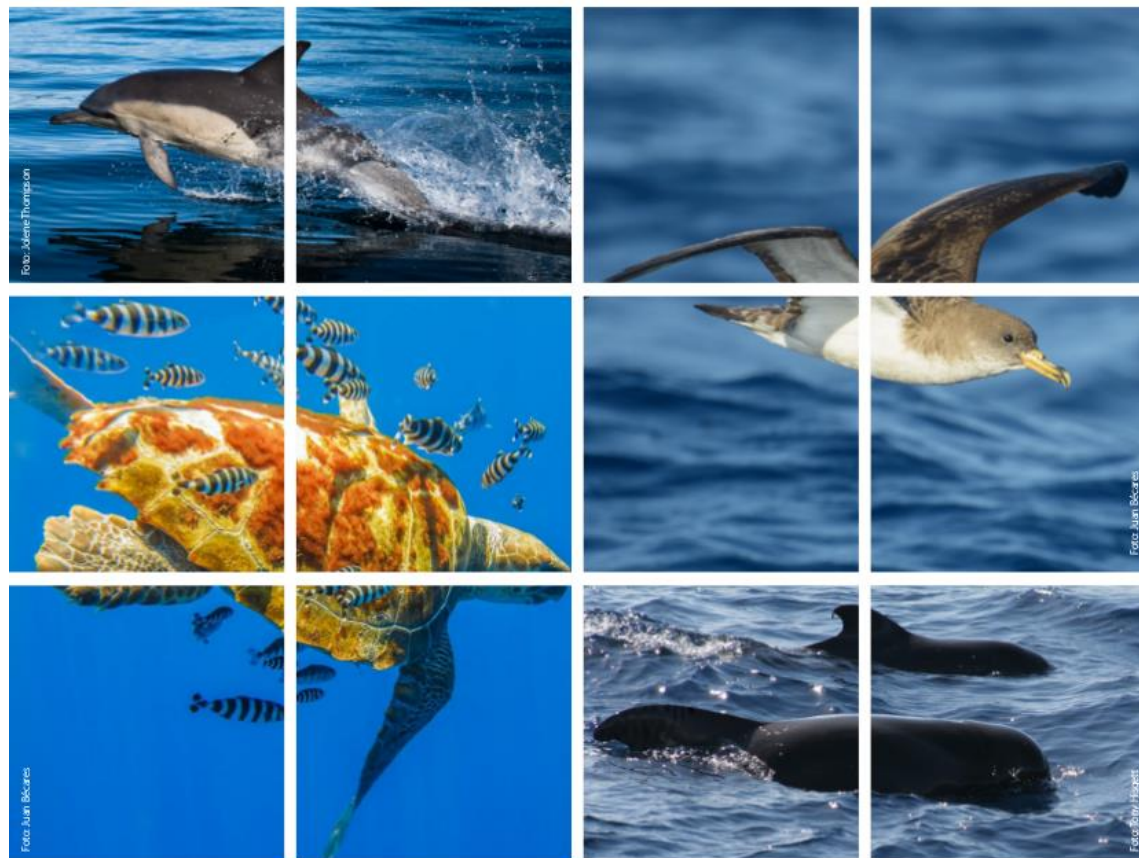


2018

MACARONESIAN ROOF REPORT



Coordinated by:



Partners:



Secretaria Regional
do Ambiente e Recursos Naturais



Supported by the:



Grant Agreement:
11.0661/2017/770679/SUB/PNU/C2

Coordinated by:



Partners:



Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais



Supported by the:



Grant Agreement ID: 11186512917779679/SUB/17W/17

Informação do documento

Projeto	MISTIC SEAS II
Coordenação	“Subdirección General para la Protección del Mar” do “Ministerio para la Transición Ecológica - MITECO” com a colaboração do “Instituto Español de Oceanografía - IEO”
Autores	Camilo Saavedra, M ^a Begoña Santos, Paula Valcarce, Luis Freitas, Mónica Silva, Tânia Pipa, Juan Bécares, Marcel Gil-Velasco, Frederic Vandeperre, Cátia Gouveia, Vera Lopes, António Teixeira, Ana Paula Simão, Joana Otero Matias, Joana V. Miodonski, Gilberto P. Carreira, Filipe Henriques, Sergi Pérez, Ruth Esteban, Philippe Verborgh, Ana Cañadas, Nuria Varo, João Lagoa, Thomas Dellinger, Elizabeth Atchoi, Carlos Silva, Mónica Pérez, Antonella Servidio, Vidal Martín, Manolo Carrillo, Erika Urquiola.
Outros participantes	Todos os parceiros do projeto MISTIC SEAS II e peritos científicos

Coordinated by:



Partners:

Secretaría Regional
do Ambiente e Recursos Naturais



Agência registada para o desenvolvimento de intervenções tecnológicas e inovação



Supported by the:



Grant Agreement ID:
1118651701770679/SUB/17W/C3

ÍNDICE DE CONTEÚDOS

ÍNDICE DE CONTEÚDOS	4
GLOSSÁRIO	2
DIRETIVA QUADRO ESTRATÉGIA MARINHA (DQEM)	5
MACARONESIAN ROOF REPORT	5
DESCRITOR 1 – AVES, MAMÍFEROS E RÉPTEIS	5
1. INTRODUÇÃO	5
a. REGIÃO	6
Sub-região da Macaronésia	8
Açores	9
Madeira	9
Ilhas Canárias	9
b. DESCRITORES	10
c. CRITÉRIOS, PARÂMETROS E METODOLOGIAS	10
i. AVES MARINHAS	10
D1C1 Taxa de captura accidental	10
D1C2 Abundância da população	11
D1C3 Características demográficas da população	13
D1C4 Área de distribuição	14
D1C5 Habitat para as espécies	15
ii. MAMÍFEROS	15
D1C1 Taxa de captura accidental	15
D1C2 Abundância da população	16
D1C3 Características demográficas da população	18
D1C4 Área de distribuição	19
D1C5 Habitat para as espécies	19
iii. REPTÉIS	19
D1C1 Taxa de captura accidental (BR – <i>Bycatch rate</i>)	19
D1C2 Abundância da população	20
D1C3 Características demográficas da população	21
D1C4 Área de distribuição	21
D1C5 Habitat para as espécies	21
d. ELEMENTOS E CARATERÍSTICAS (ESPÉCIES E GRUPOS)	21
AVES MARINHAS	22

Coordinated by:



Partners:



Supported by the:



Grant Agreement ID: 11186512917726679/SUB/176723

Aves que se alimentam na coluna de água	25
Alma-Negra - <i>Bulweria bulwerii</i>	25
Freira-do-Bugio - <i>Pterodroma deserta</i>	26
Cory's shearwater - <i>Calonectis borealis</i>	26
Frulho - <i>Puffinus lherminieri</i>	27
Freira-da-Madeira - <i>Pterodroma madeira</i>	27
Aves que se alimentam à superfície	28
Painho-da-Madeira - <i>Hydrobates castro</i>	28
Garajau-comum - <i>Sterna hirundo</i>	29
Painho-de-Monteiro - <i>Hydrobates monteiroy</i>	29
Garajau-rosado - <i>Sterna dougallii</i>	30
Calcamar - <i>Pelagodroma marina</i>	30
MAMÍFEROS	31
Pequenos cetáceos odontocetos	32
Golfinho-pintado-do-Atlântico - <i>Stenella frontalis</i>	32
Roaz - <i>Tursiops truncatus</i>	33
Golfinho-comum - <i>Delphinus delphis</i>	35
Baleias de barbas (misticetos)	35
Baleia-de-Bryde - <i>Balaenoptera edeni</i>	35
Baleia-comum - <i>Balaenoptera physalus</i>	36
Cetáceos odontocetos de águas profundas	36
Zífió - <i>Ziphius cavirostris</i>	36
Golfinho-de-Risso - <i>Grampus griseus</i>	37
Baleia-piloto-tropical - <i>Globicephala macrorhynchus</i>	37
Cachalote - <i>Physeter macrocephalus</i>	39
Focas	40
Foca-monge - <i>Monachus monachus</i>	40
REPTÉIS	40
Tartarugas Marinhas	41
Tartaruga-comum - <i>Caretta caretta</i>	41
Tartaruga-verde - <i>Chelonia mydas</i>	42
2. OBJETIVOS DA DQEM – BOM ESTADO AMBIENTAL [ART. 9]	43
3. PRESSÕES E IMPACTOS NO MEIO MARINHO [ART. 8.1B]	46
i. AVES MARINHAS	50
ii. Mamíferos	52
iii. REPTÉIS	55
4. ESTADO DO MEIO MARINHO [ART. 8.1A]	57

a.	AVES.....	57
	AVES QUE SE ALIMENTAM NA COLUNA DE ÁGUA	57
	Alma-Negra - <i>Bulweria bulwerii</i>	57
	Açores.....	57
	Madeira	58
	Ilhas Canárias.....	59
	Freira-do-Bugio - <i>Pterodroma deserta</i>	61
	Madeira	61
	Cagarro - <i>Calonectris borealis</i>	62
	Açores.....	62
	Madeira	67
	Ilhas Canárias.....	68
	Fruelho - <i>Puffinus lherminieri</i>	70
	Açores.....	70
	Madeira	72
	Ilhas Canárias.....	72
	Freira-da-Madeira - <i>Pterodroma Madeira</i>	74
	Madeira	74
	Aves que se alimentam à Superfície.....	75
	Painho-da-Madeira - <i>Hydrobates castro</i>	75
	Açores.....	75
	Madeira	78
	Ilhas Canárias.....	78
	Garajau-comum - <i>Sterna hirundo</i>	79
	Açores.....	80
	Ilhas Canárias.....	80
	Painho-de-monteiro - <i>Hydrobates monteiroi</i>	81
	Açores.....	81
	Garajau-rosado - <i>Sterna dougallii</i>	84
	Açores.....	84
	Calcamar - <i>Pelagodroma marina</i>	85
	Madeira	85
	Ilhas Canárias.....	86
B.	Mamíferos	87
	Pequenos cetáceos odontocetos.....	87
	Golfinho-pintado-do-Atlântico - <i>Stenella frontalis</i>	87
	Roaz - <i>Tursiops truncatus</i>	90

Golfinho-comum – <i>Delphinus delphis</i>	94
baleias de barbas (misticetos)	95
Baleia-de-Bryde - <i>Balaenoptera edeni</i>	95
Baleia-comum - <i>Balaenoptera physalus</i>	96
Cetáceos odontocetos de águas profundas	97
Zífiio- <i>Ziphius cavirostris</i>	97
Golfinho-de-Risso - <i>Grampus griseus</i>	98
Baleia-piloto-tropical - <i>Globicephala macrorhynchus</i>	99
Cachalote - <i>Physeter macrocephalus</i>	102
Foca-monge - <i>Monachus monachus</i>	104
C. RÉPTEIS	105
TARTARUGAS MARINHAS	105
Tartaruga-comum - <i>Caretta caretta</i>	105
Tartaruga-verde – <i>Chelonia mydas</i>	108
D. INTEGRAÇÃO	108
5. METAS AMBIENTAIS PARA ALCANÇAR O BEA [ART. 10].....	109
Metas Ambientais - Gerais	111
I. MA – AVES MARINHAS	112
ii. MA – MAMÍFEROS MARINHOS	112
iii. MA-TARTARUGAS MARINHAS	113
6. BIBLIOGRAFIA	114

Coordinated by:



Partners:



Secretaria Regional
do Ambiente e Recursos Naturais



Supported by the:



Grant Agreement ID:
11166312917729679/SUB/17W/C2

GLOSSÁRIO

Avaliação

Análise das características essenciais, elementos, pressões, impactos e estado ambiental atual das águas marinhas e os elementos que as compõem (Diretiva 2008/56/CE, 2008).

Área de avaliação

Uma área definida que se utiliza para realizar as avaliações. Estas podem ser definidas em diferentes escalas espaciais como parte duma abordagem aninhada. Para avaliar uma escala espacial específica é possível que algumas áreas de avaliação não sejam relevantes e não necessitem de ser avaliadas (WG GES, 2017).

Agregação

A combinação espacial e/ou temporal de informação sobre o mesmo indicador científico (o indicador de nível superior, o grupo de espécies, o critério, etc.) (WG BEA, 2017).

Valor de referência

Um valor específico de estado (ou pressão/impacto) contra o qual se comparam os subseqüentes valores: essencialmente um *standard* (articulado em termos de qualidade e/ou quantidade) contra o qual se podem medir diversos parâmetros (por exemplo, estado de referência com impactos insignificantes, estado anterior ou estado atual) (ICG COBAM, 2012).

Autoridades competentes

Autoridades designadas ou autoridades competentes para a implementação da Diretiva 2008/56/CE (2008) nas suas águas marinhas.

Critérios

Características técnicas distintivas que estão estreitamente relacionadas com os descritores qualitativos, definidas na Decisão 2017/848/UE (2017) da Comissão e que serão utilizadas pelos Estados Membros para determinar o bom estado ambiental das suas águas marinhas e para orientar as suas avaliações na implementação da Diretiva 2008/56/CE (2008).

Descritor

Cada um dos onze (11) grupos qualitativos enumerados no Anexo I da Diretiva 2008/56/CE (2008) que os Estados membros considerarão para determinar o bom estado ambiental das suas águas.

Elemento

Componente específico do ecossistema coberto na avaliação, tal como uma espécie, stock ou Unidade de Gestão específica.

Metas ambientais

Uma indicação qualitativa ou quantitativa da condição desejada dos diferentes componentes das águas marinhas assim como das pressões e impactos nas a que estão sujeitas cada região ou sub-região marinha (Art. 3.7 Diretiva 2008/56/CE, 2008).

Característica

Grupo de componentes, elementos ou espécies dos ecossistemas a que se aplica o indicador.

Bom Estado Ambiental (BEA)

O estado ambiental de águas marinhas quando estas constituem oceanos e mares dinâmicos ecologicamente diversos, limpos, são se produtivos nas suas condições intrínsecas, e quando a utilização do meio ambiente marinho é sustentável, salvaguardando assim o potencial para utilizações e atividades das gerações atuais e futuras (Art. 3.5 Diretiva 2008/56/CE, 2008).

Indicador

Parâmetro que permite medir o progresso ou a manutenção do bom estado ambiental e a partir do qual se realiza a sua avaliação.

