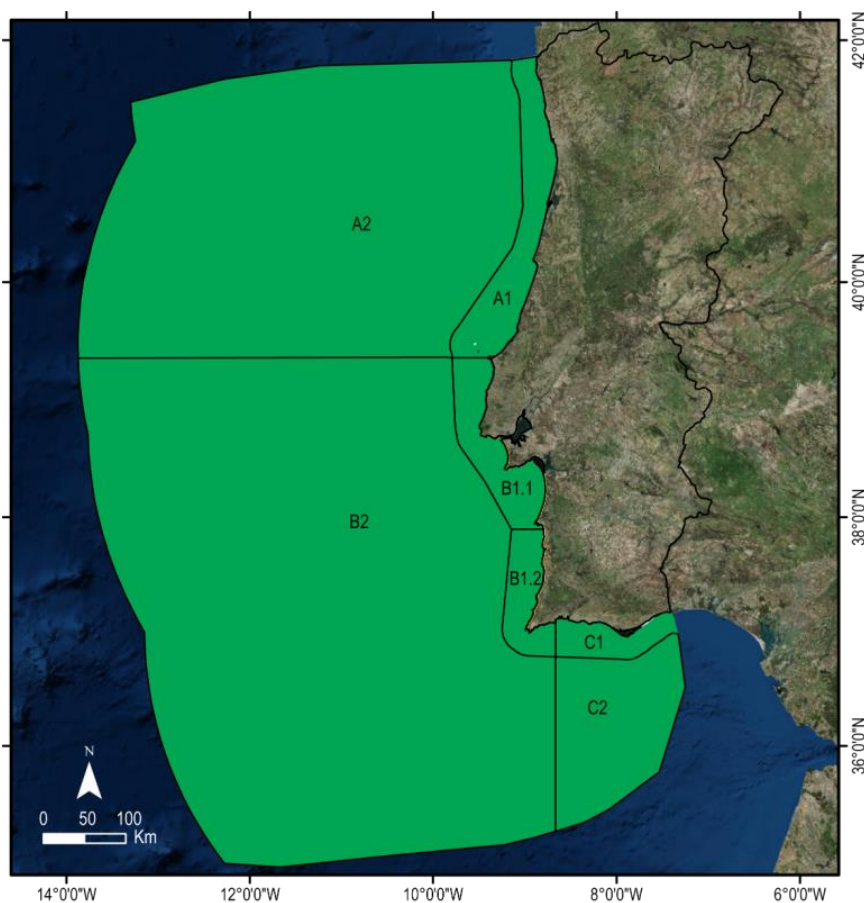


Figura D-60. Bom Estado Ambiental do D9 por área de avaliação.

D.1.10.5 Metas e Indicadores

Atendendo a que o BEA foi atingido em todas as áreas de avaliação não são definidas metas ambientais para este descritor.

D.1.10.6 Referências

- Caetano, M. e C. Vale, 2003. Trace elemental composition of seston and plankton in the Portuguese coast. *Acta Oecologica*, 24S1:S343-S351.
- Decisão (UE) 2017/848 da Comissão de 17 de maio de 2017. *Jornal Oficial da União Europeia*.
- Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de junho de 2008. *Jornal Oficial da União Europeia*.
- IPMA (2018). Relatório do segundo ciclo de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas nas subdivisões do Continente e da Plataforma Continental Estendida: Descritor 9 - Contaminantes nos peixes e mariscos para consumo humano. Outubro de 2018, 13 p.
- MAMAOT (2012). Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012.
- Phillips, D. e Segar, D. (1986). Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants: programme design imperatives. *Marine Pollution Bulletin*, 17(1):10-17.
- Rainbow, P. e Phillips, D. (1993). Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 26(11):593-601.
- Regulamento (CE) Nº 1881/2006 da Comissão de 19 de dezembro de 2006. *Jornal Oficial da União Europeia*.
- Vaz, N., Fernandes, L., Leitão, P.C., Dias, J.M., Neves, R. (2009). The Tagus Estuarine Plume Induced by Wind and River Runoff: Winter 2007 Case Study. *Journal of Coastal Research*, 56, 1090-1094.
- WHO, 2016. JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES. Summary report of the eighty-third meeting of JECFA. JECFA/83/SC.

D.1.11 Descritor 10: Lixo marinho

As propriedades e quantidade de lixo marinho não prejudicam o meio costeiro e marinho.

D.1.11.1 Introdução

Lixo marinho pode ser qualquer material sólido persistente, processado ou manufacturado, que é descartado, abandonado e, de alguma forma, transportado até ao meio costeiro ou marinho (UNEP, 2009; MSFD-TSG ML, 2013). Engloba materiais muito diversificados, como plástico, metal, vidro, madeira, borracha, têxteis e papel. O plástico é a categoria mais preocupante, não só por ser resistente à degradação, mas também devido ao crescimento da sua produção a nível mundial e à substituição de materiais convencionais e novas aplicações.

Perante a falta de métodos e procedimentos harmonizados para avaliar tendências na composição, quantidade e distribuição espacial de lixo no ambiente marinho, em especial dos microplásticos, foram criados grupos técnico-científicos no Conselho Internacional para a Exploração do Mar (ICES), no *Joint Research Centre (JRC)*, na Comissão Europeia, nas convenções marinhas regionais e que incluem representantes dos Estados Membros. Estes grupos elaboraram diversos documentos de apoio à identificação de lacunas de conhecimento e harmonização de melhores práticas para a implementação da avaliação do D10 na DQEM.

Em 2012, o Descritor 10 (D10) foi avaliado em conformidade com os indicadores e normas metodológicas estabelecidos na Decisão da Comissão 2010/477/UE. Para a subdivisão do Continente concluiu-se que para o lixo presente nas praias, as cordas/cordéis eram os itens mais encontrados e que, salvo raras exceções, a composição e a percentagem relativa das diferentes categorias de lixo eram comuns a outros países europeus (MAMAOT, 2012a). No entanto, os resultados foram considerados insuficientes para estabelecer uma linha de base para avaliação do BEA. Para o lixo no fundo marinho, verificou-se uma distribuição uniforme ao longo da costa continental, tendo sido possível concluir que o plástico representava a categoria mais abundante. Para os indicadores referentes à presença de microplásticos no ambiente marinho e ao impacte da ingestão do lixo em organismos marinhos, não foi possível fazer uma avaliação por falta de estudos/monitorização dirigidos a estes indicadores. Assim, no Relatório Inicial não foi possível efetuar a avaliação do BEA do D10 para a subdivisão do Continente devido à inexistência de informação suficiente que permitisse estabelecer as tendências relativas à quantidade de lixo nas praias, coluna de água e fundos marinhos e caracterizar os impactes do lixo nos ecossistemas marinhos.

D.1.11.2 Metodologia e dados

D.1.11.2.1 Áreas de avaliação

No Relatório Inicial, as áreas de avaliação consideradas para a subdivisão do Continente foram, as praias da costa portuguesa e as estações de arrasto de fundo das campanhas do IPMA. Para este novo ciclo de avaliação, foram definidas seis áreas de avaliação (A1, A2, B1, B2, C1 e C2), tendo em conta as delimitações definidas no âmbito da Diretiva Quadro da Água (DQA), a integração com outros descritores da DQEM, e a diferença da densidade de lixo marinho já observada entre as zonas costeiras e as marítimas mais afastadas da linha de costa (Galgani *et al.*, 2000; Pham *et al.*, 2014) (Figura D-61).

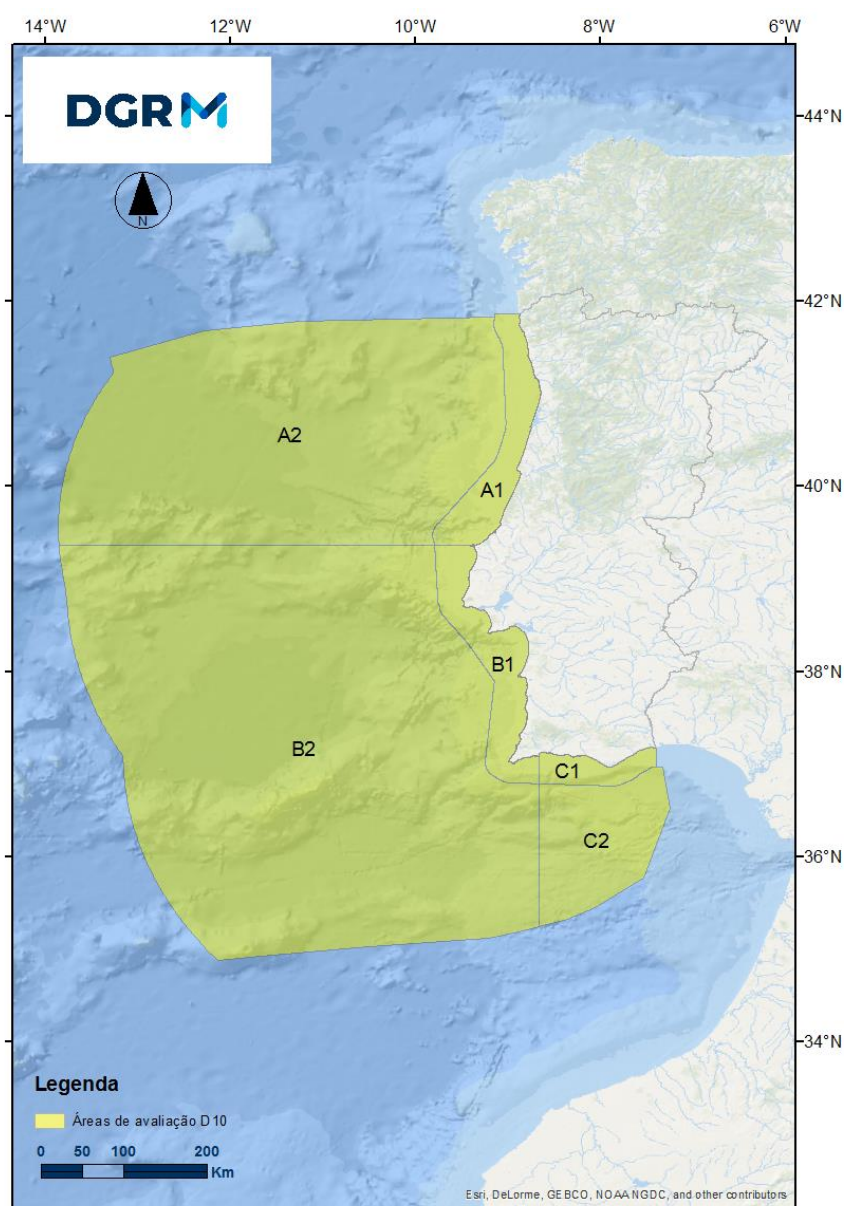


Figura D-61. Áreas de avaliação do D10³⁹ na subdivisão do Continente (IPMA, 2018).

³⁹ Os limites geográficos destas áreas podem ser consultados no Anexo D-I.

D.1.11.2.2 Critérios para avaliação do BEA

A presente avaliação baseou-se na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, que estabeleceu dois critérios primários e dois critérios secundários (Tabela D-86), bem como as normas metodológicas, especificações e os métodos normalizados, para a monitorização e avaliação do BEA das águas marinhas.

Tabela D-86. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D10 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Lixo (exceto lixo microscópico) ⁴⁰	<p>D10C1 - Primário</p> <p>A composição, a quantidade e a distribuição espacial do lixo ao longo da orla costeira, na camada superficial da coluna de água e nos fundos marinhos, situam-se a níveis que não põem em risco o ambiente costeiro e marinho.</p> <p>Unidades de medida: Orla costeira: n.º de itens/100m Coluna de água/fundos marinhos: n.º de itens/km²</p>	A estabelecer através da cooperação a nível da União, tendo em conta as especificidades regionais ou sub-regionais
Lixo microscópico (partículas <5 mm), classificado nas categorias “ polímeros artificiais” e “outros”.	<p>D10C2 - Primário</p> <p>A composição, a quantidade e a distribuição espacial do lixo microscópico ao longo da orla costeira, na camada superficial da coluna de água e nos sedimentos do fundo do mar, situam-se a níveis que não põem em risco o ambiente costeiro e marinho.</p> <p>Unidades de medida: Orla costeira/fundos marinhos: n.º de itens e peso (g)/kg Coluna de água: n.º de itens e peso (g) /km²</p>	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regionais
Lista de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes ou invertebrados a estabelecer através da cooperação (sub)regional	<p>D10C3 - Secundário</p> <p>A quantidade de lixo e lixo microscópico (classificados nas categorias “polímeros artificiais” e “outros”) ingerida pelos animais marinhos situa-se num nível que não afeta negativamente a saúde das espécies em causa.</p> <p>Unidades de medida: n.º de itens e peso (g)/peso ou comprimento do indivíduo</p>	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional
Lista de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes ou invertebrados em risco devido ao lixo a estabelecer através da cooperação (sub)regional	<p>D10C4 - Secundário</p> <p>O número de indivíduos de cada espécie que são afetados negativamente pelo lixo (por exemplo ao ficarem enredados ou sofrerem outros tipos de ferimentos ou morte ou efeitos na saúde).</p> <p>Unidades de medida: n.º indivíduos/espécie</p>	

Para a análise de tendências de lixo marinho, aplicou-se o teste não paramétrico de Mann-Kendall, com o objetivo de detetar variações estatisticamente significativas

⁴⁰ Lixo classificado nas categorias seguintes: polímeros artificiais, borracha, tecido/têxteis, papel/cartão, madeira transformada/trabalhada, metal, vidro/cerâmica, produtos químicos, resíduos indefinidos e resíduos alimentares. Os EM podem estabelecer outras categorias

($p < 0,05$) de acréscimo ou decréscimo. O teste não paramétrico de Mann Whitney (U) foi aplicado para comparar áreas de avaliação relativamente à existência de diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) nas quantidades de lixo marinho.

D.1.11.2.3 Dados e fontes de informação disponíveis

Critério D10C1

Orla costeira

A avaliação do lixo macroscópico baseou-se nos resultados do Programa de Monitorização de Lixo Marinho em praias, da Agência Portuguesa do Ambiente, I. P. (APA, I.P.). Esta monitorização foi efetuada em nove praias da subdivisão do Continente: Cabedelo (Viana do Castelo), Estela/Barranha (Póvoa de Varzim), Barra (Ílhavo), Osso da Baleia (Pombal), Amoeiras (Torres Vedras), Fonte da Telha (Almada), Monte Velho (Santiago do Cacém), Ilha de Faro (Faro) e Batata (Lagos) (Figura D-62).

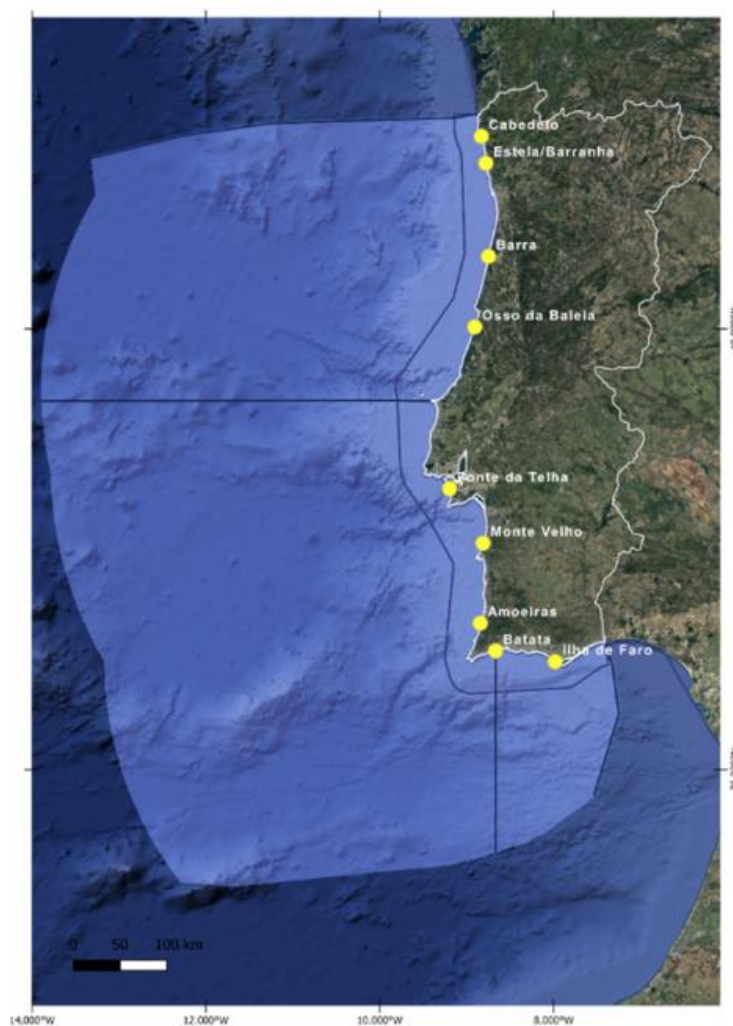


Figura D-62. Localização das praias monitorizadas para o lixo macroscópico na orla costeira (2013-2017).

Entre 2013 e 2017, foram realizadas campanhas trimestrais de acordo com a metodologia definida pela Convenção OSPAR (OSPAR, 2010). O lixo depositado numa extensão de 100 metros de praia foi recolhido e identificado.

Coluna de água

Para a avaliação do lixo macroscópico utilizou-se informação obtida por Sá *et al.* (2016), em 2011. Efetuaram-se registos de detritos flutuantes em transectos lineares, entre as 50 e as 220 milhas náuticas a oeste da linha de costa de Portugal continental (Figura D-63). As observações foram feitas 6 m acima do nível do mar com binóculos reticulares.

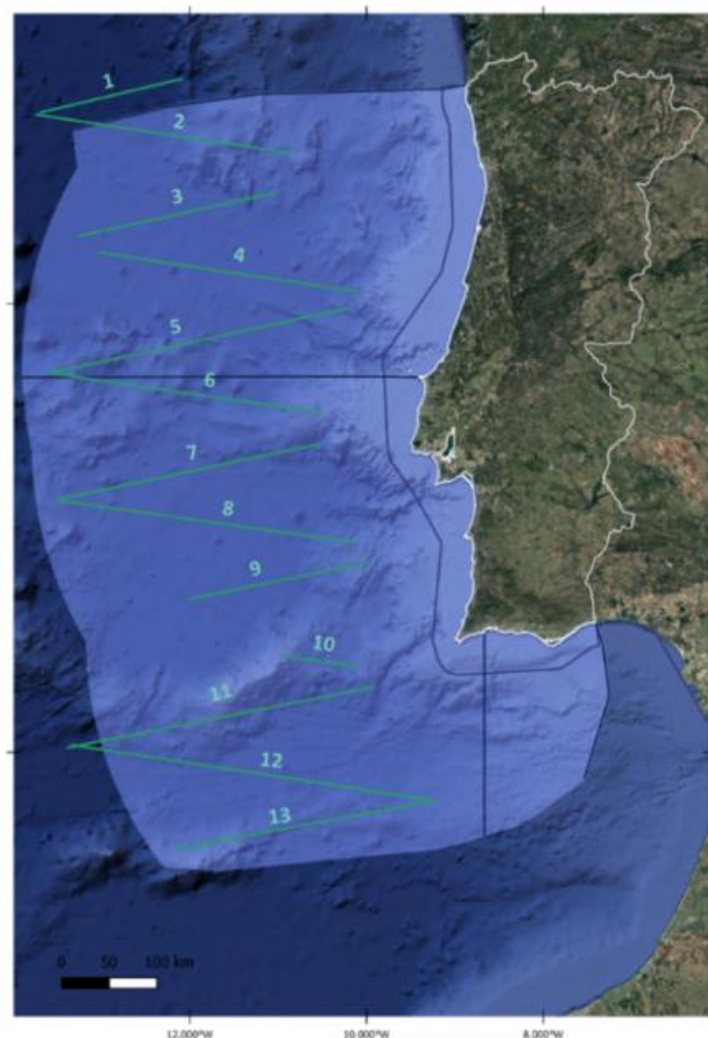


Figura D-63. Representação dos transectos lineares usados para identificação de detritos flutuantes (Sá *et al.*, 2016).

Fundos marinhos

O Grupo Técnico para o Lixo Marinho (TG Litter), criado no âmbito da *Common Implementation Strategy* para a DQEM, da Comissão Europeia, recomenda, para a monitorização da presença de lixo no fundo do mar, a análise do lixo recolhido em campanhas de arrasto de fundo, por ser um método reproduzível e comparável a nível

sub-regional e regional (MSFD-TSG ML, 2013). Consequentemente, a informação considerada para a avaliação do BEA dos fundos marinhos na subdivisão do Continente, no que diz respeito ao critério D10C1, corresponde ao lixo recolhido pelo IPMA, entre 2013 e 2017, no âmbito das campanhas de arrasto de pesca (Silva e Borges, 2014; ICES, 2016 e 2017). Os locais de amostragem estão representados na Figura D-64. As amostragens efetuadas nas subdivisões A2, B2 e C2 estão confinadas à plataforma continental numa pequena faixa contígua ao mar territorial. Não se considerou adequada a extrapolação desta informação para toda a respectiva área da ZEE, pelo que não foi utilizada para avaliação. Salienta-se ainda, a existência do registo de resíduos nos fundos dos canhões submarinos, que atravessam a plataforma continental (Mordecai *et al.*, 2011; Oliveira *et al.*, 2015), e em montes submarinos (Vieira *et al.*, 2015) da subdivisão do Continente. No entanto, por se tratarem de estudos pontuais, em locais com tipologias específicas não representativas de toda a extensão das áreas de avaliação, não foram considerados na avaliação.