Espécies indicadoras

Espécies selecionadas para a monitorização do estado ambiental das águas marinhas dos Estados membros.

Integração

A combinação de informação de diferentes indicadores (científicos) dentro dum indicador de nível superior ou ao nível do critério, ou a combinação de informação de dois ou mais critérios ao nível do descritor ou ainda uma combinação alternativa de critérios (por exemplo, para um componente do ecossistema, ou para um conjunto de critérios abaixo do nível do descritor) (WG BEA, 2017).

Arquipélagos macaronésios

Os três arquipélagos europeus (Açores, Madeira e Ilhas Canárias) onde é obrigatória a implementação da Diretiva 2008/56/CE (2008) (o arquipélago de Cabo Verde onde não se aplica a Diretiva está excluído desta definição)

Unidade de Gestão (UG)

Elemento ou sub-elemento (por exemplo, população / sub-grupo / sub-população de uma das espécies indicadoras em particular) numa área geográfica determinada à qual se aplica a avaliação do bom estado ambiental e a gestão das atividades humanas.

Diretiva Quadro Estratégia Marinha (DQEM)

Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de junho de 2008, pela qual se estabelece um marco para a ação comunitária no âmbito da política ambiental marinha (Diretiva Quadro Estratégia Marinha) (2008).

Região marinha

Uma região marinha definida no artigo 4 da DQEM. A região marinha e as suas Sub-regiões foram designadas com o propósito de facilitar a implementação da DQEM e são determinadas considerando características hidrológicas, oceanográficas e biogeográficas.

Águas marinhas

As águas, o leito marinho e o subsolo marinho desde onde se mede a extensão das águas territoriais, estendendo-se até o alcance mais distante da área onde um Estado membro tem e/ou exerce direitos jurisdicionais, de acordo com a Convenção sobre o Direito do Mar das Nações Unidas (UNCLOS), com a exceção das águas adjacentes aos países e territórios mencionados no Anexo II do Tratado e os Departamentos e Coletividades Francesas de Ultramar; e águas costeiras, tal como se define na Diretiva 2000/60/CE (2000), os seus fundos marinhos e o seu sub-solo, na medida em que certos aspetos

específicos do estado ambiental do meio marinho não são abordados através dessa Diretiva ou outra legislação comunitária.

Medidas

Ações desenvolvidas e aplicadas pelas autoridades competentes como parte dum programa de medidas desenhadas para alcançar ou manter um bom estado ambiental.

Estados Membros

Cada um dos 28 países/estados que fazem parte dos tratados fundadores da União Europeia e, portanto, estão sujeitos aos privilégios e obrigações dos membros.

Programas de monitorização

Programas de recolha e avaliação de dados, que permitem avaliar periodicamente o estado ambiental das águas marinhas em questão.

Pressões

Impactos antropogénicos que afetam as águas marinhas e os seus elementos.

Cooperação regional

Cooperação e coordenação de atividades entre os Estados Membros e, quando possível, países terceiros que partilhem a mesma região marinha ou sub-região, com o propósito de desenvolver e implementar estratégias marinhas.

Convenção regional do mar

Qualquer uma das convenções internacionais ou acordos internacionais junto com os seus órgãos de governo estabelecidos com o fim de proteger o meio ambiente marinho da Região marinha a que se refere o artigo 4 da Diretiva 2008/56/CE (2008).

Escala espacial

A escala geográfica à qual se devem realizar as avaliações, por exemplo, região ou sub-região, águas nacionais (quer dizer, sob a jurisdição dum país), órgãos costeiros, etc. (WG BEA, 2017).

Grupo de espécies

Grupo de espécies pertencentes a um grupo funcional, tais como aves marinhas, mamíferos e répteis.

Limiar

Um valor ou gama de valores que permite uma avaliação do nível de estado alcançado para um critério particular, contribuindo assim para a avaliação da medida através da qual se está a atingir o bom estado ambiental, segundo o disposto no Artigo 2 da Decisão 2017/848/EU (2017) da Comissão.

DIRETIVA QUADRO ESTRATÉGIA MARINHA (DQEM)

MACARONESIAN ROOF REPORT

DESCRITOR 1 – AVES, MAMÍFEROS E RÉPTEIS

1. INTRODUÇÃO

A Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de junho (2008), Diretiva Quadro sobre Estratégia Marinha (DQEM), estabelece o quadro legal para a ação comunitária no campo da política ambiental marinha. O objetivo da DQEM é alcançar um meio ambiente marinho saudável na Europa, ao mesmo tempo que se assegura a continuação da exploração sustentável dos recursos marinhos de que dependem as atividades económicas e sociais relacionadas com o mar. Para alcançar este objetivo, a DQEM requer que os Estados-Membros (EM) alcancem o bom estado ambiental (BEA) das suas águas até 2020. A Diretiva define BEA como: “O estado ambiental das águas marinhas que proporcione oceanos e mares dinâmicos e diversos que sejam limpos, saudáveis e produtivos”.

O BEA baseia-se em 11 descritores e nas pressões e impactos antropogénicos no meio marinho, seguindo os critérios estabelecidos pela Decisão da Comissão (UE) 2017/848 de 17 de maio (2017), que estabelece os critérios e as normas metodológicas sobre o bom estado ambiental das águas marinhas e especificações e métodos padrão para monitorização e avaliação (Decisão esta que revoga a Decisão 2010/477/UE da Comissão).

A DQEM requer que os Estados-Membros estruturam o relatório das suas atividades em cinco fases consecutivas: uma avaliação inicial do estado ambiental atual das suas águas e das pressões a que estão sujeitas (Artigo 8), definição do que BEA significa para as suas águas (Artigo 9), estabelecimento de metas ambientais e indicadores associados (Artigo 10), estabelecimento e implementação de programas de monitorização para recompilar os dados necessários para determinar o estado ambiental (Artigo 11) e, finalmente, a implementação dum programa de medidas designadas para alcançar ou manter o BEA (artigo 13).

O primeiro ciclo da DQEM começou a 15 de julho de 2012 e terminou a 15 de julho de 2018 (6 anos). Atualmente, os Estados Membros estão a entrar no segundo ciclo, no qual se deveriam produzir atualizações da avaliação inicial, da definição de BEA e das metas ambientais estabelecidos.

O Artigo 5 da DQEM especifica a necessidade de que os Estados Membros partilhem uma Região marinha ou sub-região para cooperar, fazendo uso das estruturas de cooperação regional existentes, e para assegurar que, dentro de cada região marinha ou sub-região, se consiga uma coerência. Este relatório é o resultado do trabalho coordenado entre cientistas, equipas técnicas e todas as autoridades competentes envolvidas na implementação da DQEM na sub-região da Macaronésia. Os Estados Membros com jurisdição nesta sub-região são Portugal, através da autoridade nacional competente (Direção Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos - DGRM), os Governos Regionais dos Açores (Direção Regional dos Assuntos do Mar - DRAM) e da Madeira (Direção Regional para Ordenamento Territorial e Meio Ambiente - DROTA), e Espanha, através do Ministerio de Transición Ecológica (MITECO), e o Governo Autónomico das Ilhas Canárias, este último tem a competência para a conservação dos componentes dos ecossistemas terrestres, tais como colónias de aves.

Este trabalho de colaboração começou em 2015 com o Projeto MISTIC SEAS: Indicadores e critérios modelo das ilhas da Macaronésia: alcançar um Entendimento Comum sobre a Monitorização da Biodiversidade Marinha na Macaronésia Nº. 11.0661/2015/712629/SUB/ENVC.2 (MISTIC SEAS, 2015). O

objetivo principal deste projeto foi juntar esforços para desenvolver um conjunto comum de metodologias para partilha na sub-região marinha de Macaronésia, a fim de garantir a coerência e permitir a comparação entre os Estados Membros dentro da mesma Região marinha, segundo o recomendado na DQEM, assim como o desenho e implementação de um Plano de Ação para assegurar o BEA das águas marinhas desta região.

Como resultado, o MISTIC SEAS desenvolveu uma metodologia comum para a monitorização de três grupos funcionais do Descritor 1 (aves marinhas, mamíferos e tartarugas marinhas), focando-se nas populações das espécies partilhadas entre os três arquipélagos.

O projeto MISTIC SEAS II: *Aplicação duma abordagem sub-regional coerente e coordenada para a monitorização e avaliação da biodiversidade marinha na Macaronésia, para o 2º ciclo da DQEM Nº. 11.0661/2017/750679/SUB/ENV.C2* (MISTIC SEAS II, 2017) visou implementar a maior parte dos programas piloto de monitorização comuns desenhados no MISTIC SEAS. Este projeto reforça também a necessidade duma coerência regional para atualizar a avaliação inicial, as definições de BEA e as metas ambientais para o 2º ciclo da DQEM na sub-região da Macaronésia, de maneira coordenada e coerente. Os resultados desta tarefa refletir-se-ão no MACARONESIAN ROOF REPORT (MRR), que é um dos documentos resultantes deste projeto.

Este documento, o MRR, inclui a descrição dos critérios e as espécies avaliadas, juntamente com a compilação dos resultados obtidos durante a implementação dos programas piloto de monitorização no âmbito da DQEM para aves marinhas, mamíferos e tartarugas marinhas nos três arquipélagos macaronésios (Açores, Madeira e Ilhas Canárias), incluindo também dados adicionais disponíveis de outros projetos ou programas de monitorização/conservação governamental. Este relatório será a base para que os Estados Membros, Portugal e Espanha cumpram com as obrigações da implementação do artigo 17 da DQEM.

A. REGIÃO

A DQEM, no seu Artigo 4, enumera as regiões marinhas e Sub-regiões que devem ser levadas em consideração pelos Estados Membros quando cumpram com as suas obrigações no âmbito desta Diretiva. **(Figura 1).**

As principais regiões marinhas e Sub-regiões são:

- O mar Báltico
- O Oceano Atlântico Nordeste
 - o Mar do Norte
 - os Mares Célticos
 - o Golfo da Biscaia e a costa Ibérica
 - as águas da Macaronésia
- O mar Mediterrâneo
 - o mar Mediterrâneo ocidental
 - o mar Adriático
 - o mar Jónico e o mar Mediterrâneo central
 - o mar Egeu-Oriental
- O Mar Negro

A DQEM requiere que o BEA se determine a nível da região marinha ou sub-região (Art. 3.5). No entanto, na maioria dos casos, a avaliação e os relatórios requerem escalas mais pequenas (Prins *et al.*, 2014).

As avaliações devem permitir informar os gestores e responsáveis políticos sobre os impactos ambientais das atividades humanas. Áreas demasiado grandes podem mascarar as pressões locais e os seus impactos e, portanto, não são adequadas para a monitorização. Áreas muito pequenas sendo alvo duma alta carga de monitorização e podem levar a avaliações inadequadas quando a distribuição espacial dos componentes do ecossistema não está suficientemente coberta.

As escalas espaciais apropriadas diferem segundo o componente do ecossistema em consideração. Quando coexistem populações separadas duma espécie dentro duma região particular, estas deverão ser avaliadas individualmente. O Guia para a avaliação segundo o Artigo 8 da DQEM (WG BEA, 2017) recomenda as seguintes escalas de avaliação para o Oceano Atlântico Nordeste:

- Aves – Sub-região
- Mamíferos
 - Cetáceos odontocetos de águas profundas e mysticetos - Região
 - Pequenos cetáceos odontocetos – Sub-região
 - Focas – Sub-região
- Reptéis – Sub-região

Quando possível, utilizou-se, no âmbito do presente relatório, a mesma escala para todas as espécies dentro dum grupo de espécies. Definiram-se várias escalas espaciais hierárquicas com três níveis Sub-região da Macaronésia:

- A totalidade da Sub-região (Macaronésia)
- As três subdivisões nacionais/arquipélagos (Açores, Madeira, Ilhas Canárias)
- Locais de monitorização (colónias de aves, águas oceânicas, águas costeiras, localização específica de populações residentes, etc.)

B. DESCRITORES

A DQEM, no seu Anexo 1, estabelece onze descritores qualitativos de forma a ajudar os Estados Membros a determinar o BEA das suas águas marinhas nacionais. O primeiro descritor, o Descritor 1, refere-se especificamente à biodiversidade e indica que *“A biodiversidade é mantida. A qualidade e a ocorrência de habitats e a distribuição e abundância de espécies são conformes com as condições isográficas, geográficas e climáticas prevalentes”*.

No MISTIC SEAS II, os grupos funcionais de espécies considerados foram as aves marinhas, mamíferos e répteis. A Decisão da Comissão 2017/848/UE (2017) estabelece que para estes grupos de espécies os Estados-membros devem:

- Estabelecer a lista de espécies através da cooperação regional ou sub-regional.
- The criteria that should be evaluated on marine birds, mammals and reptiles are:
 - D1C1- Primário: a taxa de mortalidade por espécie devido às capturas acidentais situa-se abaixo dos níveis que põem a espécie em risco pelo que a sua viabilidade a longo prazo está assegurada.
 - D1C2- Primário: A abundância populacional da espécie não negativamente afetada pelas pressões antropogénicas, pelo que a sua viabilidade a longo prazo está assegurada.
 - D1C3-Secundário: As características demográficas da população (por ex. estrutura por tamanho ou por classe etária, rácio entre os sexos, fecundidade e taxas de sobrevivência) da espécie são indicativas duma população saudável que não é negativamente afetada por pressões antropogénicas.
 - D1C4- Primário/Secundário: A área de distribuição da espécie e, se for caso disso, o padrão dessa distribuição é consentânea com as condições fisiográficas, geográficas e climáticas.
 - D1C5- Primário /Secundário: o Habitat da espécie tem a dimensão e as condições necessárias para sustentar as diferentes fases do seu ciclo de vida.

C. CRITÉRIOS, PARÂMETROS E METODOLOGIAS

I. AVES MARINHAS

D1C1 Taxa de captura accidental

Desde 2013, a Comissão Europeia reconhece que a captura accidental de aves marinhas é uma ameaça importante para a conservação das aves marinhas (Birdlife International, 2013). A mortalidade de aves marinhas devida à captura accidental é um critério primário estabelecido pela Decisão 2017/848/UE (2017) da Comissão para que os Estados Membros utilizem esta informação na sua avaliação do BEA. Na região da Macaronésia, a captura accidental não se identificou como sendo uma ameaça importante para as aves marinhas. No entanto, tal facto pode atribuir-se, à falta de programas de observação, que se centram especificamente na obtenção de dados sobre captura accidental e na mortalidade de aves marinhas e, cuja ausência contribui para a falta de informação sobre a captura accidental de aves marinhas.

Nos Açores, registos esporádicos do Programa de Observadores de Pescas dos Açores (POPA), de mestres de embarcações locais assim como um pequeno número de publicações, mostram um reduzido número de registos de incidência de captura accidental e, nenhum evento de mortalidade decorrente da captura accidental. Neste arquipélago pratica-se a pesca de palangre superfície (espadartes) e de fundo (espécies demersais). Uma revisão dos eventos de captura accidental até o ano 2000, reporta que apenas 1 indivíduo,

presumivelmente um cagarro (*Calonectris borealis*), foi encontrado morto num palangre demersal (Cooper *et al.*, 2003). O POPA é um programa de monitorização de pesca para a indústria atuneira que se encontra em execução desde 1998. Este programa em eventos de pesca de salto e vara reporta um número muito baixo de eventos com captura accidental de aves marinhas, zero de mortalidade, com uma média de 5 cagarros de coleira (*Ardenna gravis*) presos em anzol, uma espécie migradora nos Açores (Moore, 1994), num total de 150 eventos de pesca desde o seu início em 1998 (com. pessoal Miguel Machete, Coordenador do POPA).

Na Madeira, a mortalidade de aves marinhas por captura accidental é baixa (Zino e Biscoito, 1994) e Le Grand *et al.* (1984) não menciona nenhuma evidência de captura accidental de aves marinhas nas ilhas Selvagens.

Nas ilhas Canárias, as zonas de alimentação do cagarro encontram-se em águas africanas onde a captura accidental de aves marinhas tem sido reportada (Brothers *et al.*, 1999); no entanto, estimar possíveis efeitos indiretos, como a captura accidental em zonas de invernada (ex. Atlântico sul) atualmente não é possível.

Uma avaliação geral da captura accidental foi realizada por Lewison *et al.* (2014) desde 1999-2008 sem evidencia de captura accidental de aves marinhas na Sub-região macaronésia.

A avaliação de outros parâmetros (flutuações nos parâmetros de reprodução e análise do efeito de outras pressões) poderiam informar, ainda que indiretamente, sobre a natureza deste impacto. É urgente compreender a natureza e o alcance das interações entre as aves marinhas e a pesca (Anderson *et al.*, 2011; Žydelis *et al.*, 2013) em todas as águas europeias. As seguintes recomendações fazem-se para colmatar as possíveis lacunas de conhecimento em termos de impacto/interação de captura accidental e para obter informação precisa deste impacto na região: devem-se adicionar formulários específicos de captura accidental de aves marinhas aos formulários atuais do Programa POPA para garantir que os observadores registam todos os eventos de captura accidental de aves marinhas. De acordo com Oliveira *et al.* (2005), deve implementar-se um inquérito preliminar baseado numa entrevista para obter dados sólidos sobre as variáveis que se devem usar para explicar a variabilidade na captura accidental (p.ex. arte de pesca, número de barcos, capacidade pesqueira, principais espécies de captura accidental, áreas de pesca).

D1C2 Abundância da população

A abundância populacional é outro critério primário para aves marinhas (Decisão 2017/848/EU, 2017 da Comissão). A abundância populacional foi monitorizada nas colónias de reprodução utilizando as metodologias apropriadas de acordo com a acessibilidade: a contagem de ninhos (NC) quando foi possível o acesso aos ninhos e, o registo de taxas de chamamento (TC) usado nas colónias em que o acesso não foi possível.

- Contagem de ninhos (NC – *Nest count*)

Para monitorizar a abundância, selecionaram-se colónias específicas segundo a acessibilidade das colónias e a presença/ausência de predadores introduzidos (mamíferos), segundo método definido no relatório técnico do MISTIC SEAS (MISTIC SEAS, 2016a).

Para avaliar a abundância populacional em cada colónia, selecionou-se e marcou-se um conjunto de ninhos acessíveis (para manter a coerência entre metodologias e arquipélagos estipulou-se a contagem de no mínimo 30 - 40 ninhos). Os ninhos foram selecionados dentro duma área que mostrava sinais de ocupação (presença de excrementos, penas, escavações e/ou indivíduos no ninho). Devido ao

comportamento noturno e à reconhecida preferência de habitat de falésia dos Procellariiformes, torna-se difícil ou quase impossível implementar censos próprios e robustos, pelo que para a maioria das UG selecionadas apresenta-se um índice de abundância. No entanto, para algumas espécies, são possíveis os censos dentro das colónias monitorizadas (ex. Alma-Negra *Bulweria bulwerii* ou cagarro *Calonectis borealis* no ilhéu da Vila, Açores).

O parâmetro da abundância populacional mede-se em número de casais reprodutores por espécie/colónia. O número de casais reprodutores calcula-se através da monitorização sistemática dos ninhos nas áreas selecionadas em cada colónia e, contagem ao longo da época dos ninhos ocupados por adultos (ambos os adultos presentes simultaneamente, ou quando ambos adultos são anilhados e identificados no mesmo ninho durante a época, mesmo quando não se observam juntos) e por ovo ou cria.

- Taxa de Vocalização (CR – Call rate)

Os procellariiformes nidificam em ilhéus inacessíveis e falésias escarpadas, só visitando as colónias à noite e apenas durante a época de reprodução. O trabalho de campo está frequentemente limitado pelo clima e pelas condições de acessibilidade, o que cria dificuldades logísticas e operativas que dificultam a recolha de dados. O uso de metodologias alternativas e autónomas está a aumentar, o que permite uma maior recolha de dados em localizações previamente inacessíveis.

Para avaliar a abundância populacional em colónias remotas e para complementar a metodologia da contagem de ninhos (CN), instalaram-se Unidades de Registo Autónomas (ARU - Autonomous Recording Units) em ilhéus selecionados. Estas ferramentas registam as vocalizações de aves marinhas dentro dum intervalo de tempo pré-estabelecido (Oppel *et al.*, 2014) e determinam a abundância, baseando-se no pressuposto de que o número de vocalizações por intervalo está correlacionado com o número de casais reprodutores (Borker *et al.*, 2014). As ARU aumentam a escala espacial e temporal da recolha de dados, diminuem o custo do trabalho de campo e diminuem o viés temporal e inter-observador na recolha de dados (Scott Brandes, 2008; Blumstein *et al.*, 2011). Também diminui o impacto dos investigadores nas colónias/indivíduos e proporciona uma recolha de dados alternativa sempre que existem restrições de acesso às colónias (Carey, 2009). Os dados recolhidos dependem da atividade da colónia/número de vocalizações (Buxton e Jones, 2012), que por sua vez é influenciada pela fase lunar, as visitas à colónia, a sincronização das espécies reprodutoras, a presença de várias espécies na colónia, as condições climáticas (Piatt *et al.*, 2007; Ramírez, 2017) entre outras variáveis independentes da abundância da colónia (Borker *et al.*, 2014).

Dado que o uso de ARUs é ainda uma metodologia recente, as equipas de campo de aves marinhas dos Açores e Ilhas Canárias experimentaram diferentes metodologias e equipamentos para comparar as estimativas e determinar a eficiência e precisão de ambas.

Métodos utilizados nos Açores

Nos Açores, o MISTIC SEAS partilha grande parte da escala temporal e geográfica com o projeto LuMinAves (Interreg MAC/4.6d/157). Aproveitando esta sinergia, os resultados deste projeto complementar incluíram-se no presente relatório. O método de marcação e recaptura foi utilizado usando redes e seguindo a metodologia testada por Ramírez (2017) e que também foi aplicada no projeto LIFE EuroSAP LIFE14 PRE/UK/000002 para definir o plano de ação para o Painho-de-Monteiro (*Hydrobates monteiroi*), permitindo padronizar o método e proporcionar uma melhor avaliação.

As ARUs foram distribuídas no início da temporada de reprodução do Painho-de-Monteiro (*Hydrobates monteiroi*) e do Painho-da-Madeira (*Hydrobates castro*) (maio e outubro, respetivamente) até ao final da

época de reprodução (setembro e fevereiro, respetivamente). O equipamento foi programado para começar a gravar assim que os painhos começassem a chegar à colónia até o período de maior atividade (21: 00-01: 00) e novamente antes dos painhos regressarem ao mar (03: 00-05: 00). Gravação de 1 minuto a cada 10 minutos, querendo dizer que, para cada hora programada obtêm-se 6 minutos de vocalizações, um total de 36 minutos/dia/ARU. Os dados foram analisados utilizando o software Song Scope Bioacoustics 4.0 (Wildlife Acoustics, Concord, Massachusetts; Buxton *et al.* 2013).

O MONIAVES, um programa de monitorização de aves marinhas dirigido ao Garajau-comum (*Sterna hirundo*) e rosado (*S. dougallii*) proposto na avaliação inicial da DQEM, realiza-se geralmente entre 25 de maio e 10 de junho de cada ano, no Arquipélago dos Açores. Este censo foi realizado regularmente, desde 2009 (exceto em 2013) até 2015, através de projetos de investigação pelo DOP-UAc e IMAR (Departamento de Oceanografia e Pesca da Universidade dos Açores), e desde 2016 até ao presente é realizado pelo Governo Regional dos Açores (coordenado pela Direção Regional de Assuntos do Mar e operado pela Direção Regional do Ambiente). Os métodos seguidos foram desenvolvidos para charadriiformes. Uma avaliação prévia das colónias de garajau (seja visitando as colónias acessíveis ou observando o comportamento das aves com binóculos) determina o período ótimo para o censo, que é aproximadamente 3 semanas depois da postura dos primeiros ovos. As colónias variam em termos de ocupação e não se localizam necessariamente no mesmo lugar ano após ano. Adicionalmente, o pico de reprodução varia ligeiramente entre os anos e pelas ilhas dentro do mesmo ano. Portanto, aplicam-se 3 métodos diferentes para o seguimento de casais reprodutores de Garajau-comum e rosado nos Açores. Se as colónias são acessíveis realiza-se, in situ, a contagem direta de ninhos, ovos e crias (Método 1). Para evitar distúrbios, as visitas limitam-se a 20 minutos ou menos, preferivelmente por 2 ou 3 observadores que contam, fotografam e registram dados, um ao lado do outro. Os ovos abandonados e partidos, e a evidência de predadores de ovos, crias ou adultos também se regista. O **Método 2** aplica-se a colónias inacessíveis que permitem a contagem de ninhos aparentemente ocupados utilizando binóculos ou um telescópio, de uma posição vantajosa. Se possível, estima-se o número de indivíduos e/ou a proporção de aves de cada espécie. As colónias inacessíveis não visíveis a partir de terra são monitorizadas através de contagens a partir de uma embarcação (Método 3). Portanto, realiza-se um censo de garajaus através de embarcações à volta das 9 ilhas dos Açores utilizando uma buzina de gás perto das colónias para induzir o voo. O número total de aves voadoras e/ou a proporção de cada espécie, é estimado a partir da média dos registos dos diferentes observadores. Para determinar o número de casais reprodutores, é assumido que 3 ave a voar corresponde em proporção a 2 pares de casais reprodutores. Esta correção aplica-se para ter em consideração as aves que não respondem ao som e as que se estão a alimentar longe da colónia.

Métodos utilizados nas ilhas Canárias

As ARU utilizadas foram protótipos da versão terrestre das gravadoras *SoundTrap*, um dispositivo amplamente utilizado pelos cetólogos (Mark Johnson, com. pessoal). Como os frulhos só visitam a colónia à noite, o período de gravação limita-se às horas noturnas para prolongar a vida útil da bateria. O período coberto foi a época de reprodução da espécie, desde o princípio de dezembro até meados de maio, exceto em alguns dias com mau tempo ou problemas técnicos. No entanto, registaram-se 80,4% dos dias do período de reprodução. As gravações foram analisadas visualmente utilizando o programa Raven Pro 1.5 (Programa de Investigação de Bioacústica, Laboratório de Ornitologia de Cornell).

D1C3 Características demográficas da população

As características demográficas da população são um critério secundário para aves marinhas (Decisão 2017/848/EU, 2017 da Comissão). Está relacionado e reporta os dois critérios primários D1C1 e D1C2.

A avaliação da demografia da população baseia-se na produtividade (sucesso reprodutor e taxa de sobrevivência) das aves marinhas, já que se espera que estas características reflitam alterações nas condições ambientais muito antes de serem evidentes alterações no tamanho da população destas espécies de ciclo de vida longo (Parsons *et al.*, 2008).

- **Sucesso Reprodutor (BS – *Breeding Success*)**

O sucesso reprodutor determina-se utilizando a mesma metodologia da contagem de ninhos (CN) e o registo do estado do ninho ao longo da época de reprodução. Os mesmos ninhos identificados em D1C1 utilizam-se para este parâmetro, assim como os selecionados da mesma maneira (ninhas com sinais ou presença de excrementos, penas, fragmentos de ovos e/ou fragmentos corporais (por exemplo, bicos velhos), assim como a presença direta ou indireta de adulto/ovo/cria, consideraram-se ativos). Os ninhos ativos selecionados foram identificados e marcados (D1C1), utilizando resina-epóxi ou pintura e foram georreferenciados, facilitando a sua monitorização ao longo tempo. Selecionaram-se pelo menos 30-40 ninhos para cada espécie e colónia como estatisticamente relevantes para obter os parâmetros de reprodução em cada colónia.

Para monitorizar o sucesso reprodutor, é necessário realizar pelo menos duas visitas às colónias durante a incubação e uma terceira depois da eclosão do ovo. O sucesso reprodutor é reportado como o número de crias dividido pelo número de ovos postos (Nº de crias/Nº ovos postos). As falhas na reprodução registam-se observando a evidência de predação (por exemplo, crias mortas ou ovos partidos com evidência de mordeduras), assim como a mortalidade resultante de outras causas, como ovos não viáveis (embrião ainda dentro do ovo) ou ninhos colapsados sobre o ovo/cria, crias que morreram por doença ou por fome, entre outros.