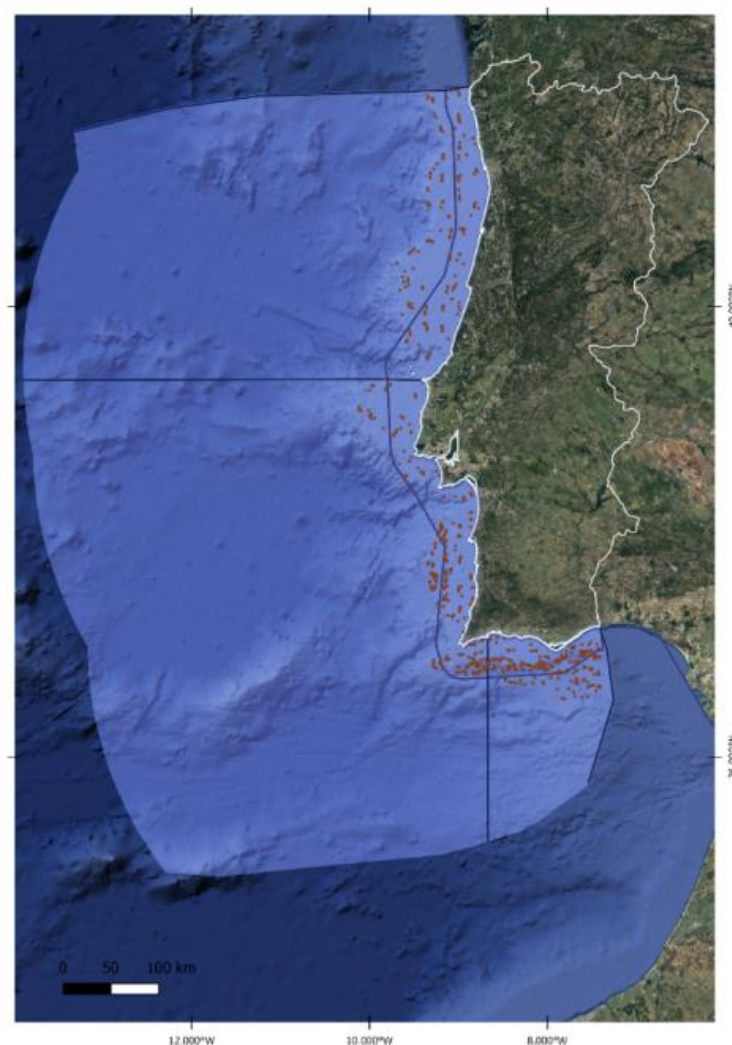


Figura D-64. Mapa de localização das estações de amostragem para o lixo macroscópico nos fundos marinhos (2013-2017).

Critério D10C2

Orla costeira

Os dados disponíveis de lixo microscópico, mais especificamente os microplásticos, foram obtidos por Antunes *et al.* (2018). Neste estudo, foram escolhidas 11 praias ao longo da costa portuguesa, de acordo com a sua proximidade a potenciais fontes de microplásticos e expostas a ventos predominantes de norte (Figura D-65). As campanhas de amostragem decorreram na primavera (abril de 2011 e março de 2013), e no inverno e outono (janeiro de 2012 e setembro de 2012), tendo sido recolhidos os primeiros 2-3 cm de areia na linha da maré alta em áreas de 50x50 cm (3 a 5 réplicas). Apenas foram considerados os microplásticos acima de 1 mm.

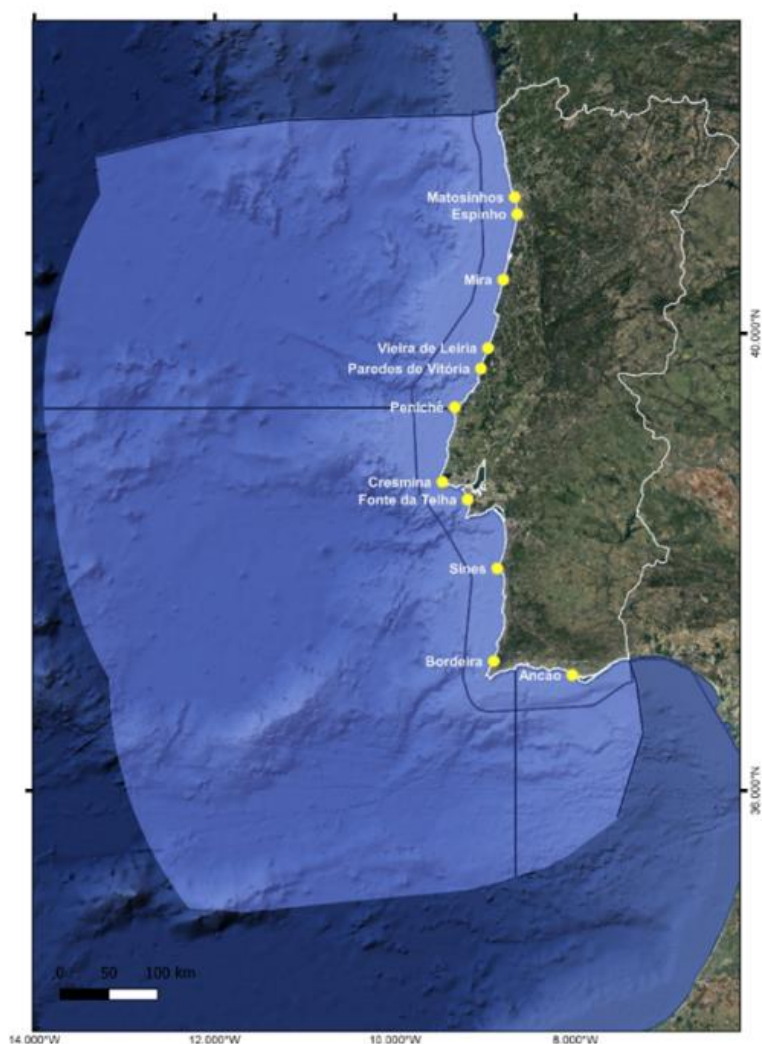


Figura D-65. Localização das praias onde foi realizada a amostragem de microplásticos no sedimento da orla costeira da subdivisão do Continente.

Fundos marinhos

A informação sobre a presença de microplásticos no fundo marinho é também muito reduzida. Frias *et al.* (2016) efetuou a monitorização de microplásticos, com intervalo

de tamanho entre 1 μm e 5 mm, em sedimentos das áreas de avaliação B1 e C1. As amostras de sedimentos costeiros foram recolhidas entre junho e agosto de 2013 (Figura D-66). Em cada ponto identificado nesta figura realizou-se um transecto de 100 m de comprimento para recolher sedimentos, tendo sido recolhidas 27 amostras no total.

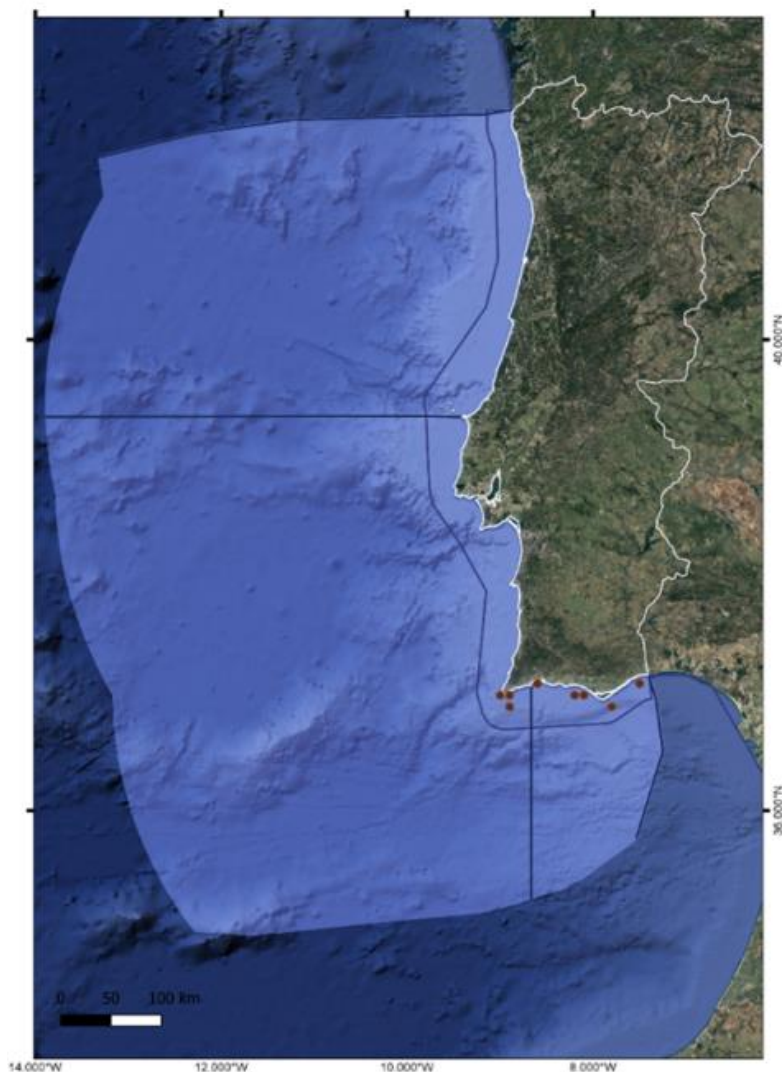


Figura D-66. Localização das estações de amostragem de sedimentos para análise de microplásticos nos fundos marinhos da subdivisão do Continente.

Critérios D10C3 e D10C4

O TG Litter seleccionou duas espécies indicadoras: a tartaruga marinha *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), que é a espécie candidata a ser utilizada como bioindicador para a monitorização do lixo marinho no mar Mediterrâneo (MSFD TG Marine Litter, 2013), e a ave marinha *Fulmarus glacialis* (Linnaeus, 1761), que foi a espécie escolhida para avaliar o estado ambiental marinho no Atlântico Nordeste.

No entanto, na subdivisão do Continente, a espécie *Caretta caretta* é uma espécie ocasional e as ocorrências da *Fulmar glacialis* são ainda mais raras. Por tal razão, estão a ser desenvolvidos estudos para a avaliação de outras espécies como potenciais indicadoras para a monitorização do lixo marinho nesta subdivisão.

D.1.11.3 Resultados

▪ Critério D10C1

Orla costeira

A Tabela D-87 sumariza os resultados obtidos para os itens de lixo agrupados por categorias e por área de avaliação, correspondendo a um total de 171 campanhas de amostragem, 73 na área A1, 58 na área B1 e 40 na área C1.

Tabela D-87. Valores relativos à extensão de 100 metros das praias monitorizadas no período 2013-2017. Mediana (valor mediano do número de itens recolhido por campanha); Intervalo de Variação (valor mínimo e máximo do número de itens); % campanhas com itens (percentagem das campanhas de amostragem em que foram encontrados itens de lixo); % do total de itens (percentagem de itens em relação ao total de itens de lixo); Tendência (Teste de Mann Kendall para ver tendências: acréscimo ↗ e decréscimo ↘ do número de itens); Valor p (Valor p do Teste de Mann Kendall <0,05).

Categorias de Lixo	Mediana (nº itens)	Intervalo de variação (nº itens)	% campanhas com itens	% do total de itens	Tendência (↗↘)	Valor-p da Tendência
Área AT (n=73)						
Plásticos	100	0 – 3150	95,9	75,7	-	> 0,05
Borracha	0	0 – 18	45,2	0,3	-	> 0,05
Tecidos/Têxteis	1	0 – 21	57,5	0,6	-	> 0,05
Papel/Cartão	9	0 – 860	82,2	12,8	↗	0,0025
Madeira	3	0 – 306	69,9	3,8	-	> 0,05
Metal	3	0 – 28	71,2	1,1	-	> 0,05
Vidro/Cerâmica	1	0 – 39	58,9	0,8	-	> 0,05
Produtos Químicos	0	0 – 2	12,3	0,0	-	-
Outros	4	0 – 236	67,1	4,9	-	> 0,05
Total	197	0 – 3605	100,0	100	-	> 0,05
Área BT (n=58)						
Plásticos	400	101 – 3149	100,0	69,2	-	> 0,05
Borracha	2	0 – 17	81,0	0,4	-	> 0,05
Tecidos/Têxteis	2	0 – 15	82,8	0,4	-	> 0,05
Papel/Cartão	72	0 – 1062	96,6	17,4	-	> 0,05
Madeira	6	0 – 45	91,4	1,0	-	> 0,05
Metal	11	0 – 56	93,1	1,9	-	> 0,05
Vidro/Cerâmica	5	0 – 49	87,9	1,0	-	> 0,05
Produtos Químicos	1	0 – 52	58,6	0,3	↗	0,0216
Outros	37	0 – 264	96,6	8,4	-	> 0,05
Total	725	206 – 3446	100,0	100	-	> 0,05

Categorias de Lixo	Mediana (nº itens)	Intervalo de variação (nº itens)	% campanhas com itens	% do total de itens	Tendência (↗↘)	Valor-p da Tendência
Área CT (n=40)						
Plásticos	52	8 – 399	65,6	36,7	-	> 0,05
Borracha	0	0 – 8	19,7	0,3	-	> 0,05
Tecidos/Têxteis	1	0 – 5	41,0	0,6	-	> 0,05
Papel/Cartão	61	9 – 491	65,6	51,1	-	> 0,05
Madeira	4	0 – 17	60,7	2,1	-	> 0,05
Metal	9	1 – 67	65,6	5,0	↗	0,0313
Vidro/Cerâmica	3	0 – 24	59,0	2,2	-	> 0,05
Produtos Químicos	0	0 – 24	21,3	0,5	-	> 0,05
Outros	1	0 – 29	42,6	1,5	↗	0,0297
Total	128	36 – 736	100	100	-	> 0,05

A área B1 apresenta a mediana mais elevada do total de itens de lixo, por campanha de amostragem, seguida das áreas A1 e C1. De acordo com a avaliação realizada ao nível da OSPAR⁴¹, as medianas do número de resíduos depositados nas praias a sul da região OSPAR (II) Mar do Norte (311 itens), e nas regiões OSPAR (III) Mares Celtas (434 itens) e (IV) Golfo da Biscaia e Costa Ibérica (365 itens) apresentam valores superiores aos encontrados nas áreas de avaliação A1 e C1, contrariamente à mediana da área B1, que apresenta um valor mais alto quando comparada com as regiões OSPAR mencionadas.

A contribuição do plástico para o lixo marinho é maior na área A1, registando 76% do total de itens encontrados nas praias, seguido da área B1, com 69%, e C1, com 37% (Tabela D-87). O papel/cartão apresenta uma grande percentagem em todas as áreas de avaliação, sendo de salientar que esta categoria é a que tem maior expressão na área C1: 51% do total de itens encontrados (Tabela D-87). Nesta categoria incluem-se as beatas de cigarros, que se encontram nas praias em elevado número.

Os resultados indicam que, as áreas de avaliação da subdivisão do Continente se enquadram no cenário identificado noutros Estados-Membros, em que a classe dos plásticos é a que apresenta um maior volume (OSPAR, 2017). Os plásticos encontrados nesta subdivisão com maior frequência são: corda/cordel inferior a 1 cm; pedaços de plástico, entre 2,5 cm e 50 cm; pedaços de plástico, inferiores a 2,5 cm; cápsulas/argolas de tampas e poliestireno expandido (EPS, vulgo esferovite). Nas praias, é comum encontrar-se grandes quantidades de fragmentos de esferovite. A determinação da sua proveniência e presença no ambiente marinho é uma ação contemplada no Plano de Ação Regional para o Lixo Marinho da Convenção OSPAR, que visa proceder à elaboração de propostas para a criação de materiais alternativos

⁴¹ Disponível em <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/>

com vista à redução do seu impacto no ambiente, sendo Portugal a Parte-contratante responsável pela implementação desta ação.

A análise de tendências (teste de Mann-Kendall) foi efetuada no número total de itens e em cada uma das categorias de lixo presente nas praias das três áreas de avaliação. Para a maioria das categorias de lixo não foi possível estabelecer nenhuma tendência com validade estatística (Tabela D-87). Foram exceções, o papel/cartão na área A1, os produtos químicos na área B1 e o metal e outros na área C1, que apresentam um aumento de presença nas praias (Tabela D-87). No entanto, estas categorias representam uma percentagem baixa relativamente ao volume total do lixo depositado, não se traduzindo num aumento efetivo do total de itens de lixo. A ausência de tendência na maioria das categorias de lixo poderá resultar da curta série temporal utilizada (5 anos) e da heterogeneidade do tipo de praias das áreas de avaliação, que originam diferentes padrões de acumulação de lixo. A morfologia da praia, inclinação, características da areia, o grau de exposição ao mar e as direções do vento/correntes são fatores de influência na deposição do lixo marinho ao longo da orla costeira (Galgani *et al.*, 2015; UNEP, 2009). A proximidade a potenciais fontes e atividades antropogénicas é também um fator importante na quantidade de lixo depositado nas praias.

A identificação das possíveis fontes dos itens de lixo marinho é efetuada tendo por base as orientações da Convenção OSPAR, que atribui quatro origens ao lixo marinho: pesca, navegação, saneamento e turismo (OSPAR, 2010). Na presente avaliação, não foi possível identificar a fonte de, pelo menos, 50% do lixo encontrado em todas as áreas de avaliação (Figura D-67), uma vez que, a maioria dos itens não são facilmente associados a setores e atividades específicas (industriais ou de consumo). As fontes identificadas com maior contribuição, nas três áreas, foram o turismo e as atividades recreativas, seguidas pela pesca e aquacultura (Figura D-67). Salienta-se que o saneamento tem uma expressão significativa nas áreas A1 e B1, sendo os cotonetes o indicador que mais contribui para esta fonte.

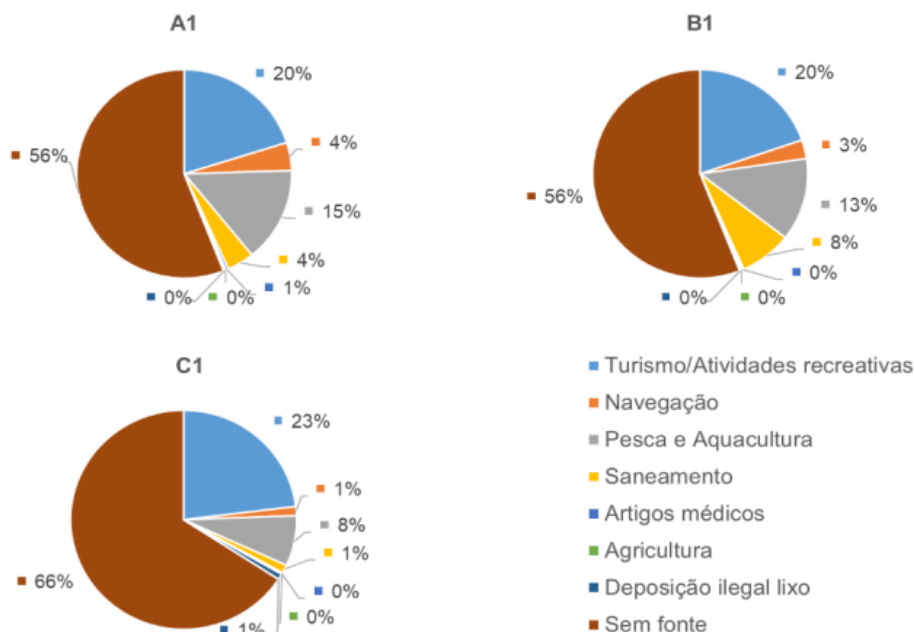


Figura D-67. Principais fontes e atividades geradoras do lixo depositado nas praias da subdivisão do Continente, por área de avaliação, no período 2013-2017.

Coluna de água

Na coluna de água, foram observados detritos flutuantes em todos os transectos, com predominância de itens de plástico (Tabela D-88). Observou-se maior densidade de lixo flutuante entre os transectos 4 e 7, situados a norte de Lisboa. Este aumento está, possivelmente, relacionado com os vários corredores de navegação que cruzam estas áreas. No entanto, este argumento não é justificação suficiente, uma vez que, noutras áreas de sobreposição de corredores de navegação com os transectos de observação, a presença de detritos marinhos é reduzida. Estes resultados sugerem que existem outros fatores, como as correntes oceânicas e o vento, que podem contribuir para a distribuição espacial de detritos marinhos flutuantes.

Agrupando os transectos por áreas de avaliação verifica-se que na área A2 a mediana da densidade de lixo ($0,702 \text{ itens.km}^{-2}$) foi mais elevada, comparando com a B2 ($0,386 \text{ itens.km}^{-2}$). No entanto, esta diferença não é estatisticamente significativa (teste U de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

Tabela D-88. Caracterização dos transectos [retirado de Sá *et al.* (2016)].

Área de avaliação	Transecto	Extensão do transecto (km)	Nº itens observados	Densidade (itens.km ⁻²)
A2	1	73,96	9	0,203
	2	149,57	13	0,145
	3	140,04	59	0,702
	4	106,43	87	1,362
	5	130,09	87	1,115
B2	6	143,37	81	0,942
	7	143,51	105	1,219
	8	158,9	25	0,262
	9	99,03	20	0,337
	10	45,02	6	0,222
	11	168,31	47	0,465
	12	203,24	53	0,435
	13	132,56	13	0,163

Fundos marinhos

Na Tabela D-89 estão resumidos os valores obtidos entre 2013 e 2017, relativos à densidade de lixo dos fundos marinhos (número de itens por km²) agrupados por categoria e áreas de avaliação, correspondendo a um total de 803 locais analisados, dos quais 200 se situam na área A1, 338 na B1 e 265 na C1.

De uma forma geral, os valores medianos da densidade de lixo são muito baixos, sendo de zero itens por km², em muitos locais, e tendo-se registado lixo apenas em 24% dos locais na área A1, 45% na área B1, e 53% na área C1. Este resultado é inferior às medianas registadas noutras áreas da região OSPAR (Lopez-Lopez *et al.*, 2017). Apesar da densidade total de itens ser baixa, os valores observados na área A1, foram significativamente diferentes (teste U de Mann-Whitney, $p < 0,05$) dos observados nas restantes áreas. Estas diferenças devem ser avaliadas com precaução pois podem apenas refletir o tipo de redes de arrasto usadas. Por exemplo, nas redes de arrasto para captura de espécies demersais, o arraçal possui roletes com diâmetro de cerca 50 cm que impedem um maior contacto com o fundo. Para as redes de arrasto dedicadas a crustáceos a arte possui correntes que fazem levantar a camada superficial do sedimento arrastando maiores quantidades de lixo para o seu interior.

Tabela D-89. Valores da quantidade de lixo nos fundos marinhos nas áreas de avaliação no período de 2013-2017. Mediana [valor mediano da densidade de lixo (itens.km⁻²)]; Intervalo de Variação [valor mínimo e máximo da densidade de lixo (itens.km⁻²)] % locais com itens de lixo (percentagem de locais de amostragem com itens de lixo); % do total de itens de lixo (percentagem de itens em relação ao total de itens de lixo); Tendência (Teste de Mann-Kendall para ver tendências acréscimo - ↗ e decréscimo - ↘ da densidade de lixo); Valor-p (Valor-p do Teste de Mann-Kendall <0,05).