- **Taxa de Sobrevivência (SR – *Survival rate*)**

A metodologia de marcação-recaptura (CMR) utiliza-se para obter dados de forma a calcular as taxas de sobrevivência (TS). Isto é levado a cabo anilhando os adultos na colónia e recapturando-os (e verificando os números de anilhagem) durante os anos seguintes, idealmente nos mesmos 30 ninhos selecionados para outra monitorização. Durante o primeiro ano de vigilância, o objetivo principal era anilhar a maior quantidade possível de adultos nas colónias, inclusive se não estão em nenhum ninho. Quando se encontram adultos sem anilha, sempre que possível, são anilhados e regista-se a presença de pelada de incubação para reduzir o viés e confirmar se é um reprodutor (adulto) e não um prospector (prospecção de ninho e/ou companheiro para se reproduzir no ano seguinte) (Brooke, 2004; Rayner *et al.*, 2013).

D1C4 Área de distribuição

A área de distribuição é um critério secundário para as aves marinhas (Decisão da Comissão 2017/848/EU, 2017). As procellariiformes são muito filopátricas (Coulson e Coulson, 2008). Uma vez que regressam à mesma colónia ano após ano, as perdas de colónias são um indicador importante de populações insalubres. Algumas espécies ainda têm uma distribuição suficientemente ampla nas ilhas, e assim sendo as suas colónias não são descontinuas e, portanto, os seus limites são difíceis de definir. Nos Açores isto ocorre com as colónias de Cagarro, e, portanto, esta UG foi excluída deste critério. Por outro lado, as charadriiformes são muito móveis e mudam frequentemente de local de reprodução de ano para ano (ICES, 2013). Assim sendo, o critério de distribuição para estas UG opera a um nível geográfico mais elevado e não se pode avaliar a nível de colónia.

- **Distribuição (RG – *Range*)**

Durante o MISTIC SEAS I propôs-se incluir este critério a todas as espécies exceto ao cagarro, devido às colónias não-descontínuas para a espécie ao nível da Macaronésia. Devido às limitações logísticas e ao orçamento do MISTIC SEAS II, só se podiam avaliar por defeito algumas espécies de menor tamanho, já que ao avaliar os efeitos das condições oceânicas na dinâmica da população é melhor monitorizar o limite de distribuição do que o núcleo da área de distribuição da espécie, justificado pela segregação no mar devida a restrições energéticas, competição ou uso de informação local (Hipfner *et al.*, 2007).

Propusemos reportar sobre a distribuição da Alma-Negra, população nidificante nos Açores, e do Painho-de-Monteiro, espécie endémica dos Açores. A Alma-Negra alcança o limite norte da sua distribuição neste arquipélago, e a confirmação recente duma colónia mais a Norte (ilhéu de Baixo) converte esta espécie num bom indicador de alterações na distribuição. Outro indicador será a distribuição do Painho-de-Monteiro. Até agora, sabia-se que esta espécie se reproduzia apenas em dois ilhéus situados na ilha Graciosa, mas recentemente encontraram-se colónias na ilha das Flores (Oliveira *et al.*, 2016) e há suspeitas de tentativas de reprodução na ilha do Corvo, onde foi escutada esta espécie através de monitorização acústica. Esta pequena área de reprodução é considerada como um indicador de distribuição robusto.

D1C5 Habitat para as espécies

O Habitat para as espécies é um critério secundário para aves marinhas (Decisão 2017/848/EU, 2017 da Comissão). Não se dispõe de informação nem de esquemas de monitorização sobre o habitat das aves marinhas. Este critério refere-se ao estado dos habitats aquáticos. No caso destas espécies de aves marinhas, como são aves marinhas migratórias, podem refletir ameaças nas suas zonas de alimentação e / ou de invernada que não estão integradas nos nossos programas de monitorização atuais devido à falta de conhecimento sobre a distribuição no mar de indivíduos de várias espécies, sexo e classes etárias e dos desafios de monitorização (Lewison *et al.*, 2012).

II. MAMÍFEROS

D1C1 Taxa de captura accidental

A Taxa de captura accidental é um critério primário para mamíferos marinhos (Decisão 2017/848/EU, 2017 de a Comissão). Embora hajam relatos sobre capturas incidentais em águas macaronésias, crê-se que é improvável que a presente Taxa de captura accidental comprometa a viabilidade a longo prazo de qualquer mamífero marinho, com a exceção das foca-monge (*Monachus monachus*) na Madeira. No entanto, recomenda-se que, em futuras avaliações e para cumprir com o Regulamento (CE) 812/2004 (2004) do Conselho, este critério seja reconsiderado à luz de novos dados (por exemplo, aumento do número de cetáceos capturados ou aumento na proporção de animais arrojados que mostrem sinais de interações com artes de pesca) ou se as práticas atuais de pesca e o esforço se alterem (por exemplo, alterações ou novas artes de pesca). Adicionalmente, deve-se enfatizar que as frotas pesqueiras que operam fora da ZEE raramente são monitorizadas e que a Taxa de captura accidental nestas pescarias ainda é desconhecida. Igualmente, há uma ampla desinformação sobre dados de pesca (Watson e Pauly, 2001), e as pescarias ilegais, não declaradas e não regulamentadas são responsáveis por níveis desconhecidos, mas potencialmente altos de captura accidental em todo o mundo (Reeves *et al.*, 2013; ICES, 2017a, 2017b). Em conjunto com os programas de observadores de pesca realizados no âmbito da recolha de dados sobre a pesca (DCF) nos Açores, existe um programa de observação de captura accidental por pesca chamado POPA, que se estendeu para cobrir também a Madeira. Nos Açores, o programa POPA recolhe dados de forma contínua desde 1998, especificamente para a captura accidental e não só para a pesca de atum (salto e vara), mas também para as outras pescarias atualmente em curso, tais como linha de mão, palangre de fundo e de superfície, assim como para qualquer pesca experimental que possa ocorrerão

longo da ZEE dos Açores. Os dados proporcionados por este programa permitiram quantificar a ocorrência de captura accidental nas pescas de palangre nos Açores durante as últimas duas décadas. Nos Açores, a pesca com arrasto de fundo está proibida.

- **Taxa de captura accidental (BR – *Bycatch Rate*)**

A monitorização das atividades de pesca (através dos programas de observadores, por exemplo) deve cobrir todo o tipo de pescarias e artes de pesca, para determinar se a captura accidental é uma ameaça importante para as populações. Os arrojamentos de mamíferos marinhos são atualmente a única forma de avaliar o nível mínimo de captura accidental nestas pescarias e, portanto, desempenham um papel de sentinela. No entanto, são necessários programas de observadores a bordo da frota pesqueira para estimar a Taxa de captura accidental com precisão. Nos Açores, a taxa de captura accidental na pesca de atum é fornecida como o número de cetáceos capturados por ano por cada tonelada de atum desembarcado.

- **Taxa de Mortalidade (MR – *Mortality Rate*)**

Ao contrário da captura accidental, a mortalidade por colisões com embarcações já pode ter alcançado níveis que podem ser insustentáveis para os cachalotes (*Physeter macrocephalus*), principalmente nas Ilhas Canárias, onde estes eventos se consideram uma ameaça importante para a espécie (Fais *et al.*, 2016), mas também nos Açores, onde os incidentes aumentaram recentemente (dados não publicados da Rede de Arrojamento de Cetáceos dos Açores).

O critério D1C1 é a taxa de mortalidade devida à mortalidade por pesca (captura incidental), mas neste documento propõe-se "taxa de mortalidade por colisão com embarcações" como parte deste critério. Esta sugestão poderia ser considerada pela Comissão para incluir no D1C1 também a mortalidade por causas não naturais (ameaças antropogénicas, como colisão com embarcações) em decisões futuras.

D1C2 Abundância da população

A Abundância populacional é um critério primário para mamíferos marinhos (Decisão 2017/848/EU, 2017 da Comissão). A abundância é o parâmetro mais importante quando se trata de avaliar o estado duma população (ICES, 2014). Embora os índices de abundância relativa possam ser usados para avaliar as alterações no tamanho da população dos mamíferos marinhos, há muitas advertências associadas com esta métrica, que frequentemente produz resultados pouco fiáveis e imprecisos. Portanto, a métrica preferida para estimar o tamanho da população de mamíferos marinhos é o número absoluto de indivíduos. Adicionalmente, requerem-se estimativas de abundância absoluta para calcular as características demográficas das populações (sobrevivência/mortalidade e taxas de natalidade) e para avaliar o impacto das atividades antropogénicas nestas características.

As amostragens realizadas durante o projeto MISTIC SEAS II testaram estratégias de amostragem (área a amostrar, período a amostrar e esforço necessário) seguindo as metodologias propostas no projeto MISTIC SEAS, para monitorizar as espécies de cetáceos oceânicos macaronésios na Madeira, Açores e Ilhas Canárias.

Propuseram-se duas metodologias para estimar a abundância de cetáceos na Macaronésia: amostragem por *distance sampling* (Buckland *et al.*, 2015) e foto-identificação (Hammond, 2009). Estas duas metodologias podem dar diferentes estimativas que não se devem comparar diretamente.

- *Distance sampling (DS)*

O método *Distance sampling* com trajeto linear a bordo de uma embarcação utiliza-se para recolher dados de avistamentos de forma a estimar a abundância de cetáceos nas águas da Macaronésia. A área de estudo é dividida em vários blocos e trajetos aleatórios são desenhados para maximizar a probabilidade de cobertura da área de estudo utilizando o software *Distance* (Thomas *et al.*, 2010). Durante esforço de observação, os observadores exploram o horizonte cobrindo um ângulo de 180 ° inclinado na proa do barco. Registam-se os dados sobre os avistamentos de cetáceos (i.e., o ângulo e a distância desde o barco aos animais), assim como outros dados ambientais. Para obter mais informação sobre o protocolo de amostragem, consulte o Relatório Técnico “Abundance of Oceanic Cetaceans and Loggerhead Census” do projeto MISTIC SEAS II (2017b).

O software *Distance* utiliza-se para estimar a função da deteção de animais e a largura efetiva da faixa (ESW) (os resultados obtidos denominam-se "estimativas baseadas em modelos"). A abundância de grupos e o tamanho do grupo também se modelam utilizando Modelos Aditivos Generalizados (GAM – *General Additive Models*) com uma função de relação logarítmica, incluindo a ESW no *offset* (os resultados obtidos denominam-se "estimativas baseadas em modelos"). Utilizam-se técnicas de *bootstrap* não-paramétricas para obter intervalos de confiança (IC) e o coeficiente de variação (CV) das abundâncias estimadas.

- *Marcação e Recaptura (CMR – Capture-mark-recapture)*

Os métodos de Marcação e recaptura baseados na foto-identificação de marcas naturais podem ser uma técnica útil para estimar a abundância de populações de cetáceos que se agregam em determinados lugares. Os métodos de CMR proporcionam uma estimativa da quantidade de animais que utilizam uma área de estudo durante o período do estudo (Hammond, 2009).

As áreas de estudo dividem-se em blocos de amostragem e os transetos são efetuados dentro de cada bloco para garantir que toda a área seja coberta de forma homogénea, no mínimo tempo possível. As saídas de campo de foto-identificação realizam-se em duas escalas temporais, seguindo a abordagem “*Robust Design*” (Pollock, 1982), que consiste numa múltipla amostragem próxima no tempo (períodos secundários) que depois se separa por intervalos de tempo maiores (períodos primários).

Todos os indivíduos avistados devem ser fotografados independentemente das características distintivas das suas marcas ou comportamentos naturais. As fotografias classificam-se segundo a sua qualidade e a cada barbatana dorsal visível na fotografia são identificadas as características distintivas e são classificadas as marcas naturais. Só se analisam as melhores fotografias de indivíduos com marcas naturais bem definidas. Os dados sobre a proporção de indivíduos com marcas naturais bem definidas em cada grupo encontrado utilizam-se para estimar a proporção de animais com marcas na população e para corrigir as estimativas de abundância (Wilson *et al.*, 1999). Os avistamentos individuais são compilados em registos de ocorrências (encontros) que se analisam posteriormente com o programa Mark (ou o pacote RMark para R). A abundância é posteriormente estimada utilizando modelos de população fechada (*Robust Design framework* Pollock *et al.*, 1990; Kendall *et al.*, 1997), que usam os dados dos períodos primários.

O software CloseTest (Stanley e Richards, 2005) foi utilizado para testar se é uma população fechada. O modelo mais ajustado é selecionado entre todos os modelos testados, que incluíam o efeito do tempo, a heterogeneidade individual (tanto como efeito aleatório como com mistura finita) e a sua combinação na probabilidade de ocorrência. Foram criados dois conjuntos de dados: 1) considerando apenas “indivíduos associados à ilha” (i.e. visto, pelo menos 2 vezes, conforme estimativas iniciais definidas anteriormente) (Alves *et al.*, 2013; Dinis, 2014); 2) com todos os indivíduos, considerando a possibilidade de excluir os residentes com baixa probabilidade de ocorrência. Os fatores de correção foram calculados utilizando-se o número de barbatanas dorsais analisadas como boa (Q1) e média (Q2) qualidade, para corrigir as estimativas para os indivíduos sem marcas naturais e pouco distintas que não se usaram nos modelos de marcação-recaptura. A metodologia seguida é a definida no Relatório Técnico 1 (TR1) do projeto MISTIC SEAS II, elaborado durante um workshop na Madeira em julho de 2017 (MISTIC SEAS II, 2017c), no seguimento do projeto MISTIC SEAS e que estabeleceu o plano geral das recolhas de dados (MISTIC SEAS, 2016b).

Com os dados de marcação e recaptura, é possível estimar um número total de indivíduos que usam uma área durante o período de recolha de dados, enquanto o DS estima uma densidade média de indivíduos que usam uma área num momento preciso (método de *snapshot*).

D1C3 Características demográficas da população

As Características demográficas da população é um critério secundário para mamíferos marinhos (Decisão 2017/848/EU, 2017 da Comissão). As características demográficas são indicadores do estado duma população e podem utilizar-se para avaliar o impacto das atividades antropogénicas. As alterações na sobrevivência e as taxas de natalidade podem surgir a partir de múltiplas influências, algumas naturais e outras relacionadas com atividades humanas, sejam letais (por exemplo, colisões com embarcações, captura incidental) o sub-letais (por exemplo, perturbações pela atividade de observação de cetáceos avistamento de baleias, alterações físicas ou biológicas no habitat).

- Taxa de Sobrevivência (SR – *Survival Rate*)

Os métodos de MR aplicados aos dados de foto-identificação utilizam observações de animais marcados individualmente ao longo do tempo para estimar a Taxa de sobrevivência da população. Na metodologia de “*Robust design*” (Pollock *et al.*, 1990; Kendall *et al.*, 1997), a probabilidade de sobrevivência é calculada a partir de modelos de população abertos aplicados a dados entre períodos primários, o que proporciona uma estimativa da Taxa de sobrevivência sobre esse intervalo de tempo.

A Taxa de sobrevivência anual é geralmente estimada tendo por base a probabilidade de captura de indivíduos marcados usando modelos de Cormack-Jolly-Seber (CJS) (Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965; Lebreton *et al.*, 1992) com os dados de foto-identificação. No entanto, uma estratégia de amostragem de “*Robust design*” (RD) (Pollock, 1982) permite a estimativa do tamanho da população, as taxas de sobrevivência anuais e de emigração e re-imigração (Kendall *et al.*, 1997) no mesmo modelo. O RD combina a amostragem em duas escalas temporais: os períodos primários estão espaçados temporalmente durante um período de tempo prolongado (geralmente um ano), no qual a população está aberta a nascimentos, mortes, emigração e imigração; os períodos secundários, realizados dentro dos períodos primários, são amostragens a curto prazo sobre os quais a população se considera fechada. Os dados dos períodos primários utilizam-se para estimar as taxas de sobrevivência e movimentação, enquanto que a informação dos períodos secundários se utiliza para estimar o tamanho da população.

Relativamente ao *Robust design*, requer-se um mínimo de 3 períodos primários, cada um com um mínimo de 3 sessões secundárias. Toda a área da recolha de dados deve ser coberta durante uma sessão secundária e estas devem ser desenhadas de forma a permitir a amostragem de pelo menos 50% da população em cada período primário. Finalmente, as sessões secundárias devem estar espaçadas temporalmente para permitir que os animais se misturem entre sessões, sem risco de violar o suposto fecho dentro dos períodos primários.

D1C4 Área de distribuição

A área de distribuição é um critério primário para mamíferos marinhos (Decisão 2017/848/EU, 2017 da Comissão). As espécies de cetáceos que se encontram nas águas da Macaronésia costumam ter vastos limites que frequentemente se estendem às águas de várias ilhas e águas costeiras. Para estes taxa altamente móvel, a área de distribuição e o padrão de distribuição são difíceis de determinar e quantificar com precisão, e não se podem estabelecer com certeza linhas de base, indicadores e objetivos mensuráveis para os indicadores de distribuição. Portanto, propôs-se que estes critérios, a saber, Extensão de distribuição e Padrão de distribuição dentro da extensão, devem ser eliminados da lista de indicadores para mamíferos marinhos na Macaronésia. As alterações na distribuição podiam atuar como sinais de advertência e as causas da alteração devem-se investigar (ICES, 2014) como por exemplo, em populações costeiras que mantêm limites bem definidos na maioria das áreas geográficas. No entanto, as populações de cetáceos residentes ou associadas às ilhas que se encontram presentes na Macaronésia, geralmente variam amplamente e movem-se frequentemente entre ilhas distantes. Em consequência, a menos que a monitorização se estenda a todos os arquipélagos, incluídas as águas marinhas, seria igualmente difícil monitorizar toda a extensão destas populações costeiras. Portanto, o indicador de distribuição também se considera inadequado para as populações costeiras de cetáceos na Macaronésia. Ainda assim, a monitorização da extensão de distribuição de mamíferos marinhos poderia ser parte da vigilância da abundância (D1C2). Esta posição está em linha com a declaração prévia dos peritos no Relatório Técnico 1 MISTIC SEAS (2016a).

D1C5 Habitat para as espécies

Para efeitos da Diretiva 2008/56/EC (2008), o termo habitat aborda tanto as características abióticas como a comunidade biológica associada, tratando ambos elementos juntos no sentido do termo biótopo. Os esforços adicionais para uma classificação coerente dos habitats marinhos, suportados por um mapeamento adequado são essenciais para a avaliação a nível de habitat, tendo em conta também as variações ao longo do gradiente da distância à costa e a profundidade (por exemplo, a costa, a plataforma e o mar profundo). Os três critérios para a avaliação de habitats são a sua distribuição, extensão e condição (para este último, em particular, a condição das espécies e comunidades típicas), acompanhados dos indicadores relacionados respetivamente para cada um deles. A avaliação da condição do habitat requiere uma compreensão integrada do estado das comunidades e espécies associadas, coerente com os requisitos estabelecidos na Diretiva 92/43/CEE (1992) e a Diretiva 2009/147/CE (2009) do Conselho, incluindo, quando seja apropriado, uma avaliação das suas características funcionais. A mesma razão apresentada para o critério anterior (isto é, D1C5) também se aplica a este critério relativamente aos cetáceos.

III. REPTÉIS

D1C1 Taxa de captura accidental (BR – *Bycatch rate*)

A Taxa de captura accidental é um critério primário para Tartarugas marinhas (Diretiva 2017/845/CE, 2017 da Comissão). A captura accidental por pesca é uma das principais pressões antropogénicas que afetam as

populações de tartarugas marinhas e que se considera uma das principais causas de mortalidade antropogénica (Lewison e Crowder, 2007). Propõe-se a taxa de mortalidade devida às interações com as pescarias, em substituição da Taxa de captura acidental, para avaliar este critério. Para este fim, deve-se estimar a mortalidade por captura assim como a mortalidade posterior à libertação (por exemplo, Swimmer *et al.*, 2013).

A captura acidental do Atlântico Norte é provavelmente uma das principais ameaças para as Tartarugas marinhas juvenis, embora grande parte da pressão pesqueira seja exercida fora das jurisdições nacionais.

As principais pescas que têm impacto sobre as Tartarugas marinhas variam significativamente entre os arquipélagos da Macaronésia, desde a pesca de palangre de superfície industrial (Açores) e as pescas de palangre pelágico profundo (Madeira), até às artesanais e pesca recreativa costeira (Ilhas Canárias).

Em consequência, as metodologias para estimar as taxas de mortalidade variam de acordo com a realidade piscatória de cada região (por exemplo, programas de observadores, questionários, informação dos centros de recuperação de vida selvagem).

- **Taxa de Mortalidade (MR – Mortality Rate)**

A estimativa da taxa de mortalidade devido à captura acidental requer informação da atividade pesqueira e da dinâmica da população das espécies em questão. Os dados sobre a atividade pesqueira podem ser obtidos através de diferentes metodologias segundo o tipo de atividade. As atividades comerciais à grande escala controlam-se melhor através de programas de observação no mar (por exemplo, pesca pelágica de palangre), enquanto que se necessitam de metodologias alternativas (por exemplo, entrevistas) para atividades à pequena escala (por exemplo, pesca artesanal e recreativa). As estimativas de mortalidade devem incluir a taxa de mortalidade posterior à libertação; p.e. de 28% (95% *bootstrap* CI: 16-52%) para a Tartaruga-comum (*Caretta caretta*) na frota de palangre de superfície (Swimmer *et al.*, 2013) para calcular a real taxa de mortalidade das populações.

D1C2 Abundância da população

A Abundância da população é um critério primário para Tartarugas marinhas (Decisão 2017/848/EU, 2017 da Comissão). As tartarugas juvenis formam agrupamentos nos arquipélagos da Macaronésia, mas estes animais são originários de praias de desova fora dos territórios europeus da Macaronésia (Cabo Verde) e mais ao oeste, no Mar de Caribe. A variação do êxito de eclosão tem influência no aumento da população de juvenis nas áreas de alimentação das águas da Macaronésia. Este aumento tem, conseqüentemente, influencia na composição genética destas agregações. Portanto, estes dois fatores devem ser considerados ao interpretar os resultados de abundância. Adicionalmente, devem ser realizados estudos para fornecer dados para verificar se as alterações na área de distribuição e o padrão tiveram influencia nas tendências de abundância observadas (por exemplo, através da telemetria por satélite).

- **Distance sampling (DS)**

A mesma metodologia de *Distance Sampling* que é utilizada para os cetáceos, aplica-se às tartarugas marinhas. Os detalhes da metodologia utilizada neste programa de monitorização conjunta para Cetáceos oceânicos e Tartarugas marinhas, estão descritos no D1C2 - Abundância da população para Mamíferos marinhos.

Foto-Identificação (ID – Photo-Identification)

A identificação de indivíduos dentro duma população é utilizada para estudos demográficos. A Foto-Identificação é uma técnica útil para Tartarugas marinhas que vivem em áreas pequenas (Schofield *et al.*,

2008). Os padrões de escala facial (forma e disposição) permitem identificar as tartarugas porque são exclusivos de cada indivíduo na família Chelonidae (sendo diferentes em cada lado da cabeça). Esta técnica foi utilizada para estimar o tamanho da população de juvenis de Tartarugas marinhas que ocupam as áreas costeiras de alimentação, como já se utilizou noutros lugares (Su *et al.*, 2015) e estudos demográficos (Schofield *et al.*, 2008; Hays *et al.*, 2010).

D1C3 Características demográficas da população

As Características demográficas da população são um critério secundário para as tartarugas marinhas (Decisão 2017/848/EU, 2017 da Comissão).

- Índice de Condição Corporal (BCI – *Body Condition Index*)

O parâmetro demográfico da população considerado para avaliar as tartarugas marinhas sob este critério é o Índice de Condição Corporal. Esta característica fornece informação sobre a saúde e pressões que afetam as populações. Os dados são recolhidos em campanhas de amostragem para tal efeito. O Índice de Condição Corporal é um indicador da saúde do animal e baseia-se numa relação de peso-longitude de referência. O Índice de Condição Corporal para as Tartarugas marinhas foi obtido tradicionalmente mediante a fórmula: $BCI = [\text{peso (kg)} / \text{comprimento longitudinal de carapaça (cm)}] \times 10000$, desenvolvido por Bjorndal *et al.* (2000) (ver Clukey *et al.*, 2017, 2018).

D1C4 Área de distribuição

A área de distribuição é um critério primário para as Tartarugas marinhas (Decisão 2017/848/EU, 2017 da Comissão). Este critério não é considerado apropriado para as Tartarugas marinhas oceânicas que demonstram amplos limites de distribuição (frequentemente dependentes das correntes predominantes) sendo que apenas uma fração da sua distribuição está incluída dentro das áreas sob jurisdição nacional e que ocorrem geralmente em baixas densidades. Portanto, estabelecer limites de valores e interpretar as tendências na distribuição parece pouco realista.

D1C5 Habitat para as espécies

O Habitat para as espécies é um critério primário para as tartarugas marinhas (Decisão 2017/848/EU, 2017 da Comissão). Este critério não se considera adequado para as Tartarugas marinhas oceânicas, que dependem em grande medida das correntes e temperaturas dominantes. Além disso, só uma fração do seu habitat está inserida em áreas sub a jurisdição dos países da União Europeia e geralmente ocorre em baixas densidades. Estabelecer valores limite e metas e interpretar tendências no habitat, parece, portanto, pouco realista. No entanto, este critério seria adequado para habitats costeiros neríticos nas Ilhas Canárias. No entanto, o estabelecimento de limiares e metas para o critério do habitat considerou-se pouco realista de momento devido à limitada informação disponível para as espécies de tartarugas marinhas.

D. ELEMENTOS E CARATERÍSTICAS (ESPÉCIES E GRUPOS)

As espécies indicadoras da Macaronésia e o Grupo de espécies foram selecionados através da cooperação internacional. Esta seleção baseou-se nos seguintes critérios, segundo o proposto pelo Guia para a avaliação em virtude do artigo 8 da DQEM (WG BEA, 2017) e adotada na Decisão 2017/848/UE da Comissão (2017) (veja-se também MISTIC SEAS, 2016a).

1. Critérios de relevância ecológica:
 - (a) Representativos do componente do ecossistema (Grupo de espécies ou tipo de habitat amplo) e do funcionamento do ecossistema (por exemplo, conectividade entre habitats e populações, integralidade e integridade de habitats essenciais).
 - (b) Relevante para a avaliação duma pressão antropogénica essencial à qual está exposto o componente do ecossistema, sendo sensível à pressão e exposto a ela (vulnerável) na Área de avaliação.
 - (c) Presentes em quantidade e extensão suficiente na Área de avaliação para poder construir um indicador adequado para a avaliação.
 - (d) O conjunto de espécies cobrirá, na medida do possível, a gama completa de funções ecológicas do componente do ecossistema e as pressões predominantes às que está sujeito o componente.
 - (e) Se as espécies do Grupo de espécies estão estreitamente associadas a um tipo particular de habitat amplo, podem-se incluir dentro desse tipo de habitat para fins de monitorização e avaliação; em tais casos, a espécie não se incluirá na avaliação do Grupo de espécies.
2. Critérios práticos adicionais (que não devem invalidar os critérios científicos):
 - (a) Seguimento/viabilidade técnica.
 - (b) Custos de monitorização.
 - (c) Series temporais de dados adequadas.

Para efeitos de avaliação do BEA, as espécies selecionadas dividiram-se em Unidades de Gestão (UG), de maneira a que “uma UG se refere aos animais duma espécie em particular num área geográfica na qual também se aplica a gestão de atividades humanas” (ICES, 2015). Portanto, a delimitação das UG pode refletir tanto as preferências espaciais dos indivíduos, como as diferenças espaciais nas atividades humanas que poderiam impactá-las. As unidades de gestão também podem representar um subconjunto duma população determinada, dividida artificialmente para facilitar o seu seguimento e gestão.

AVES MARINHAS

As Aves marinhas consideram-se altamente adequadas como indicadores para o ambiente marinho devido à sua vida longa, sendo muito móveis, com uma ampla distribuição de habitat e área de alimentação, notória no mar e nas suas colónias de reprodução (Piatt *et al.*, 2007). É provável que as alterações nos níveis tróficos inferiores ou no estado físico-químico do ambiente se manifestem nas suas populações, e estes taxa também são afetados pelas pressões antropogénicas tanto nas suas colónias reprodutoras por espécies invasoras (Hervías *et al.*, 2013), perturbação humana (Vi-blanc *et al.*, 2012) infraestruturas desenvolvidas por humanos (Hill, 1995) e perda de habitat (Bost e Lhe Maho, 1993), como, nas áreas de alimentação e habitat no mar (captura acidental por pesca (Baker *et al.*, 2007), contaminação química e lixo (Montevecchi *et al.*, 2012), alterações climáticas e fenómenos climáticos severos (Sydeman *et al.*, 2012)).