Categorias de Lixo	Mediana (itens.km⁻²)	Intervalo de variação (itens.km⁻²)	% locais com itens de lixo	% do total de itens de lixo	Tendência (↗↘)	Valor-p da Tendência
Área AT (n=200)						
Plásticos	0	0 – 1291	21	95,0	↗	0,0018
Borracha	0	0 – 21	0,5	0,0	-	> 0,05
Tecidos/Têxteis	0	0 – 25	1,5	2,1	-	> 0,05
Papel/Cartão	-	-	-	-	-	-
Madeira	-	-	-	-	-	-
Metal	0	0 – 32	1,0	1,4	-	> 0,05
Vidro/Cerâmica	0	0 – 24	1,0	0,0	↗	0,0083
Produtos Químicos	-	-	-	-	-	-
Outros	-	-	-	-	-	-
Total	0	0 – 1313	24,0	100	↗	0,0042
Área BT (n=338)						
Plásticos	0	0 – 334	37,0	61,5	↗	0,0000
Borracha	0	0 – 14	0,9	0,8	-	> 0,05
Tecidos/Têxteis	0	0 – 28	6,2	6,4	-	> 0,05
Papel/Cartão	0	0 – 12	0,6	0,8	-	> 0,05
Madeira	0	0 – 24	3,0	2,9	-	> 0,05
Metal	0	0 – 30	6,5	6,4	↘	0,0185
Vidro/Cerâmica	0	0 – 221	13,0	17,5	-	> 0,05
Produtos Químicos	-	-	-	-	-	-
Outros	0	0 – 95	1,8	3,7	↘	0,0232
Total	0	0 – 334	45,0	100	↗	0,0002
Área CT (n=265)						
Plásticos	0	0 – 499	42,0	50,1	-	> 0,05
Borracha	0	0 – 41	3,4	2,3	-	> 0,05
Tecidos/Têxteis	0	0 – 70	10,9	6,5	↘	0,0004
Papel/Cartão	0	0 – 13	0,4	0,2	-	> 0,05
Madeira	-	-	-	-	-	-
Metal	0	0 – 103	15,5	12,9	-	> 0,05
Vidro/Cerâmica	0	0 – 642	13,2	23,0	↘	0,0036
Produtos Químicos	0	0 – 129	0,4	1,8	-	> 0,05
Outros	0	0 – 27	4,2	3,2	↘	0,0198
Total	11	0 – 771	53,0	100	↘	0,0071

O lixo depositado nos fundos marinhos é predominantemente constituído por plásticos, representando 95% do total do lixo encontrado na área A1, 62% na B1, e 50% na C1. Os materiais de vidro e cerâmica e os metais contribuem, respetivamente, com 17% e 6% na área B1, e 23% e 13% na área C1. Relativamente à classe papel/cartão, a presença nos fundos é menos significativa quando comparada com os dados obtidos para as mesmas áreas na orla costeira. Este resultado é expectável tendo em conta a mais rápida degradação destes materiais na coluna de água. Deste modo, a sua presença nos fundos marinhos sugere contaminação recente.

Os resultados obtidos indicaram um aumento significativo (teste Mann-Kendall, $p < 0,05$) de lixo, nas áreas A1 e B1, que resulta da tendência positiva na acumulação de plásticos nos fundos marinhos nestas áreas de avaliação. No entanto, esta tendência não se verificou para as outras categorias. Contrariamente, a área C1, mostrou uma tendência para a diminuição da presença de lixo nos fundos marinhos, sendo a densidade de “Tecidos/Têxteis”, “Vidro/Cerâmica” e “Outros” que mais contribuiu para este decréscimo. As principais fontes de lixo marinho nas áreas de avaliação A1 e B1 foram identificadas como as relacionadas com a pesca e a aquacultura. Na área CT, o turismo foi a principal fonte geradora de lixo nos fundos marinhos (Figura D-68).

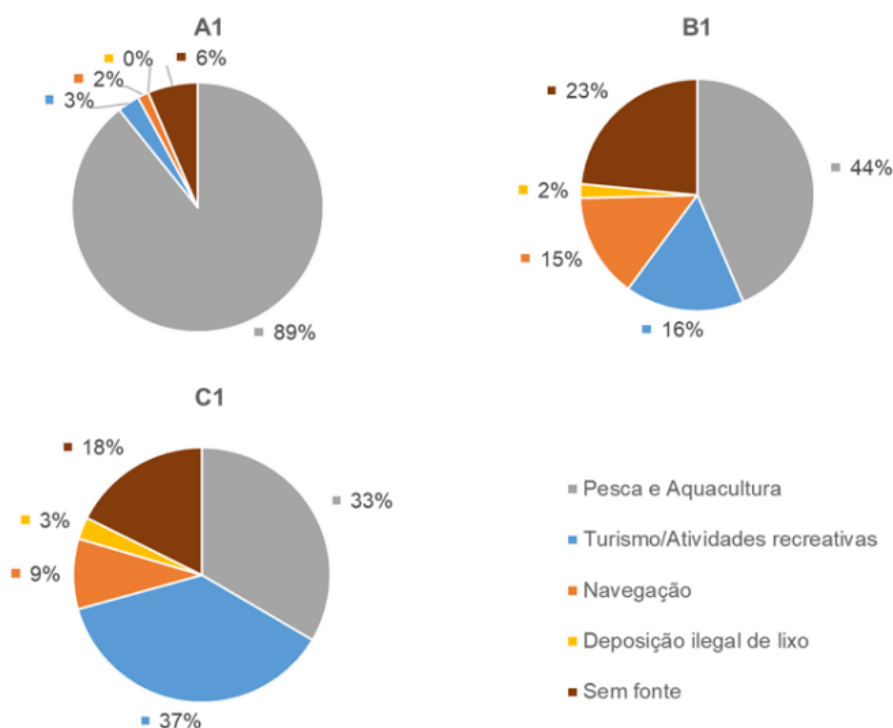


Figura D-68 Identificação das fontes de lixo presente nos fundos marinhos (2013-2017).

- **Critério D10C2**

Orla costeira

Foram encontradas maiores densidades de microplásticos no inverno/outono, próximo de áreas industriais e/ou instalações portuárias. Os *pellets* (grânulo de resina para produção de plástico) foram a categoria de maior ocorrência, correspondendo a 79% do total das praias consideradas, seguindo-se fragmentos (14%), esferovite (6%) e espumas (1%). É relevante referir que a maior quantidade de pellets foi observada nas praias próximas de áreas industriais. Pelo contrário, perto de portos de pesca as concentrações de fragmentos e espumas foram mais elevadas.

Fundos marinhos

Os resultados obtidos mostram a presença de microplásticos em sedimentos do fundo marinho na costa sul de Portugal. Foram observados microplásticos em 56% dos sedimentos, encontrando-se um total de 25 fibras e 6 fragmentos, correspondendo a uma densidade média de $0,01 \pm 0,001$ número de microplásticos por grama de sedimento seco. As fibras recolhidas pertenciam a quatro classes de cor (vermelho, verde, azul e preto), enquanto os fragmentos encontrados eram azuis e verdes. A grande maioria das fibras (81%) foi identificada como um polímero à base de celulose semissintética, conhecido como Rayon. Este polímero é usado em produtos de higiene e fabrico de roupas, podendo ser introduzido no ambiente marinho através de efluentes de águas residuais, particularmente por máquinas de lavar roupa. Os demais microplásticos encontrados (19%) foram identificados como polipropileno (PP).

- **Critérios D10C3 e D10C4**

A avaliação dos potenciais efeitos do lixo marinho nos organismos requer conhecimento, tanto dos níveis de exposição, quanto da toxicidade intrínseca ou da capacidade de os detritos provocarem efeitos adversos na vida marinha. Sendo estes parâmetros ainda pouco conhecidos, persistem lacunas significativas na implementação destes critérios. Apesar disso, foram dados passos importantes para a seleção de espécies indicadoras, com o apoio do TG Litter. Assim, como referido anteriormente, a tartaruga marinha *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) é a espécie candidata a ser utilizada como bioindicador para a monitorização do lixo marinho no mar Mediterrâneo (MSFD TG Marine Litter, 2013). No Atlântico Nordeste, a ave marinha *Fulmarus glacialis* (Linnaeus, 1761) foi a espécie escolhida para avaliar o estado ambiental marinho e o parâmetro medido é a massa de plástico presente nos conteúdos estomacais, devendo existir menos de 10% dos indivíduos analisados com mais de 0,1 g de partículas de plástico no estômago.

Como em Portugal, na subdivisão do Continente, as espécies selecionadas como indicadoras são de ocorrência reduzida (*C. caretta*, ocasional, e *F. glacialis*, rara),

estão a ser desenvolvidos diversos estudos para a avaliação de mais espécies como potenciais indicadoras para a monitorização do lixo marinho, cujos resultados já obtidos são apresentados na Tabela D-90.

Tabela D-90. Potenciais espécies consideradas para avaliação dos Critérios D10C3 e D10C4 da DQEM. Área (área de avaliação); N.º (número de indivíduos); Freq. (%) (percentagem de indivíduos com lixo no tubo digestivo); Média (média do número de itens de lixo por indivíduo); DP (desvio padrão da média do número de itens de lixo ingeridos por indivíduo).

Espécie	Área	Ano	N.º	Freq. (%)	Nº itens/indivíduo		Fonte
					Média	DP	
<i>Marphysa sanguinea</i> (Montagu, 1813)	B	2017	30	17	0,40	0,88	Pequeno (2018)
<i>Scrobicularia plana</i> (da Costa, 1778)	B	2017	140	23	0,30	0,63	Pequeno (2018)
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lamarck, 1819	B	2017	70	36	0,46	0,71	Pequeno (2018)
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lamarck, 1819	B	2017	70	29	0,43	0,62	Pequeno (2018)
<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	A e B	2017	82	46	2,2	2,1	Dhimmer (2017)
<i>Scomber colias</i> (Gmelin, 1789)	A e B	2017	82	54	2,6	3,9	Dhimmer (2017)
<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)	A	2016	20	50	1,0	1,8	IPMA
<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	A	2016	20	90	2,7	3,0	IPMA
<i>Scomber colias</i> Gmelin, 1789	A	2016	20	100	2,6	1,6	IPMA
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	A, B e C	2013	32	9	0,1	0,3	Neves <i>et al.</i> (2015)
<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)	A, B e C	2013	17	12	0,1	0,3	Neves <i>et al.</i> (2015)
<i>Scomber colias</i> Gmelin, 1789	A, B e C	2013	35	31	0,6	1,0	Neves <i>et al.</i> (2015)
<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)	A, B e C	2013	12	0	0,0	-	Neves <i>et al.</i> (2015)
<i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758	A, B e C	2013	13	31	0,5	0,8	Neves <i>et al.</i> (2015)
<i>Trigla lyra</i> Linnaeus, 1758	A, B e C	2013	31	19	0,3	0,6	Neves <i>et al.</i> (2015)
<i>Trachurus picturatus</i> (Bowdich, 1825)	A, B e C	2013	29	3	0,0	0,3	Neves <i>et al.</i> (2015)
<i>Caretta caretta</i> (Linnaeus, 1758)	A, B e C	2010- 2013	95	59	9,7	16,7	Nicolau <i>et al.</i> (2016)

D.1.11.4 Determinação e avaliação do BEA

A inexistência de limiares para os níveis de lixo marinho implica que a avaliação do BEA do descritor, para a subdivisão do Continente, seja efetuada com base na existência de tendências de acréscimo e decréscimo da ocorrência de lixo no ambiente marinho. Assim, as tendências decrescentes, ou a não deteção de tendências, da presença de lixo, foram consideradas como bons indicadores do estado ambiental. No segundo caso, as medidas adotadas a montante do problema, na gestão e redução de resíduos, nem sempre se traduzem em tendências decrescentes a curto prazo, devido à persistência de alguns materiais, tais como o plástico. Nas praias das três áreas de avaliação da subdivisão, as tendências de acréscimo registadas correspondem a categorias de lixo que representam uma baixa percentagem do total de *itens* de lixo encontrados no ambiente marinho. Consequentemente, não é possível obter, com confiança, uma tendência de aumento da presença de lixo nas praias das áreas de avaliação. Da mesma forma, embora os dados dos fundos marinhos das áreas A1 e B1 permitam detetar tendências crescentes na densidade de lixo, também revelam valores medianos de densidade muito baixos (perto de zero), devido à baixa frequência da presença de lixo detetada nas áreas de avaliação.

Embora se tenham registado progressos significativos, relativamente a 2012, na informação disponível para este descritor considera-se não ser possível avaliar o BEA do D10 na subdivisão do Continente.

D.1.11.5 Considerações finais

O aumento progressivo de informação, desde 2012, facilitou a caracterização do lixo no ambiente marinho. A existência de programas de monitorização direcionados para o lixo de maiores dimensões, permitiu um desenvolvimento assinalável ao nível do critério D10C1. Consequentemente, permitiu a determinação de valores relativos à abundância de macrolixo, o estabelecimento de tendências para algumas categorias de lixo e a identificação das fontes de contaminação. Esta caracterização, embora insuficiente para a determinação do BEA, dá evidências importantes para desencadear ações de mitigação.

No entanto, existem ainda várias questões primordiais que precisam de ser aprofundadas e equacionadas para que se detenha a base técnica e científica para a aplicação de todos os critérios. Salienta-se, em especial, as que dizem respeito ao lixo microscópico (e.g. falta de metodologias de amostragem e de extração normalizadas) e as que estão relacionadas com o efeito do lixo nos organismos marinhos (identificação de um bioindicador), para que seja possível efetuar a determinação adequada do BEA.

D.1.11.6 Metas e Indicadores

Tendo em atenção a avaliação deste descritor considera-se relevante, para o presente ciclo, definir metas operacionais / pressão que orientem o progresso na avaliação do D10 e, simultaneamente, auxiliem na prossecução dos objetivos da DQEM até ao estabelecimento, a nível da União, dos limiares aplicáveis.

Tabela D-91. Metas ambientais e indicadores para o D10.

N.º meta	ABIPT-T1-D10Cont
Meta	Estabelecer bioindicadores para o lixo marinho e métodos de medição referentes a microplásticos.
Indicador de execução	N.º de bioindicadores selecionados
Tipo	Operacional
Área de avaliação	Continente
Nova meta	Não (modificação de meta de 2012)
Observações	Encontra-se prevista, no Programa de Medidas de 2014, a medida “LiMar - Determinar bioindicadores para o lixo marinho” (Ficha de Medidas ME04-D10), em fase de planeamento.
N.º meta	ABIPT-T2-D10Cont
Meta	Até 2021, desenvolver recomendações para redução da quantidade de EPS (poliestireno expandido) e XPS (poliestireno extrudido) no lixo marinho.
Indicador de execução	N.º de recomendações dirigidas a políticas públicas e boas práticas para a Indústria.
Tipo	Operacional
Área de avaliação	Continente
Nova meta	Sim
Observações	Encontra-se em execução o projeto “OceanWise – Redução racional de lixo marinho de poliestireno expandido no Atlântico”, liderado por Portugal, em como objetivo contribuir para a redução do impacto do lixo marinho, especificamente do lixo marinho composto de poliestireno expandido (EPS e XPS) (esferovites e outros tipos de plásticos expandidos de poliestireno). Pretende-se desenvolver um conjunto de medidas de longo-prazo, tendo em conta todo o ciclo de vida dos produtos de EPS/XPS com vista à boa gestão transnacional de lixo marinho no espaço Atlântico nordeste.

N.º meta	ABIPT-T3-D10Cont
Meta	Até 2020 reduzir substancialmente o lixo marinho nas regiões marinhas da OSPAR a níveis onde propriedades e quantidades não causam danos ao meio marinho
Indicador de execução	N.º de ações desenvolvidas
Tipo	Pressão
Área de avaliação	Continente
Nova meta	Não, modificação de meta de 2012
Observações	Em concordância com o documento “Strategy for the protection of the Marine Environment of the NorthEast Atlantic for the years 2010-2020” da OSPAR.

D.1.11.7 Referências

- Antunes, J., Frias, J., Sobral, P. (2018). Microplastics on the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*. 131. 10.1016/j.marpolbul.2018.04.025.
- Dhimmer, V.R, 2017. Microplastics in gastrointestinal tracts of *Trachurus trachurus* and *Scomber colias* from the Portuguese Coastal waters. Dissertação de Mestrado, FCT-UNL, p. 33.
- Frias, J., Gago, J., Otero, V., Sobral, P. (2015). Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese Shelf waters. *Marine Environmental Research*. 114. 10.1016/j.marenvres.2015.12.006.
- Galgani, F., Leaute, J.P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., Goragner, H., Latrouite, D., Andral, B., Cadiou, Y., Mahe, J.C., Poulard, J.C., Nerisson, P. 2000 Litter on the seafloor along European Coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (6), 516-527.
- Galgani, F., Hanke, G., and Maes, T. 2015. Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. In *Marine Anthropogenic Litter*, 1st edn, 29–56. Ed. By M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages. Springer, London
- ICES (2016). Final report of the Working Group on Nephrops Surveys (WGNEPS), 10-13 November 2015, Cadiz, Spain. ICES CM 2015/SSGIEOM:30. 56 p.
- ICES (2017). Manual of the IBTS North Eastern Atlantic Surveys. Series of ICES Survey Protocols SISP 15. 92 p. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.3519>.
- IPMA (2018). Relatório do segundo ciclo de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas nas subdivisões do Continente e da Plataforma Continental Estendida: Descritor 10 – Lixo marinho. Outubro de 2018, 26 p.

- López-López, L., Gonzalez-Irusta, JM, Punzón, A, Serrano, A. (2017). Benthic litter distribution on circalittoral and deep-sea bottoms of the southern Bay of Biscay: Analysis of potential drivers. *Continental Shelf Research*, 144,112-119
- MAMAOT (2012a). Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012, 906 p.
- MSFD-TSGML. 2013. Guidance on monitoring of marine litter in European Seas - a guidance document within the Common Implementation Strategy for the Marine Strategy Framework Directive. EUR-26113 EN. JRC Scientific and Policy Reports JRC83985.
- Neves, D, Sobral, P, Ferreira, J, Pereira, T. (2015). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*. 101. 10.1016/j.marpolbul.2015.11.008.
- Nicolau, L, Marçalo, A, Ferreira, M, Sá, S, Vingada, J, Eira, C. (2016). Ingestion of marine litter by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in Portuguese continental waters. *Marine Pollution Bulletin*. 103. 10.1016/j.marpolbul.2015.12.021.
- Oliveira F, Monteiro P, Bentes L, Henriques NS, Aguilar R, Gonçalves JMS. (2015). Marine litter in the upper São Vicente submarine canyon (SW Portugal): Abundance, distribution, composition and fauna interactions. *Mar Pollut Bull*. 97:401–407.
- OSPAR (2009b). Marine Litter in North-East Atlantic Region. Assessment and Priorities for Response. OSPAR Commission, London. 127 p.
- OSPAR Commission. 2010. Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area.
- OSPAR (2017). Beach Litter - Abundance, Composition and Trends. Intermediate Assessment. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/marine-litter/beach-litter/>
(Consultado em julho de 2018)
- Pequeno, J, 2018. Microplastics in Bivalves (*Mytilus galloprovincialis* and *Scrobicularia plana*) and Polychaetes (*Marphysa sanguinea*). Dissertação de Mestrado, FCT-UNL.
- Pham, C.K., Ramirez-Llodra, E., Alt, C.H.S., Amaro, T., Bergmann, M., Canals, M., Company, J.B., Davies, J., Duineveld, G., Galgani, F., Howell, K.L., Huvenne, V.A.I., Isidro, E., Jones, D.O.B., Lastras, G., Morato, T., Gomes-Pereira, J.N., Purser, A., Stewart, H., Tojeira, I., Tubau, X., Van Rooij, D., Tyler, P.A. (2014). Marine Litter Distribution and Density in European Seas, from the Shelves to Deep Basins. *Plos One* 9, e95839.

-
- Sá, S, Santos, J M, Araújo, H, Ferreira, M, Duro, V, Alves, F, Panta-Ferreira, B, Nicolau, L, Eira, C, Vingada, J. (2016). Spatial distribution of floating marine debris in offshore continental Portuguese waters. *Marine Pollution Bulletin*. 104. 10.1016/j.marpolbul.2016.01.011.
- Silva, C., Borges, M.F. (2014). Crustáceos-2014, julho. Relatórios de Campanha, 21p.
- UNEP (2009). *Marine Litter: A Global Challenge*. United Nations Environmental Program – Regional Seas Program. UNEP, Nairobi, 232 p.
- Vieira, R.P., Raposo, I.P., Sobral, P., Gonçalves, J.M.S., Bell, K.L.C, Cunha, M.R. (2015). Lost fishing gear and litter at Goringe Bank (NE Atlantic). *J. Sea Res.* 100 (2015) 91–98.

D.1.12 Descritor 11: Ruído submarino

A introdução de energia, incluindo ruído submarino, mantém-se a níveis que não afetam negativamente o meio marinho.

D.1.12.1 Introdução

Determinadas atividades humanas introduzem formas de energia no ambiente marinho, nomeadamente: som, luz, calor e energia radioativa. Actualmente, o tipo de energia de origem antropogénica com maior expressão nos oceanos é o som (Van der Graaf *et al.*, 2012). Quando o som, pelas suas características, pode causar impactes negativos no ambiente marinho adquire a designação de ruído (Dekeling *et al.*, 2014).

Os mamíferos são o grupo de animais de referência no estudo dos efeitos do ruído no ambiente marinho uma vez que utilizam o som numa gama alargada de frequências para comunicarem, se alimentarem e navegarem. Existem, no entanto, evidências que outros grupos também podem ser afetados (Carroll *et al.*, 2017; Erbe *et al.*, 2019; Williams *et al.*, 2015), incluindo os peixes, sobretudo as espécies que utilizam comunicação acústica (Alves *et al.*, 2016; Cox *et al.*, 2018; de Jong *et al.*, 2018^a; de Jong *et al.*, 2018^b; Holles *et al.*, 2013, Popper *et al.*, 2014; Slabbekoorn *et al.*, 2018; Radford *et al.* 2014 Vasconcelos *et al.*, 2017;) e os invertebrados (André *et al.* 2011, Nedelec *et al.*, 2014 e McCauley *et al.*, 2017). Os efeitos adversos variam com as características do ruído e do receptor.

No geral, a deteção de um sinal sonoro pelos animais marinhos que utilizam comunicação acústica, pode ser afetada pela interferência de ruído a frequências próximas desse sinal, e induzir alterações comportamentais e fisiológicas (incluindo *stress* crónico) ao nível do indivíduo afetando o seu desempenho. Essa interferência dependerá das frequências utilizadas pelos diferentes grupos. No caso dos cetáceos, as baleias de barbas, por exemplo, emitem tipicamente sons de baixa frequência entre 10 Hz e 10kHz, ao passo que as baleias de dentes emitem sons para ecolocalização e comunicação numa faixa de frequências que varia entre 1 e 150kHz e portanto a sensibilidade destas espécies aos diferentes níveis e frequências de ruído pode ser distinta. (Madsen *et al.*, 2006). Sons de elevada intensidade e curta duração (e.g. sondagens sísmicas perfurações, explosões) podem ainda causar danos físicos e afetar a audição dos mamíferos marinhos e, em casos extremos, a morte. A mortalidade de cetáceos, causada pela introdução de ruído de elevada intensidade, parece afetar sobretudo as baleias de bico, como o zífio (*Ziphius cavirostris*).