A Macaronésia é uma área de importância internacional para as aves marinhas; no entanto, ainda falta grande parte da informação necessária para uma avaliação rigorosa. Enquanto que as ilhas principais eram importantes lugares de reprodução no passado, a maioria das populações de aves marinhas estão agora limitadas a pequenas ilhas, devido às pressões antropogénicas e mamíferos introduzidos (por exemplo, Monteiro *et al.*, 1996a). Alguns autores assinalaram o significativo declínio para algumas

espécies, como o que está a acontecer nas Ilhas Canárias com o Frulho (*Puffinus lherminieri*, Rodríguez *et al.*, 2012) onde está previsto que algumas colónias se extingam antes de se implementar qualquer plano de ação (Bécares *et al.*, 2015).

A Tabela 1 da Diretiva 2017/848/EU (2017) da Comissão define o Grupo de espécies do Descritor 1 da DQEM. Cinco grupos diferentes baseados na alimentação as aves marinhas (ver ICES, 2013) no mar, são definidos seguidamente. No entanto, só dois destes grupos estão bem representados na Macaronésia. É importante ter em conta que estas definições baseadas no comportamento alimentar não são exclusivas (isto é, algumas espécies podem alimentar-se de diferentes taxa, inclusive dentro do mesmo grupo funcional, e as diferentes populações podem apresentar diferentes profundidades de mergulho e comportamentos de procura de alimento (Burger, 2001)) No entanto, as seguintes espécies de aves marinhas foram selecionadas como espécies indicadoras para a Sub-região macaronésia, tendo por base a classificação proposta:

- **Aves fitófagas:** Não se conhecem espécies reprodutoras deste grupo para a sub-região, pelo que não se escolheram espécies indicadoras para este grupo.
- **Aves limícolas:** As espécies deste grupo não se consideraram como boas espécies indicadoras devido à difícil padronização. Sabe-se que só uma espécie se reproduz no arquipélago dos Açores, o Borrelho de coleira interrompida *Charadrius alexandrinus*. Esta espécie reproduz-se nas praias e alimenta-se em zonas intertidais e sapais, pelo que não se considerou como espécie indicadora do estado do meio marinho.
- **Aves que se alimentam na coluna de água:** As aves de alimentação pelágica mergulham abaixo da superfície para se alimentarem de peixes e invertebrados (por exemplo, lulas, zooplâncton) numa ampla gama de profundidades ou perto do fundo marinho. ICES (2013) definiu este grupo como 'aves que se alimentam através duma ampla gama de profundidades na coluna de água'. Foram selecionadas cinco Espécies indicadoras (tabela 1) como bons indicadores para a Macaronésia, segundo os critérios enumerados no Guia para a Avaliação segundo o Artigo 8 da DQEM (WG BEA, 2017).
 - Alma-Negra (*Bulweria bulwerii*)
 - Freira-do-Bugio (*Pterodroma deserta*)
 - Cagarro (*Calonectris borealis*)
 - Frulho (*Puffinus lherminieri baroli*)
 - Freira-da-Madeira (*Pterodroma madeira*)
- **Aves que se alimentam à superfície:** Alimentam-se de peixes pequenos, zooplâncton e outros invertebrados dentro da camada superficial (a zona superior 1–2 m). ICES (2013) definiu este grupo funcional como "aves que estão maiormente restringidas à camada superficial da coluna de água". Foram selecionadas cinco Espécies indicadoras (tabela 1) como bons indicadores para a Macaronésia, segundo os critérios enumerados no Guia para a Avaliação segundo o Artigo 8 da DQEM (WG BEA, 2017).
 - Band-rumped storm-petrel (*Hydrobates castro*)
 - Common tern (*Sterna hirundo*)
 - Monteiro's storm-petrel (*Hydrobates monteiroi*)
 - Roseate tern (*Sterna dougallii*)
 - White-faced storm-petrel (*Pelagodroma marina*)
- **Aves bentónicas:** Não se conhecem espécies reprodutoras deste grupo para a sub-região, pelo que não se escolheram espécies indicadoras para este grupo.

Presentemente, existem ainda grandes lacunas de conhecimento no que diz respeito às espécies de aves marinhas que ocorrem na Macaronésia, especialmente dados recolhidos sistematicamente robustos e validados para todas as espécies e uma amostra representativa de colónias (distribuição da população, abundância populacional e condição da população, por exemplo). No âmbito do MISTIC SEAS I, o grupo de aves marinhas seguiu uma metodologia de *stoplight* para encontrar bases comuns entre os arquipélagos e determinar a acessibilidade dos indicadores, tendo em conta esta lacuna de conhecimento, assim como a viabilidade dos métodos de monitorização propostos. Depois deste processo, selecionaram-se vinte e uma UGs, que compreendem oito espécies de Procellariiformes e duas espécies de Charadriiformes. Apesar de algumas espécies poderem ser avaliadas nos três arquipélagos, outras só serão em uma ou duas regiões, dependendo da localização das colónias de reprodução e/ou dos dados/logística disponíveis. Almalki *et al.* (2017) identificaram que os arquipélagos da Macaronésia têm populações únicas baseadas em diferenças genéticas e morfométricas, o que sugere que cada arquipélago se avalia melhor como uma UG independente. No total, selecionaram-se 19 UGs de 8 espécies indicadoras para os Açores, 7 para Madeira pertencentes a 7 espécies indicadoras e outras 9 UGs de 6 espécies indicadoras para as Ilhas Canárias (ver **Tabela 1**).

As espécies e os parâmetros medidos foram selecionados segundo os métodos de monitorização padrão, proposto pelo Comité Conjunto de Conservação de a Natureza (JNCC), a Convenção OSPAR e outros organismos relevantes para a monitorização de aves marinhas no âmbito da DQEM.

Tabela 1: Espécies de aves marinhas (elementos) e Grupo de espécies (características) propostas para a monitorização nos Arquipélagos macaronésios dos Açores, Madeira e Ilhas Canárias. Só os critérios em azul foram avaliados em este documento.

Característica	Nome comum	Nome científico	Açores	Madeira	Ilhas Canárias
Aves que se alimentam na coluna de água	Alma-Negra	<i>Bulweria bulwerii</i>	D1C1/D1C2/D1C3 /D1C4	D1C2/D1C3/D1C4	D1C2/D1C3/D1C4
	Freira-do-Bugio	<i>Pterodroma deserta</i>		D1C2/D1C3/D1C4	
	Cagarro	<i>Calonectris borealis</i>	D1C1/D1C2/D1C3 /D1C4	D1C2/D1C3/D1C4	D1C2/D1C3/D1C4
	Fulho	<i>Puffinus lherminieri</i>	D1C1/D1C2/D1C3 /D1C4	D1C2/D1C3/D1C4	D1C2/D1C4
	Freira-da-Madeira	<i>Pterodroma madeira</i>		D1C2/D1C3/D1C4	
Surface feeding birds	Painho-da-Madeira	<i>Hydrobates castro</i>	D1C1/D1C2/D1C3 /D1C4	D1C4	D1C2/D1C4
	Garajau-comum	<i>Sterna hirundo</i>	D1C1/D1C2/D1C3 /D1C4		D1C2/D1C4

	Painho-de-Monteiro	<i>Hydrobates monteiroi</i>	D1C1/D1C2/D1C3 /D1C4		
	Garajau-rosado	<i>Sterna dougallii</i>	D1C1/D1C2/D1C3 /D1C4		
	Calamar	<i>Pelagodroma marina</i>		D1C2/D1C3/D1C4	D1C2/D1C4

Aves que se alimentam na coluna de água

Alma-Negra - *Bulweria bulwerii*

A Alma-Negra (*Bulweria bulwerii*) é uma espécie pantropical que se reproduz nos três oceanos. A sua zona de reprodução estende-se desde o Atlântico oriental (Açores) até o Pacífico Sul (ilhas Marquesas) (Brooke, 2004).

A espécie é altamente pelágica. A sua dieta inclui principalmente peixes e lulas, embora também já se tenham encontrado crustáceos e mosquitos na dieta. Alimenta-se em grande parte durante a noite através de prospeção à superfície (Neves *et al.*, 2011a).

A população Macaronésia da Alma-Negra sobrepõe-se em grande parte durante a época não reprodutiva nas águas tropicais ao norte do Arquipélago de Saint Paul, e só as aves das populações do Norte exploram o Oceano Atlântico subtropical mais ao sul dos 20 ° (Ramos *et al.*, 2015). A época de reprodução começa em finais de abril e princípios de maio e dura até setembro (Monteiro *et al.*, 1996b).

Nos Açores, a Alma-Negra só se monitoriza no ilhéu da Vila. Realizou-se uma monitorização regular entre 2002 e 2012 (dados não publicados de Joël Bried). O ilhéu da Vila possui a maior população reprodutora conhecida no arquipélago e até há pouco tempo era considerado o limite norte para esta espécie. Em 2017 confirmou-se a existência de uma segunda colónia mais a norte, no ilhéu de Baixo na ilha Graciosa. Também na ilha Graciosa, suspeita-se que o ilhéu da Praia possui uma pequena colónia, no entanto a nidificação ainda não foi confirmada (Monteiro *et al.*, 1999).

A Alma-Negra é uma espécie abundante no arquipélago da Madeira, particularmente nas ilhas Desertas (45.000 casais reprodutores, Catry *et al.*, 2014), nidificando em menor número nas Selvagens (5000 casais reprodutoras, Zino e Biscoito, 1994), e poucos casais reprodutores no ilhéu do Farol (no extremo oriental de Madeira) e nos ilhéus de Porto Santo. Os escassos dados sobre a dispersão pós-nupcial (obtida em Selvagem Grande) sugerem que as aves migram do Sudoeste para as águas equatoriais profundas. As colónias da Alma-Negra nas Desertas e nas Selvagens são consideradas as principais áreas de reprodução no Oceano Atlântico (Catry *et al.*, 2014). A Alma-Negra só se monitorizará na Selvagem Grande, sendo que esta é uma colónia livre de predadores.

Embora a espécie se reproduza na maioria dos ilhéus e nas ilhas principais, foram selecionadas duas colónias nas Ilhas Canárias para a monitorização: A La Graciosa (com presença de predadores introduzidos) e Montaña Clara (livre de predadores introduzidos). No entanto, as áreas de nidificação dentro destes dois lugares estão fragmentadas, pelo que se delinearão vários polígonos para incluir um número significativo de casais.

A taxa de captura acidental (D1C1), a abundância através da contagem de ninhos (D1C2), parâmetros demográficos como o sucesso reprodutor e a taxa de sobrevivência (D1C3) e, a área de distribuição (D1C4)

foram os critérios selecionados para monitorizar esta espécie na sub-região da Macaronésia (1 UG nos Açores, 1 UG em Madeira e 2 UGs nas ilhas canárias).

Freira-do-Bugio - *Pterodroma deserta*

A Freira-do-Bugio (*Pterodroma deserta*) é considerada uma das espécies procellariiformes mais raras do mundo, com uma população estimada de 160-180 casais reprodutores (CR) que se considera estável. A reprodução ocorre entre princípios de junho e meados de novembro (Ramírez *et al.*, 2013). É considerada como "Vulnerável" segundo os critérios da IUCN, e a nidificação ocorre apenas numa área do ilhéu do Bugio (arquipélago de Madeira, Portugal). A sua área de distribuição abarca temperaturas subtropicais e tropicais com velocidades de vento intermédias e águas oligotróficas e inclui áreas de invernada identificadas no sudoeste, centro tropical e noroeste do oceano Atlântico Noroeste (Ramírez *et al.*, 2013). Também é uma espécie com uma alta fidelidade à área de invernada individual (Giménez *et al.*, 2016) que, segundo o mesmo autor, pode trazer problemas à sua conservação que depende, em grande medida, da flexibilidade dos adultos e da capacidade das gerações futuras em dispersar e utilizar novas áreas de invernada.

O "Instituto das Florestas e da Conservação da Natureza – IFCN" monitoriza a abundância usando a contagem de ninhos (D1C2), parâmetros demográficos como sucesso reprodutor e taxa de sobrevivência (D1C3) e área de distribuição (D1C4) desde 2004 (1UG Madeira).

Cory's shearwater - *Calonectis borealis*

Ocorreram dois censos globais de Cagarro (*Calonectris borealis*) nos Açores, mostrando uma diminuição em 2001 em comparação com 1996/7 (Bolton *et al.* 2001), que não é significativa devido à variação do 50% das taxas de ocupação anual sem mortalidade. No entanto, quando as condições ambientais/oceânicas não são ideais, as aves marinhas adultas podem, e com frequência o fazem, optar por adiar a reprodução para o ano seguinte (Newell *et al.*, 2016). A diminuição apresentada neste estudo pode explicar-se, e, portanto, descartar-se, pelo uso duma metodologia não padronizada entre os censos ou pelo comportamento do ano sabático. Se a população açoreana de cagarros se encontra num verdadeiro declínio, ou se a disparidade dos resultados se pode explicar à luz de fatores externos, é algo que deverá ser clarificado. Portanto, é crítico repetir, em todo o arquipélago, o censo do cagarro, para determinar o estado atual da população e avaliar os resultados anteriores, atualizando a tendência da população e o valor de referência de abundância populacional. O sucesso reprodutor (SR) do Cagarro foi determinado em algumas colónias nos Açores, incluindo a ilhéu da Vila, Ilha Santa Maria, durante o trabalho de campo do MISTIC SEAS II, realizou-se um censo completo desta colónia e atualizou-se a estimativa de população nidificante para este ilhéu. O sucesso reprodutor (SR) desta espécie também se determinou na ilha Corvo (desde 2009, exceto em 2013) no âmbito de um projeto LIFE e Projeto After-LIFE "Ilhas seguras para aves marinhas". Durante o período 2009-2011, também se avaliou o impacto dos mamíferos invasores na população e biologia do cagarro (Hervías *et al.*, 2013).