A Decisão de 2010 relativa aos critérios de avaliação do BEA, entretanto revogada, definiu dois indicadores para o D11, reconhecendo, porém, a necessidade do aumento do conhecimento científico e técnico, sobretudo no que respeita aos impactes da introdução de energia na vida marinha. Face ao conhecimento existente, o

mapeamento do ruído e a sua caracterização, foram destacados como os primeiros passos necessários e prioritários para a monitorização e avaliação deste descritor.

Em 2012, na avaliação inicial das águas da subdivisão do continente concluiu-se, contudo, que a informação disponível, para caracterizar tanto o ruído antropogénico contínuo como o ruído impulsivo (de curta duração) era muito escassa e não permitia avaliar o estado ambiental deste descritor (MAMAOT, 2012a). Elencaram-se os estudos em que houve recolha de dados acústicos na subdivisão do continente tendo sido referidas nove campanhas de aquisição e processamento de sinais acústicos submarinos. Relativamente à análise dos efeitos do ruído no comportamento das espécies marinhas, foram referidos os estudos efetuados no estuário do Sado, concretamente: dos Santos (1997), dos Santos *et al.* (2010) e Luís (2007).

D.1.12.2 Metodologia e dados

D.1.12.2.1 Áreas de avaliação

A área de avaliação para o D11 corresponde a toda a área da subdivisão do continente, conforme Figura D-69.

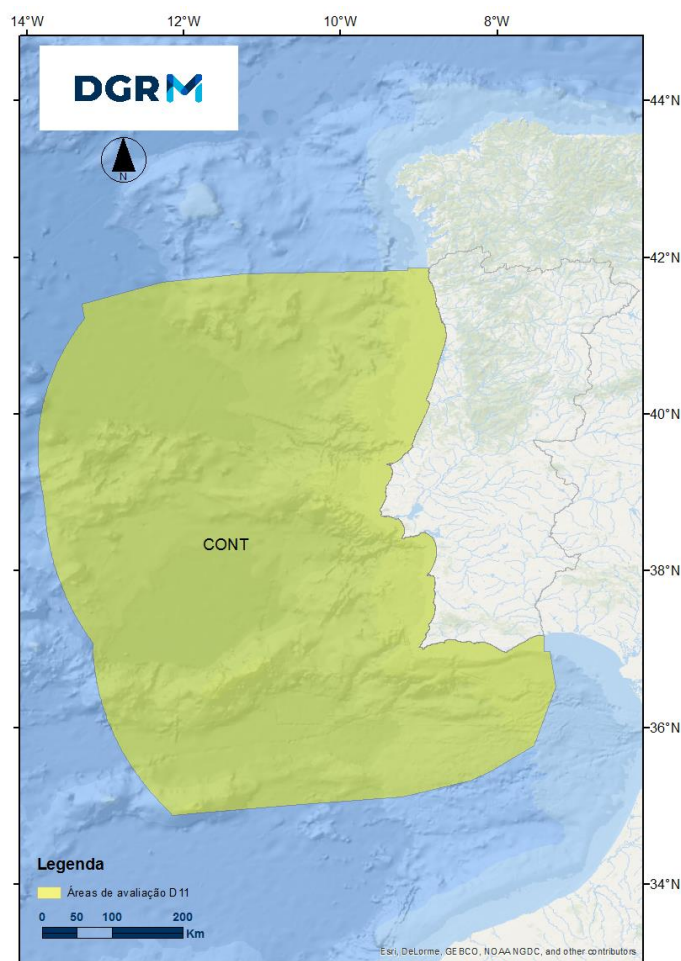


Figura D-69. Área de avaliação do D11 na subdivisão do Continente.

D.1.12.2.2 Critérios para avaliação do BEA

A Decisão da Comissão n.º 2017/848 estabelece para a avaliação do estado ambiental do D11, dois critérios primários (Tabela D-92).

Tabela D-92. Critérios e respetivos elementos, e limiares aplicáveis ao D11 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Ruído antropogénico de curta duração.	<p>D11C1 – Primário:</p> <p>A distribuição espacial, a dimensão temporal e os níveis das fontes de ruído antropogénico de curta duração não excedem os níveis suscetíveis de afetarem negativamente as populações de animais marinhos.</p> <p>Unidades de medida: n.º de dias/trimestre e % ou km² por zona de avaliação por ano</p>	A estabelecer ao nível da União, tendo em conta as especificidades regional ou sub-regional
Ruído antropogénico contínuo de baixa frequência.	<p>D11C2 – Primário:</p> <p>A distribuição espacial, a dimensão temporal e os níveis das fontes de ruído antropogénico contínuo de baixa frequência não excedem os níveis suscetíveis de afetarem negativamente as populações de animais marinhos.</p> <p>Unidades de medida: média anual e % ou km² por zona de avaliação por ano</p>	

A Decisão determina que os EM devem estabelecer “limiares” para avaliação do BEA de ambos os critérios através de cooperação ao nível da União, tendo em conta as especificidades regionais ou sub-regionais. Contudo, e apesar de se considerar que os efeitos diretos e indiretos do ruído podem afetar a distribuição, o sucesso reprodutor e a taxa de sobrevivência de uma população, a falta de evidências diretas sobre os efeitos do ruído ao nível das populações, dificulta, para já, a determinação de limiares específicos (Cefas, 2015).

- **Critério D11C1 - Ruído antropogénico de curta duração dentro de água**

Para a operacionalização deste critério, o grupo de trabalho da Comissão Europeia em funções entre 2010 e 2012, o *Technical Subgroup on Underwater Noise* (TSG Noise), considerando que o registo da distribuição espacial e temporal do uso de fontes sonoras impulsivas de baixa e média frequência, ao longo do ano, é o primeiro passo para se quantificar o ruído impulsivo, recomendou aos EM a implementação de uma plataforma de registo das atividades geradoras de ruído de curta duração. A informação recolhida permitirá estabelecer um valor-base, detetar tendências e, no futuro, avaliar o impacto deste tipo de ruído no ambiente marinho e determinar o BEA. O TSG Noise e o grupo que lhe deu continuidade, o *Technical Working Group on Noise* (TG Noise), definiram o tipo de informação que deve ser recolhida,

nomeadamente, as atividades que devem ser monitorizadas e respetivos mínimos de níveis de pressão na fonte para efeitos de registo na plataforma (Dekeling *et al.*, 2014) **(Erro! A origem da referência não foi encontrada.)**.

Tabela D-93. Tipo de atividades geradoras de ruído de baixa frequência

Tipo de Atividade	Limiar mínimo de nível sonoro ^(*)
Sondagens sísmicas (com recurso a canhões de ar comprimido)	SL_{z-p} > 209 dB re μPa m
Sondagens geofísicas e operações militares (com recurso a determinados sonares)	SL > 176 dB re μPa m
Uso de dispositivos acústicos de dissuasão e sondadores multifeixe	SL > 176 dB re μPa m
Uso de explosivos	mTNT_{eq} > 8 g
Perfurações (no âmbito por exemplo da instalação de aerogeradores)	-

(*) Limites recomendados para o tipo de fonte de som de curta duração (Dekeling *et al.*, 2014)

Neste ciclo, de acordo com a metodologia proposta pelo TG Noise e adoptada pela OSPAR, o critério D11C1 foi avaliado através da determinação dos *pulse block day* (PBD), ou seja do número de dias em que foi introduzido ruído impulsivo numa determinada unidade espacial (bloco). A unidade espacial (bloco) utilizada na presente avaliação foi o sub-retângulo estatístico do licenciamento de atividades de prospeção de petróleo fornecida pela ex-Entidade Nacional para o Mercado de Combustíveis (ex-ENMC)⁴², por se considerar que permite uma boa caracterização da distribuição de ruído impulsivo na subdivisão.

A informação necessária para derivar os *pulse block days* é:

- Posição geográfica (latitude / longitude), bloco de licenciamento;
- Data da operação;
- Propriedades da fonte (espectros de frequência);
- Nível sonoro (*Source Level* –SL, em dB re μPa m);
- Nível da exposição sonora (*Sound Exposure Level* - SEL, medido em dB re 1μPa² s).

Estes dados permitem estimar a dimensão da área afetada por fontes de ruído impulsivo, possibilitando, no futuro, definir uma área de impacto com base em limiares de resposta de uma ou mais espécies.

A nível regional, a Convenção OSPAR implementou o *Impulsive Noise Registry* (INR), (adotado pela OSPAR em 2014; Acordo OSPAR 2014-08). Os dados são enviados pelas partes contratantes e a base de dados, mantida pelo ICES, agrupa os dados num formato padrão e de acordo com os requisitos de dados para o “Indicador de Ruído Impulsivo da OSPAR”⁴³ (OSPAR, 2014), medido em *pulse block days*. A

⁴² Cujas competências transitaram para a Direção Geral de Energia e Geologia.

⁴³ Indicador OSPAR - Distribuição no tempo e no espaço dos sons impulsivos de alta, baixa e média frequência: proporção de dias e sua distribuição dentro de um ano sobre as áreas de determinada superfície, bem como sua

OSPAR realizou a sua primeira avaliação regional da pressão do ruído impulsivo, em 2017⁴⁴, como parte da Avaliação Intermediária do Estado do Atlântico Nordeste. Atualmente, encontra-se em desenvolvimento um indicador do impacto do ruído impulsivo que visa avaliar o impacto dessa pressão sobre espécies específicas.

- **Critério D11C2 – Ruído antropogénico contínuo de baixa frequência**

O nível de consecução do BEA deste critério deve ser expresso, para cada zona avaliada, como a média anual do nível de ruído⁴⁵, ou outro parâmetro temporal acordado a nível regional, ou sub-regional, por unidade de superfície e a sua distribuição espacial, assim como a extensão (% , km) da zona de avaliação em que os limiares fixados foram atingidos.

Sobre a operacionalização deste critério, o TSG Noise concluiu que está dependente da implementação de um programa de monitorização do ruído contínuo com recurso a modelos e recolha de dados acústicos *in-situ*, que permita definir valores-base e analisar tendências ao longo dos anos.

D.1.12.2.3 Dados e fontes de informação disponíveis

- **Critério D11C1 - Ruído antropogénico de curta duração dentro de água**

Não existindo, à data, uma plataforma de registo das atividades geradoras de ruído antropogénico, foram solicitados às entidades competentes pelo licenciamento das atividades económicas e/ou entidades responsáveis pela execução dessas atividades no exercício das suas atribuições, os dados necessários à análise supramencionados.

- **Critério D11C2 – Ruído antropogénico contínuo de baixa frequência**

Entre 2012 e 2017, os dados acústicos disponíveis foram recolhidos pontualmente no âmbito de avaliações de impacto ambiental ou de caracterização local do ambiente acústico (ex. estudo de caracterização ambiental da Zona Piloto da ENONDAS, ao largo de S. Pedro de Moel; campanha acústica realizada no âmbito do projeto WaveRoller) e não permitem a avaliação deste critério.

distribuição espacial, em que as fontes sonoras antropogénicas excedem os níveis Possuir impacto significativo nos animais marinhos medidos como Nível de Exposição Sonora [SEL] (em dB re 1 μ Pa².s) ou como pico de Nível de Pressão Sonora [SPLpeak] (em dB re 1 μ Pa de pico) a um metro, medido na banda de frequência 10 Hz para 10kHz. (OSPAR, 2014).

⁴⁴ Dados de 2015, providenciados pela Bélgica, Dinamarca, Alemanha, Holanda, Suécia e Reino Unido para quatro fontes sonoras (prospeções sísmicas, *pile diving*, explosões, sonares e sondas acústicas).

⁴⁵ Descrito como quadrado da pressão sonora em duas bandas de 1/3 de oitava, uma centrada em 63 Hz e outra em 125 Hz, expressas como um nível sonoro em decibéis, em unidade de dB re 1 μ Pa)

D.1.12.3 Resultados

- Critério D11C1 - Ruído antropogénico de curta duração dentro de água

Para o período de 2012 a 2018, na subdivisão do continente, identificaram-se as seguintes atividades responsáveis pela introdução de ruído impulsivo:

- Campanhas geofísicas de reflexão sísmica de baixa resolução com recurso a canhões de ar comprimido;
- Campanhas geofísicas de reflexão sísmica de elevada resolução no âmbito de estudos de cartografia geológica;

A listagem com informação recolhida relativa às campanhas, datas, localização e fontes acústicas pode ser consultada no Anexo IV deste relatório. A distribuição espacial das atividades, em *pulse block days*, por ano, encontra-se representada nas Figuras D-70 a D-76.

Verifica-se que, a maioria dos blocos da subdivisão do continente não foram afetados por ruído impulsivo, nos anos em análise. O evento com maior número de dias (94 PCB) ocorreu em 2015, na bacia de Peniche (Figura D-73), o que representa 26% do ano com eventos de ruído, numa área muito reduzida da subdivisão (1,8%). Nos restantes anos, o máximo de dias com eventos verificou-se em 2018, com 53 PBD, e o mínimo em 2016, com 18 PBD. O tipo de fonte sonora mais usada foi a reflexão sísmica com recurso a sistema *Boomer*.

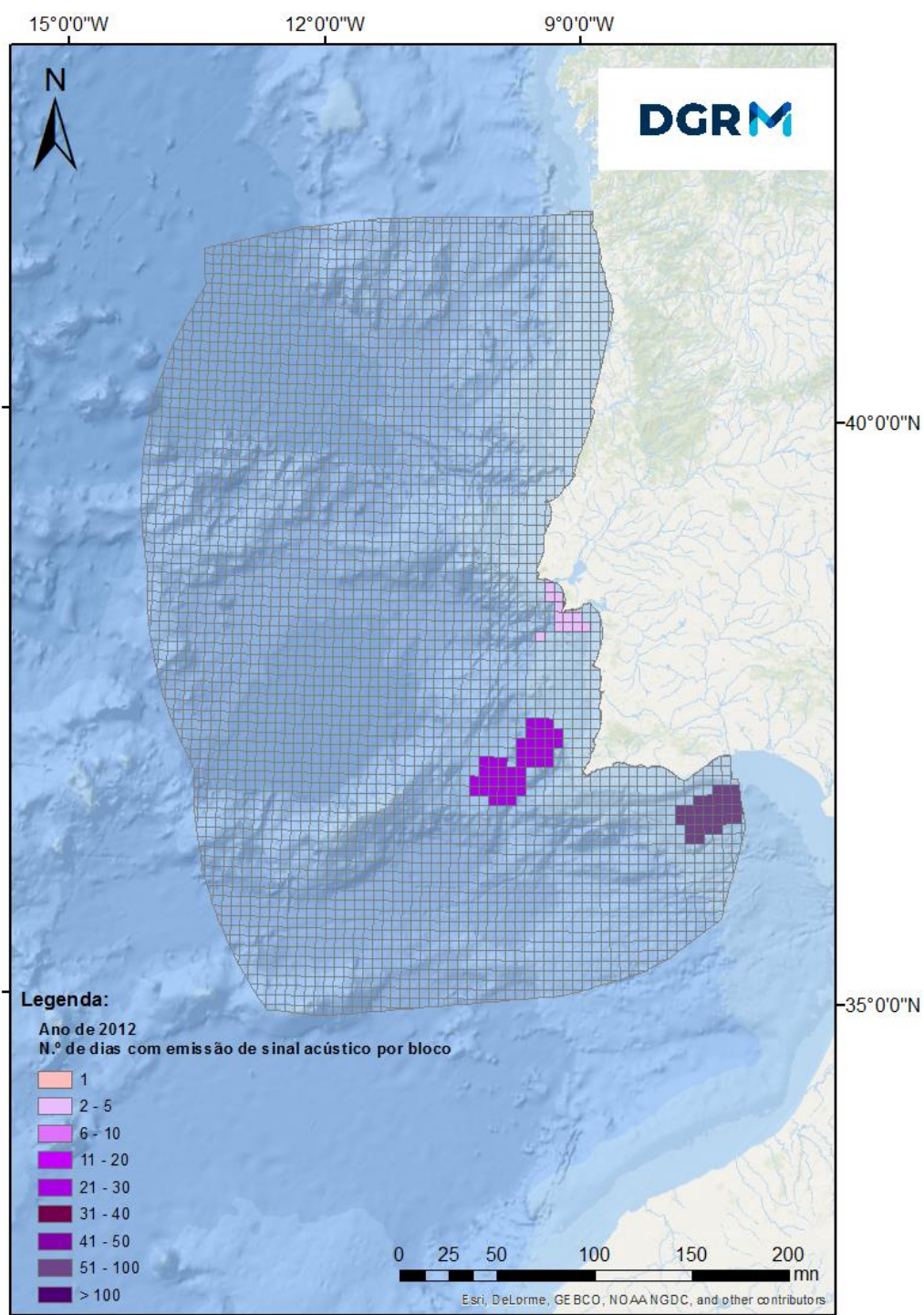


Figura D-70. *Pulse block days* de ruído impulsivo, em 2012

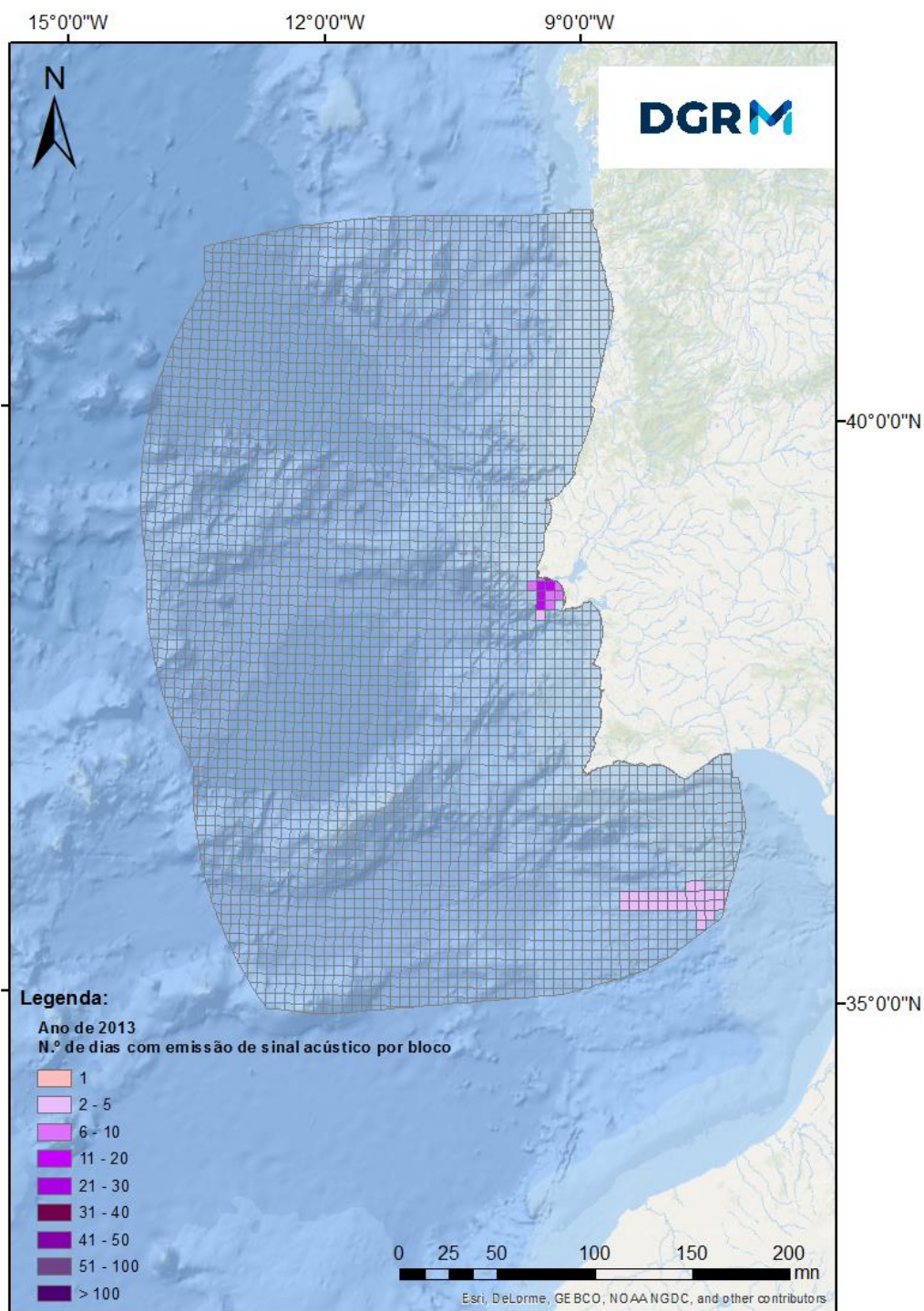


Figura D-71. Pulse block days, em 2013

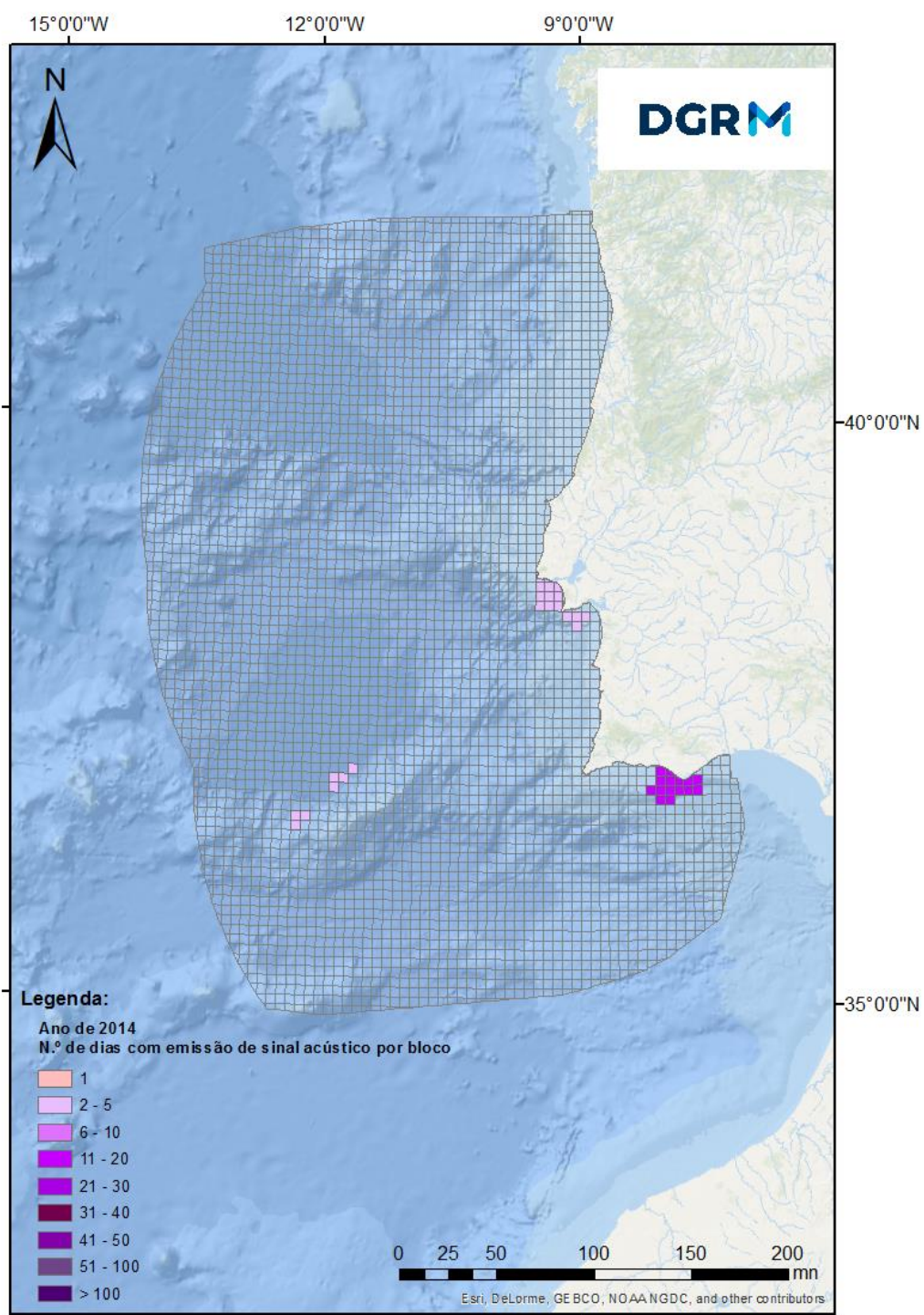


Figura D-72. Pulse block days, em 2014

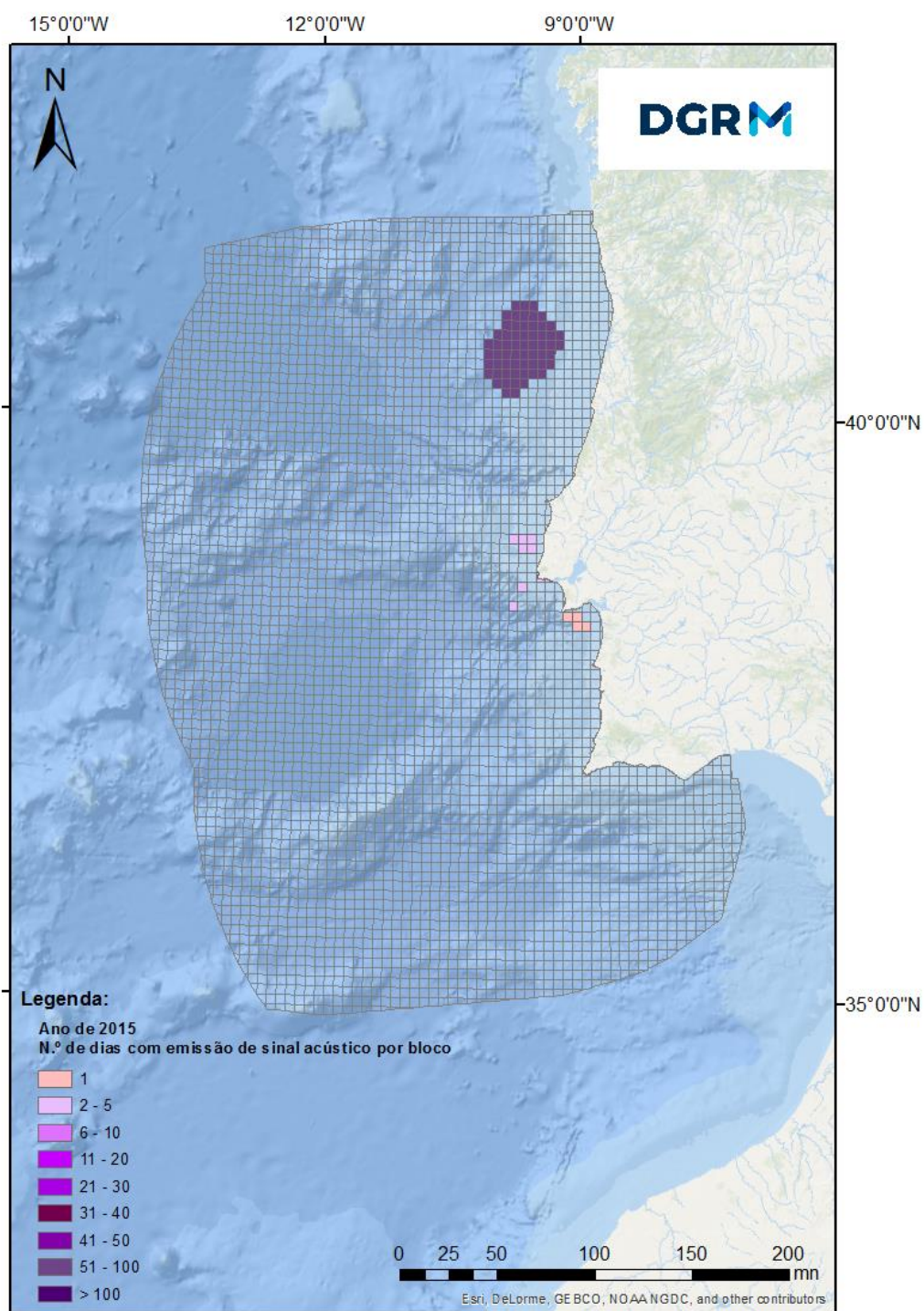


Figura D-73. Pulse block days no ano 2015

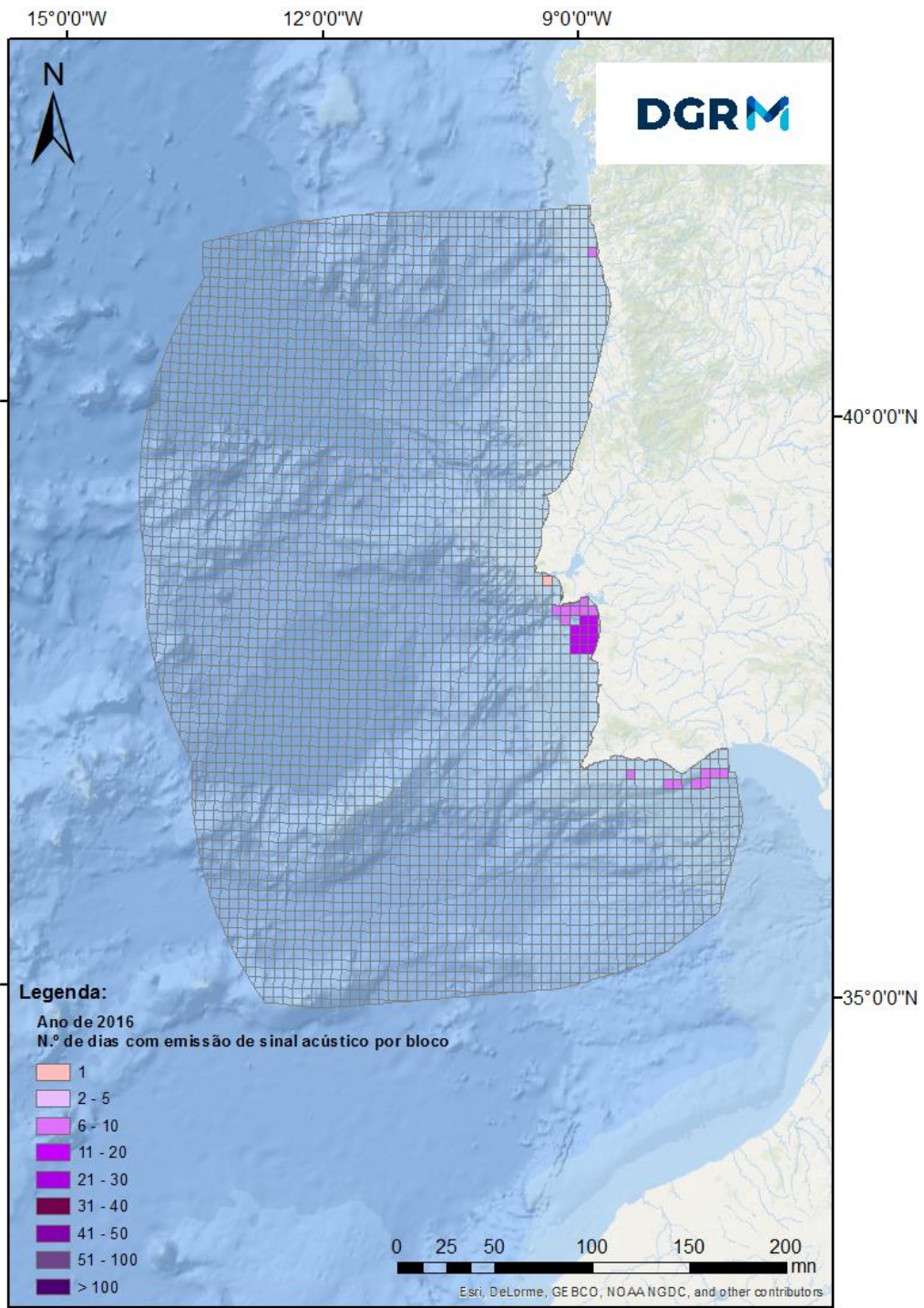


Figura D-74. Pulse block days no ano 2016

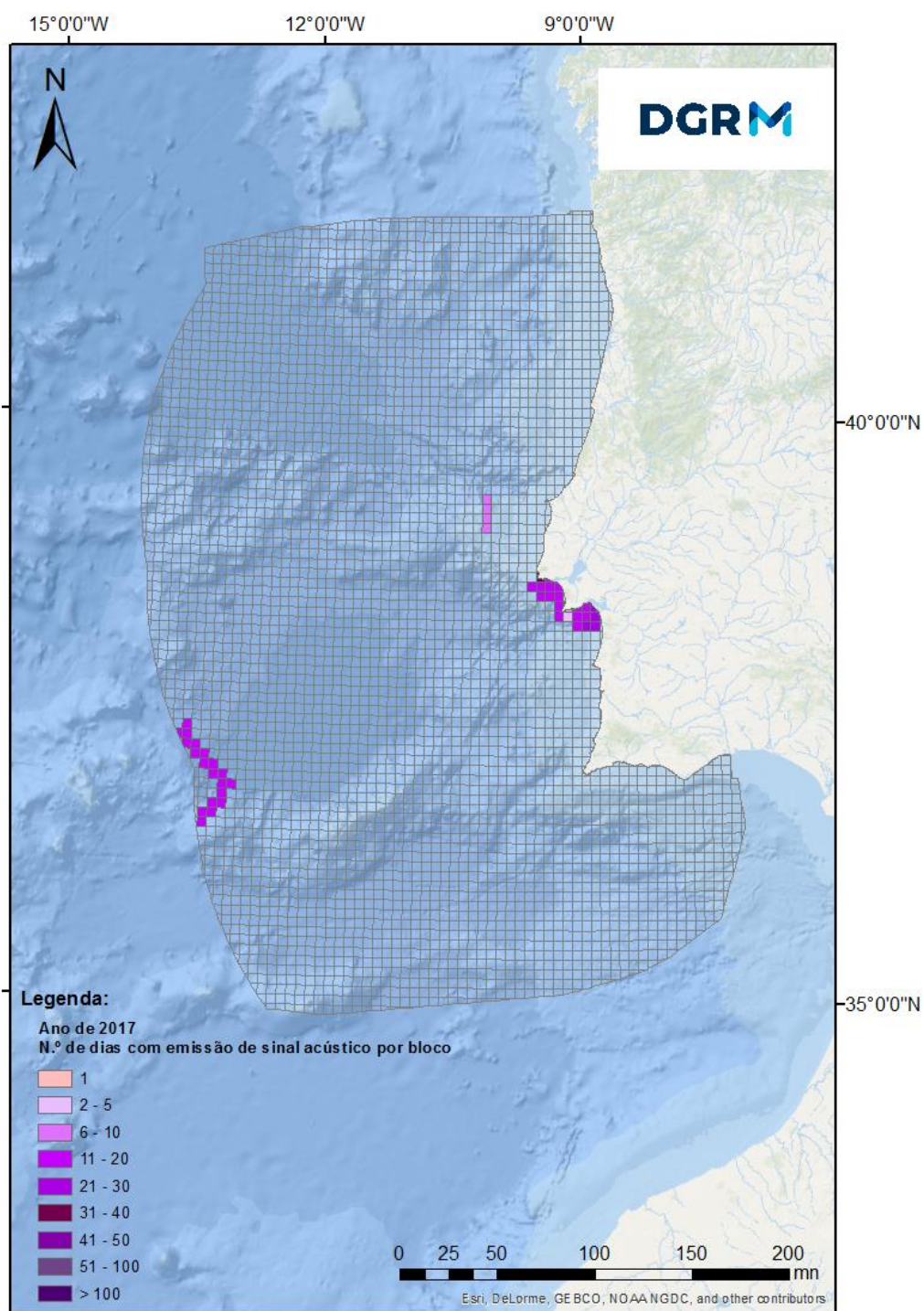


Figura D-75. Pulse block days no ano 2017

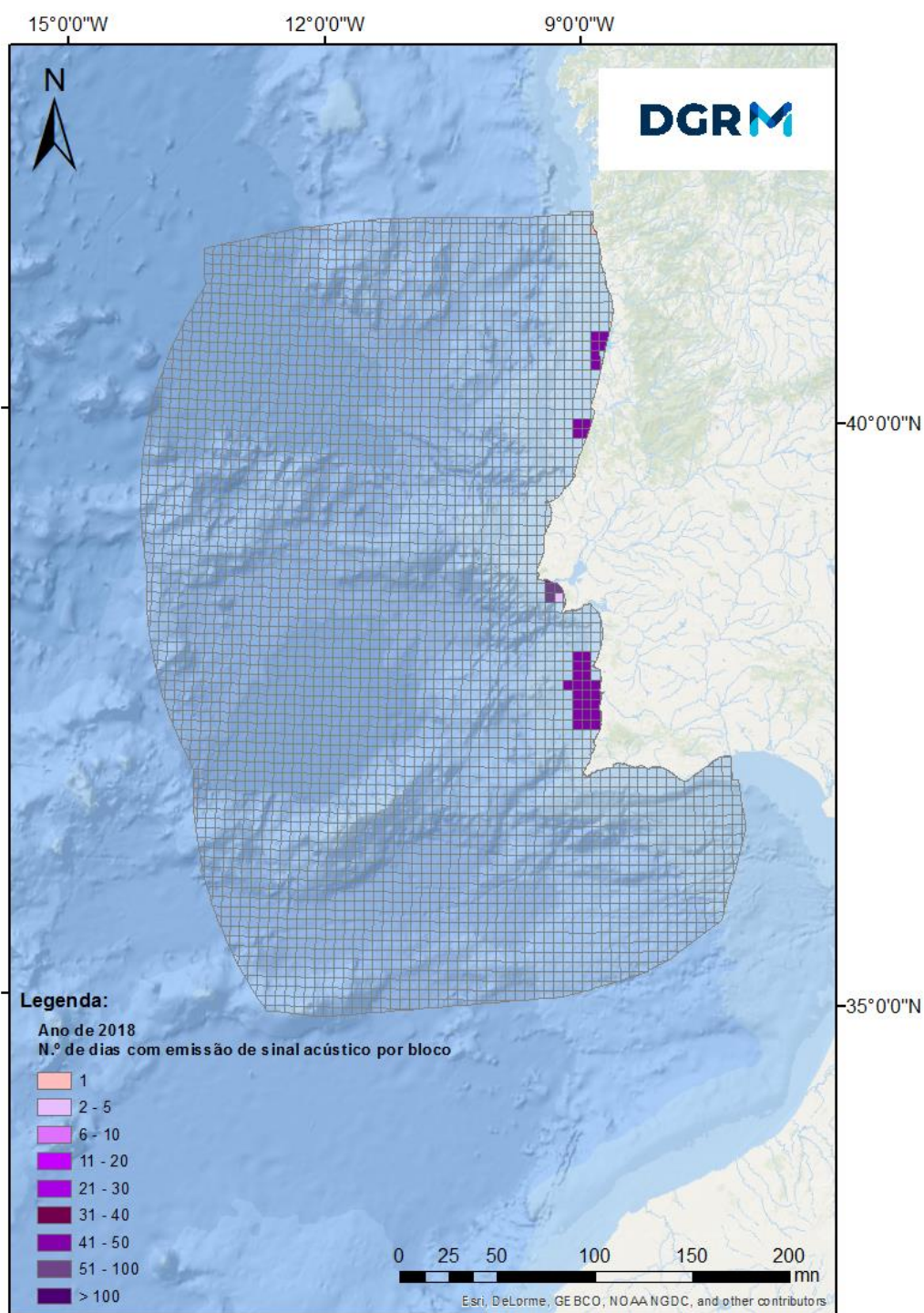


Figura D-76. Pulse block days no ano 2018

D.1.12.4 Determinação e avaliação do BEA

Foram compilados os dados sobre o uso de fontes de ruído impulsivo subdivisão do Continente no período de 2012 a 2018 de acordo com as normas metodológicas definidas na Decisão da Comissão n.º 2017/848. No entanto, uma vez que a definição

dos métodos de avaliação deste critério e limiares associados⁴⁶ permanece em curso no âmbito do grupo TG Noise, não é possível, neste ciclo, avaliar se este critério se encontra, ou não, em BEA. Os dados recolhidos, para os anos de 2012 a 2018, indicam que a sobreposição espacial e temporal entre eventos com ruído e cetáceos, a ter ocorrido, não ultrapassou uma área de 2% da subdivisão do Continente. Salienta-se, contudo, que a monitorização adequada deste critério beneficiaria da criação e manutenção de uma plataforma de registo da distribuição espacial e temporal das atividades que introduzem este tipo de ruído no ambiente marinho. A recolha sistemática e prévia desta informação será ainda útil à tomada de decisão no âmbito do atual regime de licenciamento e ordenamento do espaço marítimo.

A monitorização do ruído contínuo, nomeadamente, as frequências que deverão ser contempladas, e o tipo de análises aos sinais acústicos a realizar, terá ainda que ser definida tendo em conta as especificidades das águas marinhas da subdivisão. A recolha de dados acústicos deverá ocorrer preferencialmente em áreas de risco e será fundamental para a aferição da necessidade de metas e medidas de mitigação.

A compreensão dos efeitos do ruído, quer a nível individual quer a nível populacional, mantém-se como o principal desafio. Não obstante, importa referir que, à data, não existem evidências de que os níveis atuais de ruído nas águas da subdivisão continente afectem negativamente as populações de cetáceos ou de outras espécies marinhas sensíveis ao ruído.

Tabela D-94. Avaliação do BEA do D11.

Área de avaliação	Critérios	BEA
CONT	D11C1	Desconhecido
	D11C2	Não avaliado

D.1.12.5 Metas e Indicadores

Seguindo as recomendações do TG Noise e o trabalho desenvolvido a nível regional pela OSPAR, considera-se que, o registo da frequência das atividades antropogénicas no mar é fundamental para, no futuro, se poder avaliar os eventuais impactes. Por este motivo define-se uma meta relativa ao ruído impulsivo.

Relativamente ao ruído contínuo, no relatório de 2012, foi estabelecida uma meta destinada a avaliar as condições e recursos necessários à instalação e funcionamento dos dispositivos de monitorização de ruído acústico submarino. No entanto, considerando que, nesta data, o nível de desconhecimento sobre a exposição e o

⁴⁶ O nível de consecução do BEA, deste critério, deve ser expresso pela “duração por ano civil das fontes de ruído de curta duração, a sua distribuição ao longo do ano e espacialmente na zona de avaliação, e se os limiares foram atingidos.”

impacte desta pressão, considera-se de desenvolver, no presente ciclo DQEM, uma meta relativa à definição de áreas de risco que permitirão delinear, no futuro, de forma fundamentada, monitorizações e eventuais medidas de mitigação.

Tabela D-95. Metas ambientais e indicadores para o D11.

N.º meta	ABIPT-T1-D11Cont
Meta	Implementar, até 2021, um sistema de registo para caracterização temporal e espacial das atividades geradoras de ruído impulsivo de baixa e média frequência de acordo com as especificações recomendadas pelo TG Noise e adotadas a nível da OSPAR.
Indicador de execução	Data de implementação do registo.
Tipo	Operacional
Área de avaliação	Continente
Nova meta	Sim
Observações	Projeto Oceannoise.pt - Ferramenta de suporte à gestão do Ruído Submarino (a aguardar financiamento)
N.º meta	ABIPT-T2-D11Cont
Meta	Identificação das áreas de risco para mamíferos marinho na subdivisão do continente, considerando o contexto regional, até 2024.
Indicador de execução	Taxa de execução da análise de risco.
Tipo	Operacional
Área de avaliação	Continente
Nova meta	Não (adaptada de 2012)
Observações	<p>Projetos a decorrer que deverão contribuir para a meta estabelecida:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Projecto RAGES (<i>Risk-based Approaches to Good Environmental Status</i>), aprovado no âmbito do FEAMP de gestão direta da Comissão Europeia para o 2º ciclo da DQEM, que envolve quatro estados-membros do arco-Atlântico (Portugal, Espanha, França e Irlanda) e respetivas autoridades competentes. • Projeto jUMP (<i>Joint Action: a stepping-stone for underwater noise monitoring in Portuguese waters</i>), cofinanciado pelo programa Fundo Azul. • Projeto FISHNOISE (PTDC/BIA-BMA/29662/2017), sobre os efeitos do ruído na Corniva <i>Argyrosomus regius</i> e no Xarroco <i>Halobatrachus didactylus</i>. • Projeto JONAS (Joint Framework for Ocean Noise in the Atlantic Seas), cofinanciado pelo programa Interreg Atlantic Area.