Nas Selvagens, Granadeiro *et al.*, (2006) estimaram 29.540 casais reprodutores em 2005. Não há estimativas precisas para as restantes ilhas da Madeira, Desertas e Porto Santo. No caso de Selvagem Grande, houve um crescimento de 4,6% por ano no número de casais reprodutores desde o princípio da década de 1980, e a população ainda está recuperando dos massacres de 1975 e 1976. A Selvagem Grande tem uma boa densidade de ninhos acessíveis, bastante fáceis de monitorizar. A maioria dos ninhos estão nas paredes e foi delineado um perímetro que inclui todos estes ninhos e que se deve examinar

novamente para aferir a abundância das espécies na área. Realizou-se nos últimos 20 anos uma monitorização regular e concluiu-se que é uma colónia livre de predadores.

Não há muitos dados disponíveis para as Ilhas Canárias, embora a abundância da espécie pareça estar estável (Rodrigues *et al.*, 2012). A única estimativa de população para todo o arquipélago data de finais de 1980, quando se estimaram à volta de 30.000 casais (Martín *et al.*, 1987). No entanto, as estimativas recentes e mais locais parecem indicar que a população das Ilhas Canárias deve ser muito maior. Por exemplo, estimaram-se mais de 10.000 casais só no ilhéu da Alegranza (Rodríguez *et al.*, 2003).

A taxa de captura acidental (D1C1), a abundância usando a contagem de ninhos (D1C2), parâmetros demográficos como sucesso reprodutor e taxa de sobrevivência (D1C3) e área de distribuição (D1C4) foram os critérios propostos para monitorizar esta espécie na sub-região macaronésia (7 UG nos Açores, 1 UG na Madeira e 2 UG nas Ilhas Canárias).

Frulho - *Puffinus Iherminieri*

O Frulho (*Puffinus Iherminieri*) é uma espécie pelágica que se encontra normalmente em alto mar. Reproduz-se em ilhas oceânicas e ilhéus rochosos, ocupando escarpas e encostas terrestres, geralmente com pouco mais que vegetação herbácea, ou entre rochas. A recente revisão da taxonomia do complexo *Puffinus assimilis* / *P. Iherminieri* levou a BirdLife International (2014) a sugerir que se deve considerar a nidificação de *P. baroli* nas ilhas Açores, Madeira, Selvagens e as Ilhas Canárias e *P. boydi* nas ilhas de Cabo Verde como subespécie de *P. Iherminieri*. O Frulho é colonial, e frequentemente habita em densidades baixas por vezes em colónias mistas com outras espécies, por exemplo o Cagarro, que podem apoderar-se dos seus ninhos (Monteiro *et al.*, 1996b). O Frulho é uma pardela não-migratória com um regime alimentar de nível trófico mais baixo entre as aves marinhas da Macaronésia, que mostra atividade diurna e noturna e se alimenta mais profundamente na coluna de água de pequenos lulas e peixes. Apresentando diferentes comportamentos depois do período de nidificação, as aves dispersam em todas as direções e até 2500 km desde a colónia (fora de América do Norte) e alimentam-se a níveis tróficos mais altos principalmente a sul da colónia, a norte das Ilhas Canárias (Bécares *et al.*, 2016) enquanto se alimentam a níveis tróficos mais baixos durante o período de alimentação das crias (Neves *et al.*, 2012). Reproduz-se desde dezembro-janeiro até finais de maio, entre rochas ou em tocas escavadas (Monteiro *et al.* 1996b).

A Selvagem Grande tem a maior população da espécie, com cerca de 2050 a 4900 casais reprodutores (Oliveira e Moniz, 1995), ocorre nas restantes ilhas do arquipélago, em números aparentemente mais pequenos. Os dados recentes sugerem uma significativa diminuição da população nidificante nas Selvagens.

A taxa de captura acidental (D1C1), a abundância usando a contagem de ninhos (D1C2), parâmetros demográficos como sucesso reprodutor e taxa de sobrevivência (D1C3) e, área de distribuição (D1C4) foram os critérios propostos para monitorizar esta espécie na sub-região macaronésia. (2 UG nos Açores, 1 UG na Madeira e 2 UGs nas Ilhas Canárias).

Freira-da-Madeira - *Pterodroma madeira*

A Freira-da-Madeira (*Pterodroma madeira*) é uma ave marinha que nidifica em tocas, endémica da ilha de Madeira e classificada como "Em perigo de extinção" (Groombridge, 1993; BirdLife International, 2018a). Adicionalmente, está incluída no Anexo I da Diretiva de Aves Selvagens da UE (Diretiva 79/409/CEE, 1979). A área de reprodução está limitada às montanhas centrais de Madeira (Zino *et al.*, 1995), conhecida como "Maciço Montanhoso Oriental", designada como Zona de Proteção Especial, e a única área de nidificação conhecida da Freira-da-Madeira. Esta ZPE possui habitats únicos, com um alto valor de conservação, onde várias ações de gestão contribuíram para aumentar o tamanho da população

de 30-40 para 65-80 (CR) no âmbito do Projeto LIFE00 NAT / P / 007097, para a conservação da Freira-da-Madeira através da recuperação do seu habitat em 2001/2006, e que foi coordenado pelo IFCN e pela RAM. Esta pardela é uma espécie colonial e, na época pré-nidificação, realiza voos noturnos por cima dos ninhos durante os quais emite chamamentos característicos. A reprodução ocorre entre março e outubro em tocas nas escarpas onde a vegetação não está afetada por herbívoros (Zino *et al.*, 2001). Em 2010, devido a um grande incêndio, a SPEA e a Birdlife International através do *Just Giving* e do *Mark Constantine Fund* recolheram fundos que permitiram as ações de gestão do IFCN e da RAM, minimizando os danos causados e restaurando o habitat de nidificação.

A abundância mediante a contagem de ninhos, as taxas de chamamentos (D1C2) e parâmetros demográficos como sucesso reprodutor e taxa de sobrevivência (D1C3) foram os critérios monitorizados na Madeira pelo IFCN e pela RAM desde 1986 e foram implementadas ações de gestão por parte das mesmas entidades (controle de mamíferos invasivos) o que levou lentamente à recuperação do tamanho populacional da espécie.

Aves que se alimentam à superfície

Painho-da-Madeira - *Hydrobates castro*

O Painho-da-Madeira (*Hydrobates castro*) reproduz-se na maioria das ilhas oceânicas no Atlântico tropical e subtropical e no Oceano Pacífico. Esta espécie marinha é altamente pelágica, encontra-se em águas quentes e raramente se aproxima de terra, exceto perto das colónias de nidificação. Alimenta-se principalmente de crustáceos planctónicos, peixes e lulas, mas também se alimenta de resíduos antropogénicos. Alimenta-se principalmente durante o dia com mergulho, mas também mediante prospeção à superfície. A sua época de nidificação varia localmente formando colónias em ilhéus não perturbados, em áreas planas perto do mar ou em falésias (do Hoyo *et al.*, 1992).

Nos Açores, cinco ilhas principais têm ilhéus com colónias de reprodução confirmadas: Santa Maria, São Jorge, Graciosa, Flores e Corvo, com 8 colónias em total (Monteiro *et al.*, 1999). Esta espécie reproduz-se em ilhéus circundantes e escarpados inacessíveis existentes nas ilhas, o que dificulta a monitorização da sua abundância.

Não há uma estimativa precisa sobre o Painho-da-Madeira (população de inverno e verão) no arquipélago da Madeira. Reproduz-se nas ilhas Desertas e nas ilhas Selvagens. O último censo indica 10,000 aves à volta de Madeira, mas na sua maioria agrupados nas ilhas Desertas e Selvagens (Equipa Atlas, 2008a).

A taxa de captura acidental (D1C1), a abundância usando a contagem de ninhos (D1C2), parâmetros demográficos como sucesso reprodutor e taxa de sobrevivência (D1C3) e, a área de distribuição (D1C4) foram os critérios propostos para monitorizar esta espécie na sub-região da macaronésia. (4 UG nos Açores, 1 UG na Madeira e 2 UG nas Ilhas Canárias).

Garajau-comum - *Sterna hirundo*

O Garajau-comum (*Sterna hirundo*) é monitorizado anualmente nas nove ilhas de as Açores desde 1991 (exceto em 2005 e 2013), e começou a ser monitorizado no ilhéu da Praia em 1989 (Bried e Neves, 2015). Este trabalho é, contudo, dificultado pela inacessibilidade da maioria das colónias e/ou a predação excessiva de ovos e crias (pelos estorninhos europeus, as gaivotas de patas amarelas...) nos locais mais acessíveis (por exemplo, os ilhéus da Praia e Vila), fazendo com que a recolha de dados e os estudos sobre a reprodução de garajaus sejam extremamente difíceis de realizar.

A população do Garajau-comum no Arquipélago dos Açores é substancial (~ 3000 casais Neves *et al.*, 2011a) e reproduz-se em todas as ilhas dos Açores, principalmente na costa e nos pequenos ilhéus (inacessível). A população nidificante de Garajau-comum do Atlântico noroeste passa o período não reprodutor (invernada) ao longo da costa de África Ocidental (Wernham *et al.*, 2002) e alguns garajaus das Açores emigram para a costa de América do Sul (Neves *et al.*, 2015). A época de nidificação começa em abril e dura até setembro. Os garajaus alimentam-se muito perto das colónias e fazem imersões pouco profundas mediante mergulho.

A taxa de captura acidental (D1C1), a abundância mediante a contagem de ninhos, ninhos aparentemente ocupados e contagens em voo (D1C2), o sucesso reprodutor (D1C3) e, a área de distribuição (D1C4) foram os critérios monitorizados nos Açores, principalmente através dos programas MONIAVES e POPA pela DRAM. Devido à população residual da Madeira, não existe nenhum programa de monitorização atual para a espécie. Propôs-se monitorizar a abundância (D1C2) e a extensão (D1C4) nas Ilhas Canárias.

Painho-de-Monteiro - *Hydrobates monteiroi*

O Painho-de-Monteiro (*Hydrobates monteiroi*) é uma espécie procellariiforme pequena endémica dos Açores. A espécie reproduz-se de abril a setembro, numa pequena população que se limita a três ilhéus: os ilhéus da Praia e de Baixo, frente à ilha Graciosa (Bolton *et al.*, 2008) e o ilhéu sentado (Alagoa) frente à ilha das Flores, onde recentemente se confirmou a reprodução através da contagem de pontos e do registo da intensa atividade de chamamentos, durante toda a época de reprodução (através de unidades de registo autónomas; Oliveira *et al.*, 2016). O seu limite de extensão de reprodução e a sua pequena população, estimada entre 250-999 indivíduos (BirdLife International, 2018b), faz que esta espécie seja altamente suscetível aos eventos estocásticos e, apesar dos esforços de erradicação, o seu habitat de reprodução corre o risco de reintrodução de mamíferos e é vulnerável a ameaças que ainda existem, tais como répteis ou aves predadoras. A população desta espécie está classificada como vulnerável pela IUCN (Bolton *et al.*, 2008).

A espécie separou-se recentemente do Painho-da-Madeira, que se reproduz no inverno, baseando-se na diferenciação morfométrica e vocal e, da análise genética (Bolton *et al.*, 2008). Os ninhos são tocadas escavadas no chão (Fjeldså e Kirwan, 2014). A sua dieta é pouco conhecida, mas crê-se que consiste em peixes pequenos e lulas, e geralmente alimenta-se de presas dum nível trófico mais alto do que o painho-da-Madeira (*Hydrobates castro*, Bolton *et al.*, 2008). A movimentação desta espécie é praticamente desconhecida, mas pensa-se que se alimenta durante todo o ano no mare à volta dos Açores (Fjeldså e Kirwan, 2014). Durante a época de reprodução, os adultos alimentam-se até a 500 km da colónia (Paiva *et al.*, 2018). A alimentação ocorre à superfície e mediante imersões pouco profundas (Bried, 2005).

A taxa de captura acidental (D1C1), a abundância usando a contagem de ninhos ou a taxa de chamamentos (D1C2), parâmetros demográficos como o sucesso reprodutor e a taxa de sobrevivência (D1C3) e, a área de distribuição (D1C4) foram os critérios propostos nas três colónias das Açores. Nos ilhéus Sentado (Ilha das Flores) e de Baixo (Ilha da Graciosa) só se monitorizou o critério D1C2, através da taxa de vocalizações.

Garajau-rosado - *Sterna dougallii*

A abundância populacional do Garajau-rosado (*Sterna dougallii*) europeu está compreendida entre 1.900 a 2.400 CR, 53-63% nos Açores, 31-39% em Irlanda e o 2-3% em Grande Bretanha (Wernham *et al.*, 2002). As tendências da população na Europa e América do Norte estão bem documentadas, mas a monitorização anual dos Açores só começou em 1989. A população no arquipélago flutuou desde então entre 400 e 1.200 CASAS REPRODUTORES (Neves, 2005). O estado de conservação considera-se como "Em perigo". A época de nidificação começa em abril e dura até setembro. Os garajaus-rosado alimentam-se muito perto das colónias e fazem imersões pouco profundas mediante mergulho. Desde 1991 (exceto em 2005 e 2013), realizaram-se censos anuais nas nove ilhas dos Açores. Esta monitorização é difícil devido à inacessibilidade da maioria das colónias e/ou a predação excessiva de ovos e crias (pelos estorninhos europeus *Sturnus vulgaris granti*, gaivotas de patas amarelas *Larus michahellis atlantis* e as rolas-do-mar *Arenaria interpres*) nos locais mais acessíveis (por exemplo, ilhéus da Praia e da Vila), fazendo com que a recolha de dados e os estudos sobre a reprodução de garajaus sejam extremamente difíceis de realizar.

A taxa de captura acidental (D1C1), a abundância mediante a contagem de ninhos, ninhos aparentemente ocupados e contagens em voo (D1C2), o sucesso reprodutor (D1C3) e, a área de distribuição (D1C4) foram os critérios monitorizados nos Açores através dos programas MONIAVES e POPA pela DRAM. Devido à população residual de Madeira, não existe nenhum programa de monitorização atual para a espécie.