D.1.12.6 Referências

- Alves, D., Amorim, M. C. P., & Fonseca, P. J. (2016). Boat noise reduces acoustic active space in the lusitanian toadfish *Halobatrachus didactylus*. In Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL (Vol. 27, No. 1, p. 010033). ASA.
- André, M., Solé, M., Lenoir, M., Durfort, M., Quero, C., Mas, A., Lombarte, A., van der Schaar, M., López-Bejar, M., Morell, M., Zaugg, S., and Houégnigan, L. (2011). Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods. *Front. Ecol. Environ*, 9, 489–493.
- Carroll, A. G., Przeslawski, R., Duncan, A., Gunning, M., & Bruce, B. (2017). A critical review of the potential impacts of marine seismic surveys on fish & invertebrates. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 9-24.
- Cefas (2015). Impacts of noise and use of propagation models to predict the recipient side of noise. Report prepared under contract ENV.D.2/FRA/2012/0025 for the European Commission. Centre for Environment, Fisheries & Aquaculture Science, UK. 27 pp. <http://mcc.jrc.ec.europa.eu/documents/201601081529.pdf>
- CEMP Guidelines for Monitoring and Assessment of loud, low and mid-frequency impulsive sound sources in the OSPAR Maritime Region (OSPAR Agreement 2017-07) Source: EIHA 17/9/1 Annex 15.
- Cox, K., Brennan, L. P., Gerwing, T. G., Dudas, S. E., & Juanes, F. (2018). Sound the alarm: A meta-analysis on the effect of aquatic noise on fish behavior and physiology. *Global change biology*, 24(7), 3105-3116.
- Cruz, M.E. (2012). *Caracterização do ruído subaquático produzido pelo tráfego marítimo no Estuário do Sado e potenciais impactos sobre a população residente de *Tursiops truncatus** (Montagu, 2021). Dissertação de Mestrado em Ecologia Marinha. Universidade de Lisboa Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal.
- De Jong, K., Amorim, M. C. P., Fonseca, P. J., Fox, C. J., & Heubel, K. U. (2018a). Noise can affect acoustic communication and subsequent spawning success in fish. *Environmental Pollution*, 237, 814-823.
- De Jong, K., Amorim, M., Fonseca, P. J., & Heubel, K. U. (2018b). Noise affects multimodal communication during courtship in a marine fish. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 113.
- Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A, Andersson, M.H., André, M., Borsani, J.F., Brensing, K., Castellote, M., Cronin, D., Dalen, J., Folegot, T., Leaper, R., Pajala, J., Redman, P., Robinson, S.P., Sigray, P., Sutton, G., Thomsen, F., Werner, S., Wittekind, D., Young, J.V., Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part I: Executive Summary,

- JRC Scientific and Policy Report EUR 26557 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2014, doi: 10.2788/29293;
- Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A, Andersson, M.H., André, M., Borsani, J.F., Brensing, K., Castellote, M., Cronin, D., Dalen, J., Folegot, T., Leaper, R., Pajala, J., Redman, P., Robinson, S.P., Sigray, P., Sutton, G., Thomsen, F., Werner, S., Wittekind, D., Young, J.V., Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part II: Monitoring Guidance Specifications, JRC Scientific and Policy Report EUR 26555 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2014, doi: 10.2788/27158.
- Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A, Andersson, M.H., André, M., Borsani, J.F., Brensing, K., Castellote, M., Cronin, D., Dalen, J., Folegot, T., Leaper, R., Pajala, J., Redman, P., Robinson, S.P., Sigray, P., Sutton, G., Thomsen, F., Werner, S., Wittekind, D., Young, J.V., Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part III: Background Information and Annexes, JRC Scientific and Policy Report EUR 26556 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2014, doi: 10.2788/2808.
- dos Santos M.E. (1997). *Ruído subaquático no estuário do sado, Portugal*. Proc. TecniAcústica 1997, pp. 147-150.
- dos Santos M.E., Couchinho M.N., Luís A.R., Gonçalves E.J. (2010). Monitoring underwater explosions in the habitat of resident bottlenose dolphins. *Journal of the Acoustical Society of America*, Vol. 128, No. 6, pp. 3805-3808.
- ENMC. 2017. Situação pormenorizada dos contratos de concessão em vigor para prospeção, pesquisa, desenvolvimento e produção de petróleo. Resumo e caracterização das atividades de prospeção e pesquisa desenvolvidas em Portugal.
- Erbe, C., Sisneros, J., Thomsen, F., Lepper, P., Hawkins, A., & Popper, A. (2019, July). *Overview of the Fifth International Conference on the Effects of Noise on Aquatic Life*. In Proceedings of Meetings on Acoustics 5ENAL (Vol. 37, No. 1, p. 001001). Acoustical Society of America.
- Ferreira, M.F., Dekeling, R.P.A., Tasker, M., Werner, S., Gotjé W., Way forward to define further Indicators for Underwater Noise. MSFD Common Implementation Strategy -Technical Group on Underwater Noise (TG-NOISE). Thematic Workshop – Final Report, October, 2016.
- Holles, S., Simpson, S. D., Radford, A. N., Berten, L., & Lecchini, D. (2013). Boat noise disrupts orientation behaviour in a coral reef fish. *Marine Ecology Progress Series*, 485, 295-300.

- Instituto Hidrográfico, 2018. Divisão de Geologia. Relatório Técnico Final (REL TF GM 12/18). Caracterização acústica das fontes sísmicas do Instituto Hidrográfico de 2018-07-17 a 2018-11-28. Dezembro de 2018.
- Luís A.R. (2007). *Avaliação do impacto de construções portuárias no comportamento e no ambiente acústico da população de golfinhos-roazes (Tursiops truncatus) do estuário do Sado*. MsC thesis. Universidade Lisboa, Lisboa.
- Luis, A., Couchinho, M. e dos Santos, M. (2014). (2014). Changes in the acoustic behavior of resident bottlenose dolphins near operating vessels. *Marine Mammal Science*, 30.
- Luís, AR *et al.*, 2012. Caracterização do Ruído Subaquático gerado pelo Tráfego Marítimo no Estuário do Sado e Avaliação do seu Impacte sobre os Golfinhos-Roazes. Projecto Delfim – Centro Português de Estudo dos Mamíferos Marinhos. ISPA – Instituto Universitário. Junho 2012.
- McCauley, R., Day, R.D., Swadling, K.M., Fitzgibbon, Q.P., Watson, R.A., and Semmens, J.M. (2017). Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. *Nature Ecol. & Evol.*, 1: 1-8.
- Madsen, P.T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K and Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals, implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*. 309: 279-295.
- MAMAOT (2012a). Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012, 906 p.
- MSFD. 2018. Marine Strategy Framework Directive (MSFD), Common Implementation Strategy, 19th Meeting of the Working Group on Good Environmental Status (WG-GES), 22 March 2018, Brussels.
- Nedelec S.L., Radford, A.N., Simpson, S.D., Nedelec, B., Lecchini, D., and Mills, S.C. (2014). Anthropogenic noise playback impairs embryonic development and increases mortality in a marine invertebrate. *Sci. Rep.*, 4, 5891.
- NRC (National Research Council) (2005). *Marine mammal populations and o ocean noise: determining when noise cause biologically significant effects*. Washington, D.C. The National Academies Press. 24pp.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., Coombs, S., Ellison, W. T., Gentry, R. L., and Halvorsen, M. B. (2014). *Sound exposure guidelines*. in ASA S3/SC1. 4 TR-2014 Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI (Springer, New York), pp. 33–51.

- Radford, A. N., Kerridge, E., & Simpson, S. D. (2014). Acoustic communication in a noisy world: can fish compete with anthropogenic noise? *Behavioral Ecology*, 25(5), 1022-1030.
- Rocha, 2012. Vocalizações dos Golfinhos-Roazes (*Tursiops Truncatus*) residentes na região do estuário do Sado e estudo da Influência do Tráfego Marítimo nos Padrões de emissão dos Assobios. Dissertação de candidatura ao grau de Mestre em Ciências do Mar – Recursos Marinhos. Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar. Universidade do Porto.
- Slabbekoorn, H., Dalen, J., de Haan, D., Winter, H.V., Radford, C., Ainslie, M.A., Heaney, K.D., van Kooten, T., Thomas, L. and Harwood, J. (2019). Population-level consequences of seismic surveys on fishes: An interdisciplinary challenge. *Fish and Fisheries*, 20(4), 653-685.
- Sobreira, 2017. Efeitos do Ruído gerado por Navios nas Vocalizações Subaquáticas dos Golfinhos-Roazes, *tursiops truncatus*, no Estuário do Sado. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Biologia Marinha. Universidade de Aveiro.
- TG-Noise, 2017. Management and monitoring of underwater noise in European Seas- Overview of main European-funded projects and other relevant initiatives. Communication Report. MSFD Common Implementation Strategy Technical Group on Underwater Noise (TG-NOISE). April, 2017.
- Van der Graaf AJ, Ainslie MA, André M, Brensing K, Dalen J, Dekeling RPA, Robinson S, Tasker ML, Thomsen F, Werner S (2012). European Marine Strategy Framework Directive - Good Environmental Status (MSFD GES): Report of the Technical Subgroup on Underwater noise and other forms of energy. Dekeling *et al.* 2014).
- Vasconcelos, R. O., Amorim, M. C. P., & Ladich, F. (2007). Effects of ship noise on the detectability of communication signals in the Lusitanian toadfish. *Journal of Experimental Biology*, 210(12), 2104-2112.
- Williams, R., Wright, A.J., Ashe, E., Blight, L.K., Bruintjes, R., Canessa, R., Clark, C.W., Cullis-Suzuki, S., Dakin, D.T., Erbe, C., Hammond, P.S., Merchant, N.D., O'Hara, P.D., Purser, J., Radford, A.N., Simpson, S.D., Thomas, L., Wale, M.A., (2015). Impacts of anthropogenic noise on marine life: publication patterns, new discoveries, and future directions in research and management. *Ocean Coast. Manag.*, 115, 17–24.

ANEXOS

Anexo D-I: Áreas de avaliação

Tabela I-96. Limites geográficos das áreas de avaliação por descritor.

Descritor	Áreas de avaliação	Limites geográficos	
D1	Aves, répteis, mamíferos, peixes e cefalópodes	CONT	Subdivisão do Continente
	Habitats pelágicos costeiros	AC	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e entre a linha de costa e a batimétrica dos 100 m
		BC	Área compreendida entre a latitude 39°21'N e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos) e entre a linha de costa e a batimétrica dos 100 m
		CC	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) e entre a linha de costa e a batimétrica dos 100 m
	Habitats pelágicos da plataforma continental	AP	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e entre a batimétrica dos 100 m e a batimétrica dos 200 m
		BP	Área compreendida entre a latitude 39°21'N e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos) e entre a batimétrica dos 100 m e a batimétrica dos 200 m
		CP	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) e entre a batimétrica dos 100 m e a batimétrica dos 200 m
	Habitats pelágicos oceânicos	AO	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) entre batimétrica dos 200 m e o limite exterior da ZEE
		BO	Área compreendida entre a latitude 39°21'N e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos) entre a batimétrica dos 200 m e o limite exterior da ZEE
		CO	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) entre a batimétrica dos 200 m e o limite exterior da ZEE
D2	A	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e até à isobatimétrica dos 200 m	
	B	Área compreendida entre a latitude 39°21'N e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos) e até à isobatimétrica dos 200 m	
	C	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) e até à isobatimétrica dos 200 m	
D3	Ver Tabela D-33		
D4	A	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche)	

Descritor	Áreas de avaliação	Limites geográficos	
	B	Área compreendida entre a latitude 39°21'N e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos)	
	C	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António)	
D5	Águas Costeiras	AC	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e entre a linha de costa e a linha de fecho entre cabos
		BC	Área compreendida entre a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos) e entre a linha de costa e a linha de fecho entre cabos
		CC	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) e entre a linha de costa e a linha de fecho entre cabos
	Águas Intermédias	AI	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) entre o limite exterior das "Águas Costeiras" e as áreas com profundidade inferior a 100m de profundidade
		BI	Área compreendida entre a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos) entre o limite exterior das "Águas Costeiras" e as áreas com profundidade inferior a 100m de profundidade
		CI	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) entre o limite exterior das "Águas Costeiras" e as áreas com profundidade inferior a 100m de profundidade
	Águas Oceâncias	AO	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) entre o limite exterior das "Águas Intermédias" até ao limite exterior da ZEE
		BO	Área compreendida entre a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos) entre o limite exterior das "Águas Intermédias" até ao limite exterior da ZEE
		CO	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) entre o limite exterior das "Águas Intermédias" até ao limite exterior da ZEE
D6	A1	Área da subdivisão compreendida entre Caminha e Apúlia	
	A2	Área da subdivisão compreendida entre Apúlia e Figueira da Foz	
	A3	Área da subdivisão compreendida entre Figueira da Foz e Cabo Carvoeiro	
	B1	Área da subdivisão compreendida entre Cabo Carvoeiro e Cabo da Roca	
	B2	Área da subdivisão compreendida entre Cabo da Roca e Cambalhão	
	B3	Área da subdivisão compreendida entre Cambalhão e Sines	

Descritor	Áreas de avaliação	Limites geográficos
	B4	Área da subdivisão compreendida entre Sines e Cabo de S. Vicente
	B5	Área da subdivisão compreendida entre Cabo de S. Vicente e Ponta da Piedade (Lagos)
	C1	Área da subdivisão compreendida entre a Ponta da Piedade e Olhos d'Água
	C2	Área da subdivisão compreendida entre Olhos d'Água e a Barra de Faro
	C3	Área da subdivisão compreendida entre a Barra de Faro e Vila Real de Santo António
D7	A	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) até às 3 milhas náuticas
	B	Área compreendida entre a latitude 39°21'N e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos) até às 3 milhas náuticas
	C	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) até às 3 milhas náuticas
D8	A1	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e entre a linha de base e as 12 milhas náuticas
	A2	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e entre a linha das 12 milhas e o limite exterior da ZEE
	B1.1	Área compreendida entre a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e a latitude 39°05,00'N e entre a linha de base e as 12 milhas náuticas
	B1.2	Área compreendida entre a latitude 39°05,00'N e a latitude 37°55,34'N e entre a linha de base e as 12 milhas náuticas
	B1.3	Área compreendida entre a latitude 37°55,34'N e a longitude 08°40,1'W e entre a linha de base e as 12 milhas náuticas
	B2	Área compreendida entre a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos) e entre a linha das 12 milhas e o limite exterior da ZEE
	C1	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) e entre a linha de base e as 12 milhas náuticas
	C2	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) e entre a linha das 12 milhas e o limite exterior da ZEE
D9	A1	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e entre a linha de base e as 12 milhas náuticas
	A1	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e entre a linha das 12 milhas e o limite exterior da ZEE

Descritor	Áreas de avaliação	Limites geográficos
	B1.1	Área compreendida entre a latitude 39°21'N e a latitude 37°55,34'N e entre a linha de base e as 12 milhas náuticas
	B1.2	Área compreendida entre a latitude 37°55,34'N e a longitude 08°40,1'W e entre a linha de costa e as 12 milhas náuticas
	B2	Área compreendida entre a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos) e entre a linha das 12 milhas e o limite exterior da ZEE
	C1	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) e entre a linha de base e as 12 milhas náuticas
	C2	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) e entre a linha das 12 milhas e o limite exterior da ZEE
D10	A1	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e entre a linha de base e as 12 milhas náuticas
	A2	Área compreendida entre o limite norte da subdivisão do Continente e a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e entre a linha das 12 milhas e o limite exterior da ZEE
	B1	Área compreendida entre a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos) e entre a linha de base e as 12 milhas náuticas
	B2	Área compreendida entre a latitude 39°21'N (Cabo Carvoeiro, Peniche) e a longitude 08°40,1'W (Ponta da Piedade, Lagos) e entre a linha das 12 milhas e o limite exterior da ZEE
	C1	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) e entre a linha de base e as 12 milhas náuticas
	C2	Área compreendida entre a longitude 08°40,1'W e o limite sul da subdivisão do Continente (Foz do Rio Guadiana, Vila Real de Santo António) e entre a linha das 12 milhas e o limite exterior da ZEE
D11	CONT	Subdivisão do Continente

Anexo D-II: Biodiversidade (D1)

i. Descrição das campanhas de investigação do programa nacional de amostragem biológica

Descrevem-se abaixo as três campanhas de monitorização conduzidas pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P. (IPMA, I.P.) que decorrem no âmbito do Programa Nacional de Amostragem Biológica (PNAB/DCF). Estas campanhas têm como objetivo geral a recolha de informação sobre diferentes espécies que serão depois integradas na avaliação e aconselhamento científico providenciado no âmbito da Política Comum de Pescas. Atualmente, todas as campanhas decorrem a bordo do navio de Investigação “Noruega”, um arrastão de popa com 47.5 m de comprimento. As informações apresentadas foram extraídas de Marques *et al.* (2015) no caso da campanha acústica; de Cardador e Borges (1999) e de ICES (2017) no caso da campanha demersal de outono; e de Silva e Borges (2014) e ICES (2016), no caso da campanha de crustáceos.

Campanhas de rastreio acústico (PELAGO)

A campanha de investigação PELAGO tem como objetivo obter estimativas da abundância, distribuição geográfica e biologia da sardinha (*Sardinha pilchardus*) e de outras espécies pelágicas como o biqueirão (*Engraulis encrasicolus*), a cavala (*Scomber colias*) e o carapau-branco (*Trachurus trachurus*) através do método da eco-integração, entre outros. Durante a campanha é também realizada uma amostragem contínua para recolha de ovos e larvas de peixe através do sistema CUFES (“*Continuous Underway Fish Egg Sampler*”). Este sistema também recolhe dados de temperatura, salinidade e fluorescência a 3 metros de profundidade. São ainda recolhidos dados de monitorização de aves e mamíferos ao longo do percurso acústico.

Esta campanha decorre todos os anos na Primavera e tem a duração de aproximadamente um mês, cobrindo toda a área desde Caminha ao Golfo de Cádiz (inclusivamente em águas espanholas). O percurso de rastreio acústico, é pré-definido e repete-se todos os anos (Figura I-78). A área coberta nas campanhas é dividida em quatro zonas para efeitos de comparação da série histórica de estimativas de abundância das espécies: Ocidental Norte (OCN-Caminha a Nazaré), Ocidental Sul (OCS-Nazaré ao Cabo S. Vicente), Algarve (ALG) e Golfo de Cádiz (CAD).

Para além do rastreio acústico, cujos detalhes se encontram descritos em Marques *et al.* (2015), são realizados lances pesca sempre que se detetam concentrações importantes de peixe e a natureza do fundo o permite. A pesca é realizada com rede de arrasto pelágico (abertura vertical 10 m, abertura horizontal 20 m, 20 mm de malha do saco, operada a uma velocidade de 3,5-4 nós) e monitorizada com uma sonda de

rede “Scanmar”. Em cada estação de pesca é retirada uma amostra da captura, sendo todos os indivíduos identificados ao nível da espécie e pesados. No caso das principais espécies pelágicas (sardinha, biqueirão, carapau, cavala e sarda) regista-se o número e peso dos indivíduos por classe de comprimento em sub-amostras aleatórias de 100 indivíduos e as características biológicas individuais de 10 exemplares de cada classe e são extraídos os seus otólitos.

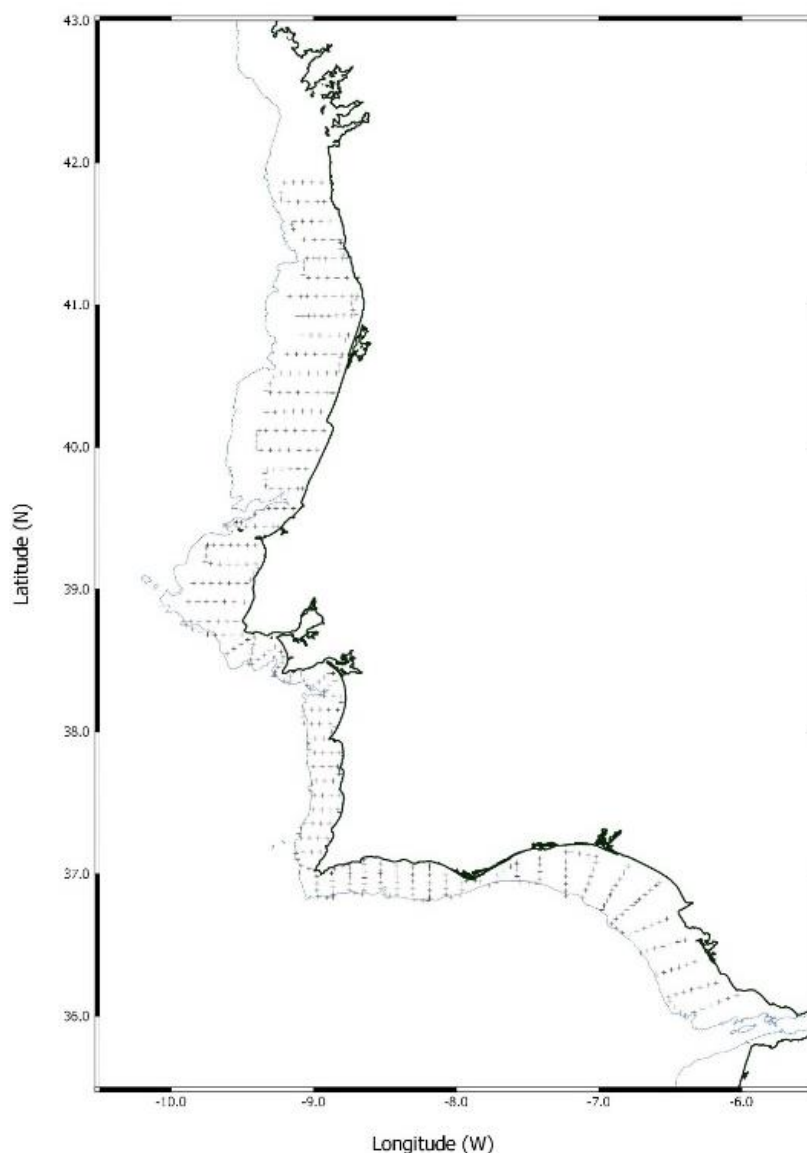


Figura I-77. Trajeto de rastreio das campanhas da série PELAGO (PNAB/IPMA). Os pontos representam o percurso da campanha de 2015 ilustrando o número aproximado de amostras recolhidas com o sistema CUFES ao longo dos transectos de rastreio acústico.

Campanhas demersais de outono

A campanha demersal de outono tem como principal objetivo obter estimativas de recrutamento de pescada (*Merluccius merluccius*) e de carapau-branco (*T. trachurus*). No entanto, permite também estimar índices de abundância e biomassa de algumas espécies da costa continental portuguesa e/ou dos seus recrutados bem como a sua

estrutura por comprimentos e distribuição. A informação biológica recolhida a bordo permite ainda determinar a idade, a maturação, proporção sexual, crescimento em peso e hábitos alimentares. Durante a campanha são também recolhidos dados oceanográficos, nomeadamente condutividade e temperatura, através de um CTD.

As campanhas demersais realizam-se desde 1979 e, durante alguns anos, eram em número de mais do que uma campanha por ano, realizando-se também na primavera ou no verão. Atualmente, esta campanha decorre todos os anos no início do quarto trimestre cobrindo a área desde Caminha até Vila Real de Santo António, dos 20 aos 500 metros de profundidade. Os arrastos de fundo são efetuados com a rede “*Norwegian Campell Trawl*” (1800/96 NCT), com roletes, e 20 mm de malhagem de saco. O desenho amostral atual foi adotado em 2005 e consiste em 66 estações fixas (distribuídas numa rede de 5x5 milhas náuticas) e 30 estações aleatórias. A área amostrada está estratificada em 12 setores que, por sua vez, se dividem em 3 estratos de profundidade: dos 20-100 m; dos 101-200 m; e dos 201-500 m. As operações de pesca ocorrem durante o dia e têm uma duração de 30 min. Em cada lance de pesca é registada a composição específica de toda a captura, em número e em peso, e efetuada a amostragem de comprimentos de todas as espécies de peixes, cefalópodes, crustáceos e outros invertebrados. É também efetuada a amostragem biológica de algumas espécies de peixes alvo de pescarias dirigidas como a pescada, carapau-branco, sarda (*Scomber scombrus*), cavala (*S. colias*), areeiros (*Lepidorhombus whiffiagonis* e *Lepidorhombus boscii*), tamboris (*Lophius piscatorius* e *Lophius budegassa*) e verdinho (*Micromesistius poutassou*) e de algumas espécies comerciais, como por exemplo o besugo, peixe-galo (*Zeus faber*), raias (*Raja* spp.), cantarilho (*Helicolenus dactylopterus*), polvo (*Octopus vulgaris*), lula (*Loligo vulgaris*), potas (*Alloteuthis* spp.), gamba (*Parapenaeus longirostris*), lagostim (*Nephrops norvegicus*).

Campanhas de crustáceos

A campanha de crustáceos tem como principal objetivo obter estimativas de abundância de lagostim (*N. norvegicus*), gamba (*P. longirostris*), camarão vermelho (*Aristeus antennatus*) e espécies acompanhantes nas Unidades Funcionais 28 e 29 (Alentejo e Algarve, respetivamente) bem como a sua estrutura por comprimentos e/ou idades e por sexos. Para além disso, permite recolher informação sobre outras características biológicas das diferentes populações, particularmente relativas à reprodução, e ainda sobre biodiversidade.

As campanhas de crustáceos realizam-se desde 1997, em junho, e cobrem as águas a norte de Sines (latitude 38° 20' N) e Vila Real de Santo António, entre os 200 e os 750 m de profundidade. O desenho amostral tem por base, desde 2005, uma grelha regular constituída por retângulos de 33 mn² (milhas náuticas), tendo sido programada uma estação de arrasto em cada retângulo, perfazendo um total de cerca de 80 estações de pesca. Esta grelha foi atualizada em 2014 de forma a abranger a área de

distribuição dos recursos de crustáceos com base na informação da pesca (dados VMS). Os lances são realizados durante o dia, com uma rede de arrasto de crustáceos, e têm a duração de 30 minutos. Em cada lance de pesca é registada a composição específica de toda a captura, em número e em peso, e efetuada a amostragem de comprimentos de todas as espécies de peixes, crustáceos e moluscos cefalópodes. É também efetuada a amostragem biológica das espécies comerciais de crustáceos (espécies referidas anteriormente, e também do cardeal *Aristaeopsis edwardsiana* e do camarão púrpura *Aristaeomorpha foliacea*), de algumas espécies de peixes e de cefalópodes.

ii. Habitats pelágicos: resultados estatísticos do rácio diatomáceas: dinoflagelados, e evolução de eventos extremos

Tabela I-97. Média do rácio *Pseudo-nitzschia* spp.: *Dinophysis* spp. por área.

	Área de avaliação (costa)			
	A (NW)	B (SW) *	C (S) *	Nacional *
2006-2011	0.68	0.74	0.73	0.71
erro padrão	0.01	0.01	0.01	0.00
2012-2016	0.69	0.70	0.68	0.69
erro padrão	0.01	0.01	0.01	0.00

* diferença significativa entre 2006-2011 e 2012-2016

Tabela I-98. Média do rácio *Pseudo-nitzschia* spp. : *Dinophysis* spp. por época sazonal

	Sazonalidade			
	Primavera	Verão	Outono *	Inverno *
2006-2011	0.67	0.63	0.71	0.85
erro padrão	0.01	0.01	0.01	0.01
2012-2016	0.67	0.64	0.67	0.78
erro padrão	0.00	0.01	0.01	0.01

* diferença significativa entre 2006-2011 e 2012-2016

Tabela I-99. Média do número de semanas por ano com ocorrência de proliferações excecionais de *Pseudo-nitzschia* spp. grupo *seriata* e grupo *delicatissima*, por área.

	Área de avaliação (costa)					
	Grupo <i>P. seriata</i>			Grupo <i>P. delicatissima</i>		
	A (NW)	B (SW)	C (s) *	A (NW) *	B (SW) *	C (S)*
2006-2011	1,5	0,8	0,8	0.8	0.3	0.3
desvio padrão	0,1	0,0	0,8	0.2	0.3	0.3
2012-2016	4,4	1,2	3,2	2.2	2.0	3.2
desvio padrão	0,5	0,1	0,3	0.6	0.1	0.7

* diferença significativa entre 2006-2011 e 2012-2016

Tabela I-100. Média do número de semanas por ano com ocorrência de proliferações excepcionais de *Pseudo-nitzschia* spp. grupo *seriata* e grupo *delicatissima*, por época sazonal.

	Sazonalidade							
	Grupo <i>P. seriata</i>				Grupo <i>P. delicatissima</i>			
	Primavera*	Verão*	Outono	Inverno*	Primavera*	Verão*	Outono	Inverno
2006-2011	1,8	0,8	0,5	0,0	0,5	0,5	0,3	0,0
desvio padrão	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3	0,0
2012-2016	2,6	5,2	0,4	0,6	5,8	1,2	0,4	0,0
desvio padrão	0,2	0,5	0,0	0,1	0,6	0,1	0,4	0,0

* diferença significativa entre 2006-2011 e 2012-2016

Tabela I-101. Média do número de semanas por ano com ocorrência de proliferações excepcionais de *Dinophysis acuta* e *Dinophysis acuminata*, por área.

	Área de avaliação (costa)					
	<i>Dinophysis acuta</i>			<i>Dinophysis acuminata</i>		
	A (NW)*	B (SW)	C (s)	A (NW)	B (SW) *	C (S)*
2006-2011	9,2	0,8	0,0	3,8	0,2	0,0
desvio padrão	1,9	0,1	0,0	0,6	0,2	0,0
2012-2016	0,8	0,8	0,0	3,0	2,8	1,6
desvio padrão	0,1	0,3	0,0	0,3	0,6	0,3

* diferença significativa entre 2006-2011 e 2012-2016

Tabela I-102 Média do número de semanas por ano com ocorrência de proliferações excepcionais de *Dinophysis acuta* e de *Dinophysis acuminata*, por época sazonal.

	Sazonalidade							
	<i>Dinophysis acuta</i>				<i>Dinophysis acuminata</i>			
	Primavera*	Verão*	Outono	Inverno	Primavera*	Verão	Outono*	Inverno
2006-2011	2,2	7,7	0,2	0,0	0,2	3,7	0,2	0,0
desvio padrão	1,1	1,9	0,2	0,0	0,2	0,6	0,2	0,0
2012-2016	0,0	1,4	0,2	0,0	2,8	4,0	0,6	0,0
desvio padrão	0,0	0,2	0,2	0,0	0,3	0,5	0,1	0,0

* diferença significativa entre 2006-2011 e 2012-2016

iii. Listas de espécies identificadas nas campanhas de investigação com relevância para a caracterização do D1

Tabela I-103. Espécies de peixes e cefalópodes identificados durante as campanhas de investigação EMEPC/M@rBis/Berlenga2012 junto às Ilhas Berlengas e EMEPC/M@rBis/Arrábida2014 no Parque Marinho Luiz Saldanha e áreas adjacentes, ambas no âmbito do projeto M@rBis – Sistema de Informação para a Biodiversidade Marinha.

Grupo	Classe		Arrábida	Berlengas
Peixes	Elasmobranchii	Myliobatidae Bonaparte, 1835		x
		<i>Myliobatis aquila</i> (Linnaeus, 1758)		x
		<i>Raja</i> sp.		x
	Actinopterygii	<i>Sphyrna lewini</i> (Griffith & Smith, 1834)	x	
		<i>Acantholabrus palloni</i> (Risso, 1810)	x	
		Actinopterygii		x
		Ammodytidae Bonaparte, 1835	x	x
		<i>Anthias anthias</i> (Linnaeus, 1758)	x	
		<i>Apletodon</i> sp.		x
		<i>Arnoglossus</i> sp.		x
		<i>Atherina presbyter</i> Cuvier, 1829	x	x
		<i>Balistes capriscus</i> Gmelin, 1789	x	x
		<i>Belone belone</i> (Linnaeus, 1760)	x	x
		Blenniidae Rafinesque, 1810		x
		<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
		<i>Bothus podas</i> (Delaroche, 1809)	x	x
		<i>Buglossidium luteum</i> (Risso, 1810)	x	
		<i>Callionymus lyra</i> Linnaeus, 1758	x	x
		<i>Callionymus</i> sp.	x	x
		<i>Centrolabrus exoletus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
		<i>Chelidonichthys lastoviza</i> (Bonnaterre, 1788)	x	x
		<i>Chelon aurata</i> (Risso, 1810)	x	x
		<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	x	x
		<i>Chromis chromis</i> (Linnaeus, 1758)	x	
		<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
		<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
		<i>Ctenolabrus rupestris</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
		<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)	x	
		<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
		<i>Diplecogaster</i> sp.	x	
<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	x			
<i>Diplodus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	x			
<i>Diplodus cervinus</i> (Lowe, 1838)	x	x		

Grupo	Classe	Arrábida	Berlengas
	<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
	<i>Diplodus</i> sp.	x	x
	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	x	x
	<i>Gaidropsarus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
	Gobiesocidae Bleeker, 1859	x	x
	<i>Gobius bucchichi</i> Steindachner, 1870	x	
	<i>Gobius cobitis</i> Pallas, 1814	x	x
	<i>Gobius cruentatus</i> Gmelin, 1789	x	x
	<i>Gobius gasteveni</i> Miller, 1974	x	x
	<i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758	x	x
	<i>Gobius paganellus</i> Linnaeus, 1758	x	x
	<i>Gobius</i> sp.	x	x
	<i>Gobius xanthocephalus</i> Heymer & Zander, 1992	x	x
	<i>Gobiusculus flavescens</i> (Fabricius, 1779)	x	x
	<i>Halobatrachus didactylus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	x	
	Labridae Cuvier, 1816		x
	<i>Labrus bergylta</i> Ascanius, 1767	x	x
	<i>Labrus mixtus</i> Linnaeus, 1758	x	x
	<i>Lepadogaster candolii</i> Risso, 1810	x	x
	<i>Lepadogaster lepadogaster</i> (Bonnaterre, 1788)	x	x
	<i>Lepadogaster</i> sp.		x
	<i>Lipophrys pholis</i> (Linnaeus, 1758)	x	
	<i>Liza</i> sp.	x	
	<i>Microchirus</i> sp.	x	
	<i>Mola mola</i> (Linnaeus, 1758)		x
	Mugilidae Jarocki, 1822	x	x
	<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	x	x
	<i>Muraena helena</i> Linnaeus, 1758	x	x
	<i>Oblada melanura</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
	<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827)	x	
	<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
	<i>Pagellus</i> sp.	x	
	<i>Pagrus auriga</i> Valenciennes, 1843	x	x
	<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
	<i>Parablennius gattorugine</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
	<i>Parablennius incognitus</i> (Bath, 1968)	x	
	<i>Parablennius pilicornis</i> (Cuvier, 1829)	x	x
	<i>Parablennius ruber</i> (Valenciennes, 1836)		x

Grupo	Classe	Arrábida	Berlengas
	<i>Parablennius</i> sp.	X	X
	<i>Parapristipoma octolineatum</i> (Valenciennes, 1833)		X
	<i>Pegusa lascaris</i> (Risso, 1810)	X	X
	Perciformes	X	X
	<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766)	X	X
	<i>Pollachius pollachius</i> (Linnaeus, 1758)		X
	<i>Pomatoschistus pictus</i> (Malm, 1865)	X	X
	<i>Pomatoschistus</i> sp.	X	X
	<i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793)		X
	<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
	<i>Scomber colias</i> Gmelin, 1789	X	X
	<i>Scomber</i> sp.	X	X
	<i>Scorpaena maderensis</i> Valenciennes, 1833	X	
	<i>Scorpaena notata</i> Rafinesque, 1810	X	X
	<i>Scorpaena porcus</i> Linnaeus, 1758	X	X
	<i>Scorpaena</i> sp.	X	X
	<i>Seriola rivoliana</i> Valenciennes, 1833	X	X
	<i>Serranus atricauda</i> Günther, 1874	X	X
	<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
	<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)	X	
	<i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1858	X	
	Sparidae Rafinesque, 1818		X
	<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	X	X
	<i>Spondyliosoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
	<i>Symphodus bailloni</i> (Valenciennes, 1839)	X	X
	<i>Symphodus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	X	
	<i>Symphodus melops</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
	<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810)	X	
	<i>Symphodus</i> sp.	X	X
	<i>Syngnathus acus</i> Linnaeus, 1758	X	X
	<i>Thorogobius ephippiatus</i> (Lowe, 1839)	X	X
	<i>Trachinus draco</i> Linnaeus, 1758	X	X
	<i>Trachurus</i> sp.	X	X
	<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
	Triglidae Rafinesque, 1815		X
	<i>Tripterygion delaisi</i> Cadenat & Blache, 1970	X	X
	<i>Trisopterus luscus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
	<i>Zeugopterus punctatus</i> (Bloch, 1787)	X	X
	<i>Zeugopterus regius</i> (Bonnaterre, 1788)	X	

Grupo	Classe		Arrábida	Berlengas
		<i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758		x
Cefalópodes	Cephalopoda	<i>Octopus vulgaris</i> Cuvier, 1797	x	x
		<i>Sepia officinalis</i> Linnaeus, 1758	x	x

Tabela I-104. Espécies de peixes identificados na campanhas de investigação BIOMETORE 4 ao Banco Gorringe (montes submarinos Ormonde e Gettysburg). Adaptado de Santos *et al.* (2017).

Grupo	Classe	Species
Peixes	Holocephali	<i>Hydrolagus affinis</i> (de Brito Capello, 1868)
		<i>Hydrolagus pallidus</i> Hardy & Stehmann, 1990
	Elasmobranchii	<i>Centrophorus squamosus</i> (Bonnaterre, 1788)
		<i>Centroscymnus coelolepis</i> Bocage & Capello, 1864
		<i>Centroscymnus crepidater</i> (Bocage & Capello, 1864)
		<i>Dalatias licha</i> (Bonnaterre, 1788)
		<i>Deania calcea</i> (Lowe, 1839)
		<i>Deania profundorum</i> (Smith & Radcliffe, 1912)
		<i>Etmopterus princeps</i> Collett, 1904
		<i>Etmopterus pusillus</i> (Lowe, 1839)
		<i>Etmopterus spinax</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Galeus melastomus</i> Rafinesque, 1810
		<i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758
	Actinopterygii	<i>Anthias anthias</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Antimora rostrata</i> (Günther, 1878)
		<i>Aphanopus</i> spp.
		<i>Aulopus filamentosus</i> (Bloch, 1792)
		<i>Balistes caprisucus</i> Gmelin, 1789
		<i>Beryx decadactylus</i> Cuvier, 1829
		<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Callanthias ruber</i> (Rafinesque, 1810)
		<i>Chelidonichthys cuculus</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Chiasmodon niger</i> Johnson, 1864
		<i>Coelorinchus caelorhincus</i> (Risso, 1810)
		<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)
		Conger eel ni
		<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Coryphaena hippurus</i> Linnaeus, 1758
		<i>Coryphaenoides rudis</i> Günther, 1878
		<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)
		<i>Hoplostethus mediterraneus</i> Cuvier, 1829
		<i>Lagocephalus lagocephalus</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Lepidion eques</i> (Günther, 1887)

Grupo	Classe	Species
		<i>Lepidion</i> sp.
		<i>Micromesistius poutassou</i> (Risso, 1827)
		<i>Mora moro</i> (Risso, 1810)
		<i>Muraena helena</i> Linnaeus, 1758
		<i>Nezumia aequalis</i> (Günther, 1878)
		<i>Pagellus bogaraveo</i>
		<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)
		<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766)
		<i>Pontinus kuhlii</i> (Bowdich, 1825)
		<i>Scomber colias</i> Gmelin, 1789
		<i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758
		<i>Serranus atricauda</i> Günther, 1874
		<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Simenchelys parasitica</i> Gill, 1879
		<i>Sphoeroides pachygaster</i> (Müller & Troschel, 1848)
		<i>Synaphobranchus kaupii</i> Johnson, 1862
		<i>Trachurus picturatus</i> (Bowdich, 1825)
		<i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758

Tabela I-105. Espécies de peixes identificados na campanha de investigação BIOMETORE 7 no Banco Gorringe (montes submarinos Ormonde e Gettysburg). Adaptado de Garcia-Seoane *et al.* (submetido).

Grupo	Família	Espécie
Peixes	Myctophidae	<i>Ceratoscopelus maderensis</i> (Lowe, 1839)
		<i>Diaphus rafinesquii</i> (Cocco, 1838)
		<i>Gonichthys cocco</i> (Cocco, 1829)
		<i>Hygophum hygomii</i> (Lütken, 1892)
		<i>Lampanyctus alatus</i> Goode & Bean, 1896
		<i>Lampanyctus pusillus</i> (Johnson, 1890)
		<i>Lobianchia dofleini</i> (Zugmayer, 1911)
		<i>Lobianchia gemellarii</i> (Cocco, 1838)
		<i>Notoscopelus bolini</i> Nafpaktitis, 1975
		Phosichthyidae
	Sternoptychidae	<i>Argyropelecus aculeatus</i> Valenciennes, 1850
		<i>Argyropelecus hemigymnus</i> Cocco, 1829
		<i>Maurolicus muelleri</i> (Gmelin, 1789)
		<i>Valenciennellus</i> cf. <i>Tripunctulatus</i> (Esmark, 1871)
	Stomiidae	<i>Astronesthes gemmifer</i> Goode & Bean, 1896
		<i>Chauliodus sloani</i> Bloch & Schneider, 1801
		<i>Stomias boa boa</i> (Risso, 1810)

Cefalópodes	Gonostomatidae	<i>Cyclothone</i> spp.
		<i>Sigmops elongatus</i> (Günther, 1878)
	Cranchiidae	<i>Leachia atlantica</i> (Degner, 1925)
		<i>Liocranchia reinhardti</i> (Steenstrup, 1856)
	Pyroteuthidae	<i>Pterygioteuthis</i> sp.
		<i>Pyroteuthis margaritifera</i> (Rüppell, 1844)

Anexo D-III: Cadeias Tróficas (D4)

Tabela I-106. Espécies incluídas na estimativa da Proporção de Peixes Grandes por área de avaliação do D4.

Área A	Área B	Área C
<i>Acantholabrus palloni</i> (Risso, 1810)	<i>Anthias anthias</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Arnoglossus laterna</i> (Walbaum, 1792)
<i>Argentina sphyraena</i> Linnaeus, 1758	<i>Argentina sphyraena</i> Linnaeus, 1758	<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Arnoglossus laterna</i> (Walbaum, 1792)	<i>Arnoglossus laterna</i> (Walbaum, 1792)	<i>Cepola macrophthalmia</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Blennius ocellaris</i> Linnaeus, 1758	<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Citharus linguatula</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Callanthias ruber</i> (Rafinesque, 1810)	<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Callionymus lyra</i> Linnaeus, 1758	<i>Callionymus lyra</i> Linnaeus, 1758	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire,
<i>Cepola macrophthalmia</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Chelidonichthys cuculus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gadiculus argenteus</i> Guichenot, 1850
<i>Chelidonichthys cuculus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Chelidonichthys lucernus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)
<i>Chelidonichthys lucernus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Chelidonichthys obscurus</i> (Walbaum, 1792)	<i>Lepidopus caudatus</i> (Euphrasen, 1788)
<i>Chelidonichthys obscurus</i> (Walbaum, 1792)	<i>Citharus linguatula</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Lepidotrigla cavillone</i> (Lacépède, 1801)
<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Dicologlossa cuneata</i> (Moreau, 1881)	<i>Cyttopsis rosea</i> (Lowe, 1843)	<i>Microchirus variegatus</i> (Donovan, 1808)
<i>Echiichthys vipera</i> (Cuvier, 1829)	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire,	<i>Micromesistius poutassou</i> (Risso, 1827)
<i>Eutrigla gurnardus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gadiculus argenteus</i> Guichenot, 1850	<i>Mullus barbatus barbatus</i> Linnaeus, 1758
<i>Gadiculus argenteus</i> Guichenot, 1850	<i>Galeus melastomus</i> Rafinesque, 1810	<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758
<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)	<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)	<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827)
<i>Hyperoplus lanceolatus</i> (Le Sauvage, 1824)	<i>Hoplostethus mediterraneus</i> Cuvier, 1829	<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Lepidopus caudatus</i> (Euphrasen, 1788)	<i>Lepidopus caudatus</i> (Euphrasen, 1788)	<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)
<i>Lepidorhombus boscii</i> (Risso, 1810)	<i>Lepidorhombus boscii</i> (Risso, 1810)	<i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758
<i>Lepidotrigla cavillone</i> (Lacépède, 1801)	<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i> (Walbaum,	<i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758
<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Lepidotrigla cavillone</i> (Lacépède, 1801)	<i>Scorpaena notata</i> Rafinesque, 1810
<i>Microchirus variegatus</i> (Donovan, 1808)	<i>Malacocephalus laevis</i> (Lowe, 1843)	<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Micromesistius poutassou</i> (Risso, 1827)	<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827)	<i>Microchirus variegatus</i> (Donovan, 1808)	<i>Spicara flexuosa</i> Rafinesque, 1810
<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)	<i>Micromesistius poutassou</i> (Risso, 1827)	<i>Spondyliosoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758	<i>Mullus barbatus barbatus</i> Linnaeus, 1758	<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758	<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	<i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758
<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827)	
<i>Spondyliosoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)	
<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)	
<i>Trisopterus luscus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	
<i>Trisopterus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)	
<i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758	<i>Raja brachyura</i> Lafont, 1871	
	<i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758	
	<i>Raja miraletus</i> Linnaeus, 1758	

Área A	Área B	Área C
	<i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758	
	<i>Scorpaena notata</i> Rafinesque, 1810	
	<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)	
	<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	
	<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)	
	<i>Spondyliosoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	
	<i>Synchiropus phaeton</i> (Günther, 1861)	
	<i>Trachinus draco</i> Linnaeus, 1758	
	<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	
	<i>Trigla lyra</i> Linnaeus, 1758	
	<i>Trisopterus luscus</i> (Linnaeus, 1758)	
	<i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758	

Tabela I-107. Espécies ou grupos de espécies incluídas nos métodos baseados em Nível Trófico; MTL e BTS.

<i>Abraia (Asteroteuthis) veranyi</i> (Rüppell, 1844)	<i>Centrophorus granulosus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	<i>Histioteuthis</i> spp.	<i>Nemichthys scolopaceus</i> (Richardson, 1848)	<i>Raja undulata</i> (Lacepède, 1802)
<i>Acantholabrus palloni</i> (Risso, 1810)	<i>Centrostephanus longispinus</i> (Philippi, 1845)	<i>Holothuria (Rowethothuria) arguinensis</i> (Koehler & Vaney, 1906)	<i>Neopycnodonte cochlear</i> (Poli, 1795)	<i>Ranella olearium</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Adamsia palliata</i> (Fabricius, 1779)	<i>Cepola macrophthalmia</i> (Linnaeus, 1758)	Holothuridae	<i>Neoraja iberica</i> (Stehmann, Séret, Costa & Baro, 2008)	<i>Robustosergia robusta</i> (Smith, 1882)
<i>Aequipecten opercularis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cerastoderma edule</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Homarus gammarus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Nephrops norvegicus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Rondeletiola minor</i> (Naef, 1912)
<i>Alcyonium acule</i> (Marion, 1878)	<i>Charonia lampas</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Homola barbata</i> (Fabricius, 1793)	<i>Nerophis ophidion</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Rossia macrosoma</i> (Delle Chiaje, 1830)
<i>Alloteuthis media</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Chaunax pictus</i> (Low e, 1846)	<i>Hoplostethus atlanticus</i> (Collett, 1889)	<i>Nezumia sclerorhynchus</i> (Valenciennes, 1838)	<i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793)
<i>Alloteuthis</i> spp.	<i>Chelidonichthys cuculus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Hoplostethus mediterraneus</i> (Cuvier, 1829)	Nudibranchia	<i>Sardinia pichardus</i> (Walbaum, 1792)
<i>Alloteuthis subulata</i> (Lamarck, 1798)	<i>Chelidonichthys lastoviza</i> (Bonaterre, 1788)	<i>Hyalinoecia tubicola</i> (O.F. Müller, 1776)	<i>Ocenebra erinaceus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Chelidonichthys lucernus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Hygophum benoitii</i> (Cocco, 1838)	<i>Octopus vulgaris</i> (Cuvier, 1797)	<i>Scaphander lignarius</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Alosa fallax</i> (Lacepède, 1803)	<i>Chelidonichthys obscurus</i> (Walbaum, 1792)	<i>Hymenocephalus italicus</i> (Giglioli, 1884)	<i>Ommastrephes bartramii</i> (Lesueur, 1821)	<i>Scomber colias</i> (Gmelin, 1789)
<i>Alpheus glaber</i> (Olivier, 1792)	<i>Chelon auratus</i> (Risso, 1810)	<i>Hyperoplus immaculatus</i> (Corbin, 1950)	<i>Ophiocomina nigra</i> (Abildgaard in O.F. Müller, 1789)	<i>Scomber scombrus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Alpheus</i> spp.	<i>Chelon ramada</i> (Risso, 1827)	<i>Hyperoplus lanceolatus</i> (Le Sauvage, 1824)	<i>Ophiolithrix fragilis</i> (Abildgaard in O.F. Müller, 1789)	<i>Scomberesox saurus saurus</i> (Walbaum, 1792)
<i>Ammodytes tobianus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Chimaera monstrosa</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Illex coindeti</i> (Vérany, 1839)	<i>Ophiura albida</i> (Forbes, 1839)	<i>Scophthalmus maximus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Ampulla priamus</i> (Gmelin, 1791)	<i>Chlorotocus crassicornis</i> (A. Costa, 1871)	<i>Inachus dorsettensis</i> (Pennant, 1777)	<i>Ophiura ophiura</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Scophthalmus rhombus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Anapagurus laevis</i> (Bell, 1845)	<i>Cidaris cidaris</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Isurus oxyrinchus</i> (Rafinesque, 1810)	<i>Oploghorus spinosus</i> (Brullé, 1839)	<i>Scorpaena notata</i> (Rafinesque, 1810)
<i>Anquilla anquilla</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Citharus linguatula</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Labrus bergyllia</i> (Ascanius, 1767)	<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827)	<i>Scorpaena scrofa</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Anomia ephippium</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Coelotrachus caelotrachus</i> (Risso, 1810)	<i>Labrus mixtus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Pagellus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	<i>Scorpaena</i> spp.
<i>Anseropoda placenta</i> (Pennant, 1777)	<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Lepas (Anatifa) anatifa</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)	<i>Scylliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Antedon bifida</i> (Pennant, 1777)	<i>Conger</i> spp.	<i>Lepidodius caudatus</i> (Euphrasen, 1788)	<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Scyllarus arctus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Anthias anthias</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Corystes cassivelaunus</i> (Pennant, 1777)	<i>Lepidiorhombus boscii</i> (Risso, 1810)	<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Scymnodon ringens</i> (Barbosa du Bocage & de Brito Capello, 1864)
<i>Antigonia capros</i> (Low e, 1843)	<i>Ctenolabrus rupestris</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Lepidiorhombus whiffagonis</i> (Walbaum, 1792)	<i>Pagrus alatus</i> (Fabricius, 1775)	<i>Sepia elegans</i> (Blainville, 1827)
<i>Aphanopus carbo</i> (Low e, 1839)	<i>Cymbium olla</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Lepidotrigla cavillone</i> (Lacepède, 1801)	<i>Pagurus prideaux</i> (Leach, 1815)	<i>Sepia officinalis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Aphrodita aculeata</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyrtopsis rosea</i> (Low e, 1843)	<i>Lepidotrigla dieuzeidei</i> (Blanc & Hureau, 1973)	<i>Pagurus</i> spp.	<i>Sepia orbignyana</i> (Férussac [in d'Orbigny], 1826)
<i>Aporrhais pespelecani</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Dalatis licha</i> (Bonaterre, 1788)	<i>Lesueurigobius friesii</i> (Malm, 1874)	<i>Palaeon longirostris</i> (H. Mine Edwards, 1837)	<i>Sepioloa rondeletii</i> (Leach, 1817)
<i>Aporrhais serresiana</i> (Michaud, 1828)	<i>Dentex canariensis</i> (Steindachner, 1881)	<i>Lesueurigobius sanzi</i> (de Buen, 1918)	<i>Palaeon serratus</i> (Pennant, 1777)	Sepioliidae
<i>Argyris syracusana</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Dentex gibbosus</i> (Rafinesque, 1810)	<i>Leucoraja circularis</i> ((Couch, 1838)	<i>Palaemon elephas</i> (Fabricius, 1787)	Sergestidae
<i>Argentina sphyraena</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Leucoraja naevus</i> (Müller & Henle, 1841)	<i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)	<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Argyroleucus aculeatus</i> (Valenciennes, 1850)	<i>Dicologlossa cuneata</i> (Moreau, 1881)	<i>Licorarcinus depurator</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Parapenaeus longirostris</i> (Lucas, 1846)	<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Argyroleucus hemigymnus</i> (Cocco, 1829)	<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Licorarcinus marmoratus</i> (Leach, 1814)	<i>Parastichopus regalis</i> (Cuvier, 1817)	<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Argyroleucus</i> spp.	<i>Diplodus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	<i>Loligo forbesii</i> (Steenstrup, 1856)	<i>Parastichopus tremulus</i> (Günnerus, 1767)	<i>Solea senegalensis</i> (Kaup, 1858)
<i>Aristaeopsis edwardsiana</i> (Johnson, 1868)	<i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792)	<i>Loligo</i> spp.	<i>Pasiptera multidentata</i> (Esmark, 1866)	<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Aristaeopsis imperialis</i> (Rafinesque, 1810)	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	<i>Loligo vulgaris</i> (Lamarck, 1798)	<i>Pasiptera sivado</i> (Risso, 1816)	<i>Solenocera membranacea</i> (Risso, 1816)
<i>Arnoglossus laterna</i> (Walbaum, 1792)	<i>Dipturus oxyrinchus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Lophius budegassa</i> (Spinola, 1807)	<i>Pecten maximus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Sparus aurata</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Arnoglossus rupeellii</i> (Cocco, 1844)	<i>Echelus myrus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Lophius piscatorius</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Pegusa lascaris</i> (Risso, 1810)	<i>Spatangus purpureus</i> (O.F. Müller, 1776)
<i>Arnoglossus</i> spp.	<i>Echichthys vipera</i> (Cuvier, 1829)	<i>Luidia ciliaris</i> (Philippi, 1837)	<i>Penaeopsis serrata</i> (Spence Bate, 1881)	<i>Sphaeroides pachygaster</i> (Müller & Troschel, 1848)
<i>Astrosparus mediterraneus</i> (Risso, 1826)	<i>Echinaster (Echinaster) sepositus</i> (Retzius, 1783)	<i>Euspira catena</i> (da Costa, 1778)	<i>Penaeus kerathurus</i> (Forskål, 1775)	<i>Spicara flexuosa</i> (Rafinesque, 1810)
<i>Astropecten aranciatus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Echinocardium cordatum</i> (Pennant, 1777)	<i>Macropodus tuberculatus</i> (P. Roux, 1830 [in P. Roux, 1828-1830])	<i>Pennatula phosphorea</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Spicara maeria</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Astropecten irregularis</i> (Pennant, 1777)	<i>Gracilichthys acutus</i> (Lamarck, 1816)	<i>Macropodia longipes</i> (A. Mine-Edwards & Bouvier, 1899)	<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)	<i>Spinolambus macrocheilus</i> (Herbst, 1790)
<i>Atelecyclus undecidentatus</i> (Herbst, 1783)	<i>Eledone cirrhosa</i> (Lamarck, 1798)	<i>Macropodia longirostris</i> (Fabricius, 1775)	<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Spondylosoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Atherina presbyter</i> (Cuvier, 1829)	<i>Eledone moschata</i> (Lamarck, 1798)	<i>Macrotriptus defilippi</i> (Vérany, 1851)	<i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Sprattus sprattus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Atrina fragilis</i> (Pennant, 1777)	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Maja squinado</i> (Herbst, 1788)	<i>Plesionika acanthotus</i> (Smith, 1882)	<i>Squalus acanthias</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Auxis rochei rochei</i> (Risso, 1810)	<i>Epigonus denticulatus</i> (Dieuzeide, 1950)	<i>Malacocephalus laevis</i> (Low e, 1843)	<i>Plesionika edwardsii</i> (J.F. Brandt in von Mddendorf, 1851)	<i>Squalus blainville</i> (Risso, 1827)
<i>Balistes caprisicus</i> (Gmelin, 1789)	<i>Epigonus telescopus</i> (Risso, 1810)	<i>Marthasterias glacialis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Plesionika ensis</i> (A. Mine-Edwards, 1881)	<i>Squilla mantis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Bathynectes maravigna</i> (Prestandrea, 1839)	<i>Etmopterus pusillus</i> (Low e, 1839)	<i>Maurolicus muelleri</i> (Gmelin, 1789)	<i>Plesionika giglioli</i> (Senna, 1902)	<i>Stomias boa boa</i> (Risso, 1810)
<i>Bathypolypus sponsalis</i> (P. Fischer & H. Fischer, 1892)	<i>Etmopterus spinax</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Plesionika heterocarpus</i> (A. Costa, 1871)	<i>Symphodus bailloni</i> (Valenciennes, 1839)
<i>Bathysolea profundicola</i> (Vallant, 1888)	<i>Eutrigla gurnardus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Microchirus azevia</i> (de Brito Capello, 1867)	<i>Plesionika martia</i> (A. Mine-Edwards, 1883)	<i>Synchiropus phaeton</i> (Günther, 1861)
<i>Belone belone</i> (Linnaeus, 1760)	<i>Facciolella oxyrinche</i> (Bellotti, 1883)	<i>Microchirus boscanion</i> (Chabanaud, 1926)	<i>Plesionika</i> spp.	<i>Systellaspis debilis</i> (A. Mine-Edwards, 1881)
<i>Blennius ocellaris</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gadiculus argenteus</i> (Guichenot, 1850)	<i>Microchirus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Pleuronectes platessa</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Todarodes sagittatus</i> (Lamarck, 1798)
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gaidropsarus biscayensis</i> (Collett, 1890)	<i>Microchirus variegatus</i> (Donovan, 1808)	<i>Pollachius pollachius</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Todaropsis eblanae</i> (Ball, 1841)
<i>Brachioleuthis riisei</i> (Steenstrup, 1882)	<i>Gaidropsarus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Microsistius putassou</i> (Risso, 1827)	<i>Polypius henslowi</i> (Leach, 1820)	<i>Torpedo torpedo</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Brama brama</i> (Bonaterre, 1788)	<i>Gaidropsarus vulgaris</i> (Cioquet, 1824)	<i>Mola mola</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Polychelus typhlops</i> (Heller, 1862)	<i>Trachinus draco</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Buccinum humphreysianum</i> (Bennett, 1824)	<i>Galeodea rugosa</i> (Linnaeus, 1771)	<i>Molva molva</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Polymete coryphaeola</i> (Alcock, 1898)	<i>Trachurus mediterraneus</i> (Steindachner, 1868)
<i>Buglossidium luteum</i> (Risso, 1810)	<i>Gaeorhinus galeus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Monochirus hispidus</i> (Rafinesque, 1814)	<i>Polyprion americanus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	<i>Trachurus picturatus</i> (Bow dich, 1825)
<i>Calappa granulata</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Galeus atlanticus</i> (Vallant, 1888)	<i>Monodaeus couchii</i> (Couch, 1851)	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Callinectes ruber</i> (Rafinesque, 1810)	<i>Galeus melastomus</i> (Rafinesque, 1810)	<i>Mullig cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Pomatoschistus minutus</i> (Pallas, 1770)	<i>Trachyrhynchus scabrus</i> (Rafinesque, 1810)
<i>Callinectes parasitica</i> (Couch, 1842)	<i>Glycymeris glycymeris</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Mullus barbatus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Processa canaliculata</i> (Leach, 1815)	<i>Trachyscorpia cristulata</i> (Goode & Bean, 1896)
<i>Callionymus lyra</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gnathophausia zoëa</i> (Willemoes-Suhm, 1873)	<i>Mullus surmuletus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Psammichnus miliaris</i> (P.L.S. Müller, 1771)	<i>Trichurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Callionymus maculatus</i> (Rafinesque, 1810)	<i>Gnathophis mystax</i> (Delaroche, 1809)	<i>Murida intermedia</i> (A. Mine Edwards & Bouvier, 1899)	<i>Peria hirundo</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Trigla lyra</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Callionymus reticulatus</i> (Valenciennes, 1837)	<i>Goneplax rhomboides</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Mustelus mustelus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Pteroplatytrigon violacea</i> (Bonaparte, 1832)	<i>Trisopterus luscus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Calliostoma zizyphinum</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gymnammodytes semisquamatus</i> (Jourdain, 1879)	Mycetophidae	<i>Raja asterias</i> (Delaroche, 1809)	<i>Trisopterus minutus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Cancer bellianus</i> (J. Y. Johnson, 1861)	<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)	<i>Mycetophum punctatum</i> (Rafinesque, 1810)	<i>Raja brachyura</i> (Lafont, 1871)	<i>Umbrina canariensis</i> (Valenciennes, 1843)
<i>Cancer pagurus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Hexanchus griseus</i> (Bonaterre, 1788)	<i>Myliobatis aquila</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Raja clavata</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Venus verrucosa</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Capros aper</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Tritia reticulata</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Mylius edulis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Raja microcellata</i> (Montagu, 1818)	<i>Xiphias gladius</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Catostylus tagi</i> (Haeckel, 1869)	<i>Hippocampus hippocampus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Naucrates ductor</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Raja maruletus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Zeugopterus punctatus</i> (Bloch, 1787)
<i>Centrolophus niger</i> (Gmelin, 1789)	<i>Histioteuthis bonnellii</i> (Férussac, 1834)	<i>Necora puber</i> (Linnaeus, 1767)	<i>Raja montagui</i> (Fowler, 1910)	<i>Zeus faber</i> (Linnaeus, 1758)

Entidade	Campanha	Datas		Ano	Trimestre	Nº dias / Trimestre	Localização	Fontes acústicas - sísmica de reflexão																					
		Início	Fim					Canhões de ar			Sparker				GEOCHIRP			ECHOES			Boomer			Sonda paramétrica / Pinger					
								En erg ia a ce	SPL	SEL	um e (in	En erg ia nci a ce	re 1µ	re 1u Pa	re 1µ Pa	En erg ia a ce ntr	re 1u Pa	re 1µ Pa	En erg ia a ce ntr	re 1u Pa	re 1µ Pa	En erg ia nci a	SL (dB)	re 1µ Pa	re 1µ Pa	En erg ia nci a	SL (dB)	re 1µ Pa	re 1µ Pa
	CHIMERA_1a	21/07	23/07	2018	3º	3	Costa da Caparica	---			400	2000	216		185	---			---			---			---				
	CHIMERA_1b	02/07	20/08	2018	3º	50	Costa da Caparica, Figueira da Foz, Aveiro	---			300	2000	214		183	---			---			---			4 – 100	a)	a)		
IH		11/07	12/07	2012	3º	2	Tejo-Alcantara	---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---				
		20/07	23/07		3º	4	Sesimbra	---			---				---			---			1,8-5,2	198,7-189,0	164,8-174,5	---			---		
		13/05	20/05	2013	2º	8	Tejo - Trafaria	---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---				
		08/07	09/07		3º	2	Tejo	---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---				
		09/07	12/07	3º	4						700-2200			209,3-225,3	175,0-188,4	---			---			---			---				
		19/02	22/02	2014	1º	4	Sesimbra	---			---				---			---			1,8-5,2	198,7-189,0	164,8-174,5	---			---		
		26/05	05/06		2º	6	Tejo	---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---				
				3º	5			---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---				
		28/10	31/10		4º	4	Tejo e Cascais	---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---				
		12/05	14/05	2015	2º	3	Ericeira	---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---				
		14/05			2º	2					700-2200			209,3-225,3	175,0-188,4	---			---			---			---				
		04/11	06/11		3º	3	Tejo e Cascais	---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---				
		05/11	06/11		3º	2					700-2200			209,3-225,3	175,0-188,4	---			---			---			---				
		29/11			3º	1	Sesimbra e Tejo	---			---				---			---			1,8-5,2	198,7-189,0	164,8-174,5	---			---		
		26/01	03/02	2016	1º	9	Sesimbra	---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---				
		22/04			2º	1			---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---			
		03/05	06/05		2º	4	Aguçadoura	---			---				---			---			1,8-5,2	198,7-189,0	164,8-174,5	---			---		
		02/05	03/05		2º	2			---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---			
		05/07			3º	1	Tejo - Portinho da Costa	---			---					2-7	201,7	179,3	---			---			---				
		22/11		2017	4º	1	Pinheiro da Cruz	---			---				---			---			---			---			---		
	23/11	27/11	4º		5			---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---				
	14/03	16/03		2º	3	Sesimbra	---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---					
	06/09	12/09		4º	7	Cascais e Alfeite	---			---					2-7	201,7	179,3	---			---			---					
	27/11	14/12	2018	4º	18	Tejo	---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---					
	28/08			3º	1	Viana do Castelo	---			---				---			---			100-300		204,8-208,6	161,4-168,2	---					

Anexo D-V: Resumo das Metas Ambientais DQEM - 2º ciclo

Tabela I-109. Resumo das metas ambientais para o 2º ciclo DQEM, por tipo e descritor.

		Metas
Tipo	Descritor	
PRESSÃO	D1	Até 2024, Reduzir a mortalidade dos cetáceos por captura acessória em 10% para <i>Delphinus delphis</i> , <i>Tursiops truncatus</i> , <i>Balaenoptera acutorostrata</i> e em 15% para <i>Phocoena phocoena</i>
		Até 2024, Reduzir a mortalidade por captura acessória das espécies <i>Alca torda</i> , <i>Morus bassanus</i> e <i>Puffinus mauretanicus</i>
		Até 2024, controlar a população da espécie <i>Larus michahellis</i> (sem comprometer a sua viabilidade) a fim de reduzir a pressão desta espécie sobre outras espécies de aves marinhas afetadas pela mesma
	D2	Até 2021, diminuir o risco de introdução de espécies invasoras
	D3 D1	Recuperar os níveis de biomassa do stock da sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>)
	D3	Até 2020, explorar, de modo sustentável, o stock de tubarão-anequim (<i>Isurus oxyrinchus</i>), ao nível de MSY
		Até 2020, explorar, de modo sustentável, o stock de espadim-azul (<i>Makaira nigricans</i>), ao nível de MSY
		Até 2020, explorar, de modo sustentável o stock de espadim-branco (<i>Tetrapturus albidus</i>), ao nível de MSY
		Até 2020, explorar, de modo sustentável, o stock de atum-patudo (<i>Thunnus obesus</i>), ao nível de MSY
		Até 2020, explorar, de modo sustentável, o stock de atum-albacora (<i>Thunnus albacares</i>), ao nível de MSY
	Até 2020, explorar, de modo sustentável, o stock de veleiro-do-atlântico (<i>Istiophorus albicans</i>), ao nível de MSY	
D6	Até 2024, diminuir a pressão exercida pelas artes de pesca de fundo sobre os ecossistemas marinhos vulnerável	
D10	Até 2024, reduzir substancialmente o lixo marinho nas regiões marinhas da OSPAR a níveis onde propriedades e quantidades não causam danos ao meio marinho	
ESTADO	D1	Até 2030, melhorar o estado de conservação da população Ibérica da espécie <i>Phocoena phocoena</i>
	D5	Até 2027, atingir o Bom Estado/Potencial das massas de água
OPERACIONAL	D1	Até 2024, aumentar o conhecimento disponível sobre a biologia das espécies, abundância e estrutura populacional, utilização de habitat e distribuição das populações ao nível da sub-região da Costa Ibérica, tendo em vista elaborar medidas de conservação
	D2	Até 2021, estabelecer as listas de espécies não-indígenas, em especial invasoras, na sub-região da Costa Ibérica e Golfo da Biscaia,

Metas		
Tipo	Descritor	
OPERACIONAL	D5	Até 2027, Promover uma gestão eficaz e eficiente dos riscos associados à água
	D6	Criar e implementar, até 2021, uma rede de áreas marinhas protegidas costeiras e oceânicas
	D10	Determinar bioindicadores para o lixo marinho e métodos de medição referentes a microplásticos
		Até 2021, desenvolver recomendações para redução da quantidade de EPS (polistireno expandido) e XPS (polistireno extrudido) no lixo marinho
	D11	Até 2024, implementar um sistema de registo para caracterização temporal e espacial das atividades geradoras de ruído impulsivo de baixa e média frequência de acordo com as especificações recomendadas pelo TG Noise e adotadas ao nível da OSPAR.
		Até 2024, Identificação das áreas de risco para mamíferos marinho na subdivisão do continente, considerando o contexto regional.

Estratégia Marinha
Relatórios do 2º ciclo

Diretiva Quadro
Estratégia Marinha

Março 2020