Calcamar - *Pelagodroma marina*

O Calcamar (*Pelagodroma marina*) reproduz-se em várias ilhas tropicais, subtropicais e temperadas em ambos os hemisférios, mas alguns aspetos da sua biologia reprodutiva são ainda pouco conhecidos. A subespécie europeia P.m. *hypoleuca* quase se limita a um pequeno arquipélago, as ilhas Selvagens, a cerca de 300 km ao sul da ilha de Madeira. Devido à sua distribuição limitada, esta subespécie é relativamente vulnerável à extinção. A época de nidificação ocorre desde meados de dezembro até meados de agosto (Campos e Granadeiro, 1999) que estimaram a população de Selvagem Grande em 36.000 casais reprodutores. O tamanho populacional de Calcamar (*Pelagodroma marina*) pode ser maior do que se pensava anteriormente, com uma nova estimativa de pelo menos 62.550 casais nos dois ilhéus, Selvagem Pequena e ilhéu de Fora (Catry *et al.*, 2010). Esta estimativa ainda tem uma margem considerável de incerteza, e são necessários mais estudos para determinar o tamanho desta população.

A abundância, a demografia e a área de distribuição do Calcamar são monitorizados desde 1996 pelas equipas de investigação Granadeiro & Catry na Madeira. Propõe-se monitorizar a área de distribuição (D1C4) nas Ilhas Canárias, e também a abundância usando a contagem de ninhos (D1C2).

MAMÍFEROS

Os três arquipélagos da Macaronésia possuem uma das maiores diversidades de mamíferos marinhos registada nas águas do Atlântico Europeu, com quase 40 espécies registadas até o momento (Martín *et al.*, 2009; Prieto e Silva, 2010; Freitas *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2014). No entanto, muitas dessas espécies são apenas raramente ou ocasionalmente avistadas e, portanto, difíceis de monitorizar sistematicamente. Além disso, mesmo aquelas espécies regularmente encontradas nas águas macaronésias fazem geralmente parte de populações biológicas maiores cujo alcance se estende além das águas da Macaronésia. Por estas razões, a avaliação da DQEM foi baseada num subconjunto de espécies / populações para as quais se podem obter informações robustas sobre a sua abundância.

CrITÉRIOS mais específicos, baseados na Avaliação Inicial Espanhola de mamíferos marinhos (ver Santos e Pierce, 2015) foram usados para selecionar UGs de mamíferos marinhos (tabela 2) a serem avaliadas para a DQEM na sub-região da Macaronésia:

1. Representatividade de diferentes ambientes (águas costeiras/encostas, águas oceânicas, desfiladeiros submarinos) ou nichos tróficos (zooplânctívoros, piscívoros, teutófagos).
2. Existência de estimativas de abundância absoluta (suficientemente precisas para permitir a deteção de tendências).
3. Prioridade noutras legislações, ou seja, espécies listadas na Diretiva Habitats da UE e outros acordos internacionais.
4. Identificação de ameaças onde os impactos podem estar relacionados com a abundância / estado da população total e quantificados usando um dos indicadores propostos.

O quadro 1 da Decisão da Comissão 2017/848 / UE (2017) define os grupos de espécies do descritor 1 do DQEM. Estão listados quatro grupos diferentes de mamíferos marinhos baseados nas características e usos do habitat. As seguintes espécies de mamíferos marinhos foram selecionadas como espécies indicadoras para a sub-região da Macaronésia com base na classificação proposta:

- **Pequenos cetáceos :**
 - Golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*)
 - Roaz (*Tursiops truncatus*)
 - Golfinho-comum (*Delphinus delphis*)
- **Cetáceos odontocetos de águas profundas:**
 - Zífio (*Ziphius cavirostris*)
 - Golfinho-de-Risso (*Grampus griseus*)
 - Baleia-piloto-tropical (*Globicephala macrorhynchus*)
 - Cachalote (*Physeter macrocephalus*)
- **Baleias de barbas:**
 - Baleia-de-Bryde (*Balaenoptera edeni*)
 - Baleia-comum (*Balaenoptera physalus*)
- **Focas:**
 - Foca-monge (*Monachus monachus*)

Table 2: Quadro 2: Espécies de mamíferos marinhos (elementos) e grupos de espécies (características) propostos para monitorização nos arquipélagos da Macaronésia nos Açores, Madeira e Ilhas Canárias. Apenas os critérios em azul foram avaliados neste documento.

Característica	Nome comum	Nome científico	Açores	Madeira	Ilhas Canárias
Pequenos cetáceos odontocetos	Golfinho-pintado-do-Atlântico	<i>Stenella frontalis</i>	D1C1/D1C2	D1C2	D1C2
	Roaz	<i>Tursiops truncatus</i>	D1C1/D1C2/D1C3	D1C2/D1C3	D1C2/D1C3
	Golfinho-comum	<i>Delphinus delphis</i>		D1C2	
Baleias de barbas	Baleia-de-Bryde	<i>Balaenoptera edeni</i>		D1C2	D1C2
	Baleia-comum	<i>Balenoptera physalus</i>	D1C1/D1C2		
Cetáceos odontocetos de águas profundas	Zífió	<i>Ziphius cavirostris</i>			D1C2/D1C3
	Golfinho-de-Risso	<i>Grampus griseus</i>	D1C1/D1C2/D1C3		
	Baleia-piloto-tropical	<i>Globicephala macrorhynchus</i>		D1C2/D1C3	D1C2/D1C3
	Cachalote	<i>Physeter macrocephalus</i>	D1C1/D1C2/D1C3	D1C1	D1C1/D1C2/D1C3
Focas	Foca-monge	<i>Monachus monachus</i>		D1C1/D1C2/D1C3	

Pequenos cetáceos odontocetos

Golfinho-pintado-do-Atlântico - *Stenella frontalis*

O golfinho-pintado-do-atlântico (*Stenella frontalis*) é um pequeno delfínido endémico do Atlântico tropical e temperado quente, variando entre 50 ° N e cerca de 25 ° S. No Atlântico Nordeste, encontra-se principalmente em águas pelágicas, onde se alimenta de pequenos peixes e lulas epi- e mesopelágicas (Herzing e Perrin, 2018).

O golfinho-pintado-do-atlântico foi identificado como um UG comum para os três arquipélagos da Macaronésia, sendo uma das espécies mais abundantes nesta área. Dada a sua distribuição oceânica e dependência de presas pelágicas, foi considerada uma boa espécie indicadora para avaliar o BEA dos ecossistemas pelágicos. Além disso, a distribuição da espécie parece estar fortemente ligada à temperatura da água e à produtividade primária (Griffin e Griffin, 2004; Tobeña *et al.*, 2016) (o que possivelmente afeta a distribuição de suas presas preferidas) e a sua abundância pode fornecer um bom indicador das mudanças induzidas pelo clima nos ecossistemas marinhos da região.

Esta espécie é sazonalmente abundante nos Açores. Os primeiros avistamentos nos Açores ocorrem geralmente no início de maio, com a maior abundância relativa em julho / agosto, dependendo do ano, e

em outubro as espécies abandonam a área (Silva *et al.*, 2014). Os golfinhos-pintados do Atlântico são amplamente distribuídos nos Açores e ocupam uma vasta gama de tipos de habitats com uma distribuição oceânica típica (Silva *et al.*, 2014; Tobeña *et al.*, 2016). A população de golfinhos-pintados do Atlântico dos Açores não é geneticamente diferenciada da população do arquipélago da Madeira (Quérouil *et al.*, 2010). Apesar de não ter havido comparações com os golfinhos das Ilhas Canárias, os amplos movimentos das espécies e a sua presença sazonal nos Açores e na Madeira sugerem que uma única população ocorre nas águas da Macaronésia. Os golfinhos-pintados do Atlântico são também sazonalmente abundantes na Madeira, aparecendo principalmente no Verão e no Outono, mas também se observaram o resto do ano (Freitas *et al.*, 2014a). O golfinho-pintado-do-atlântico usa as águas costeiras do arquipélago da Madeira para alimentação (principalmente pequenos peixes pelágicos), repouso, socialização e parto (Freitas *et al.*, 2014a). A presença sazonal dos golfinhos pintados do Atlântico reduz a sua exposição a impactos humanos locais nas águas costeiras, mas os seus amplos movimentos e o uso considerável de águas offshore tornam-nos potencialmente vulneráveis, direta ou indiretamente, à pesca e outras atividades humanas no oceano aberto. Esta espécie é também alvo de embarcações de observação de cetáceos, sendo a segunda espécie mais observada na Madeira com 23% de todos os avistamentos (Freitas *et al.*, 2014a). Nas Ilhas Canárias, esta espécie está presente durante todo o ano em todo o arquipélago, com relativamente menos avistamentos durante os meses de Verão, quando é sazonalmente mais abundante nos Açores e na Madeira.

A avaliação desta espécie concentra-se na taxa de captura acidental (D1C1) e na sua abundância (D1C2) e a monitorização é realizada utilizando transetos lineares com a metodologia de “métodos de amostragem à distância” nos três arquipélagos da Macaronésia.

Roaz - *Tursiops truncatus*

O roaz (*Tursiops truncatus*) habita águas temperadas, subtropicais e tropicais em todo o mundo. São encontrados principalmente em áreas costeiras (lagoas, baías, estuários e habitats marinhos) e sobre a plataforma continental, mas algumas populações vivem principalmente em águas pelágicas. Os roazes costeiros alimentam-se principalmente de peixes bentónicos, enquanto os roazes oceânicos dependem mais de presas epipelágicas e mesopelágicas (Wells e Scott, 2018).

É uma das espécies mais frequentemente avistadas nos três arquipélagos da Macaronésia. Esta espécie é representativa dos habitats costeiros insulares, dos montes submarinos e pode ser usada para avaliar o estado ambiental dos ecossistemas.

. Esta espécie está presente durante todo o ano nos Açores, principalmente em áreas pouco profundas em torno das ilhas e dos montes submarinos (Silva *et al.*, 2014; Tobeña *et al.*, 2016). Métodos de identificação fotográfica e dados genéticos indicam que os roazes nos Açores constituem uma população única, mas aberta e composta por várias comunidades geográficas que interagem com comunidades vizinhas e outros golfinhos de fora do arquipélago (Quérouil *et al.*, 2007; Silva, 2008). Estudos genéticos mostram que não há mais de uma população dentro do arquipélago dos Açores e que os golfinhos dos Açores não são geneticamente diferenciados dos golfinhos que ocorrem na Madeira ou nas águas do Nordeste Atlântico (Quérouil *et al.*, 2007; Louis *et al.*, 2014), mas são geneticamente distintos das populações costeiras que vivem no Reino Unido, Irlanda, França e Espanha, e dos golfinhos do Mediterrâneo do Estreito de Gibraltar e do Mar de Alboran (Louis *et al.*, 2014). Assim, os roazes que ocorrem nos Açores fazem parte da população offshore de golfinhos roazes do Atlântico Norte.

No entanto, dados de foto-identificação indicam que dentro da população de golfinhos-roazes que habitam as águas dos Açores, existem vários grupos que estão associados às ilhas. Um destes grupos, composto por 44 golfinhos, ocupa um território localizado nas ilhas do Faial e do Pico, e mostra uma forte fidelidade ao local (Silva *et al.*, 2008, 2009, 2012). Um segundo grupo aparece em S. Miguel (Silva *et al.*, 2008). Embora esses grupos residentes não sejam geneticamente diferenciados da população de golfinhos roazes em alto-mar, eles têm padrões distintos de distribuição e podem constituir uma unidade ecológica ou demográfica única.

Os grupos de golfinhos residentes apresentam uma sobreposição com as áreas utilizadas intensivamente por operadores de observação de baleias, sendo os golfinhos expostos a esses barcos diariamente (Silva *et al.*, 2012). Encontros repetidos com embarcações de observação de baleias podem resultar em stress crónico e/ou interrupção repetida de comportamentos críticos, levando à redução da aptidão física dos indivíduos, comprometendo a viabilidade a longo prazo do grupo residente. Por serem grupo costeiros, estes grupos estão também expostos a outros impactos, como a perda de habitat, o tráfego marítimo e o ruído, o lixo marinho, as capturas acidentais pela pesca e depleção das suas presas.

Utilizando modelos de recaptura de marcas aplicados a dados de foto-identificação, Silva *et al.* (2009) estimou a população de golfinhos roazes do Faial e do Pico em 334 adultos (IC 95% = 237-469; CV = 0,10) e 311 sub-adultos (IC 95% = 212-456; CV = 0,13). Esses conjuntos de dados podem também ser usados para fornecer estimativas das taxas de sobrevivência para essa população.

Os golfinhos roazes têm uma presença permanente nas águas costeiras da Madeira, com uso preferencial de águas com profundidade menor a 1000 m a sudeste, a leste e a nordeste da ilha da Madeira. Fazem parte de uma população maior oceânica do Atlântico Norte (Quérouil *et al.*, 2007), sendo que a maioria dos animais (82%) são avistados apenas uma vez nessas águas (animais transientes) e uma proporção muito menor são re-avistada (animais associados à ilha) (Dinis, 2014). Ambos os ecótipos usam as águas da Madeira para alimentação, socialização, repouso, reprodução e parto, mas os animais associados às ilhas são mais vulneráveis aos impactos humanos locais devido à sua distribuição costeira (Freitas *et al.*, 2014b; Dinis *et al.*, 2016).

Foram considerados dois MUs para cada arquipélago na Madeira e nas Ilhas Canárias para esta espécie, nomeadamente: UG-I - todos os golfinhos-roazes que utilizam as águas costeiras da Madeira e Canárias (transientes e animais associados a ilhas); UG-II - animais associados à ilha. Apenas uma UG foi considerada nos Açores. Limitações metodológicas impediram o uso de uma metodologia comum para estimar a abundância de animais ao largo e associados a ilhas. Para superar essa limitação, uma estimativa geral da abundância foi obtida para UG-I (animais transientes e associados a ilhas) usando métodos de amostragem por métodos de amostragem à distância (AD), enquanto os grupos mais vulneráveis associados à ilha (UG-II) são monitorizados usando metodologia de foto-identificação/marcação-recaptura (FI). Ao adotar essas duas MUs locais, será possível monitorizar mudanças na abundância de animais transientes que utilizam a área, bem como de animais associados à ilha, e tentar compreender se os fatores que determinam eventuais mudanças são, ou não, locais.

Alguns movimentos de indivíduos entre as ilhas ocidentais das Ilhas Canárias (El Hierro, La Palma, La Gomera e Tenerife) (Tobeña *et al.*, 2014) foram registrados, indicando que pelo menos 20% dos golfinhos nas ilhas ocidentais viajam entre diferentes Zonas Especiais de Conservação (ZECs). Embora uma alta proporção de golfinhos roazes seja vista apenas uma vez nessas águas (animais transientes), outros foram re-avistados várias vezes e podem pertencer a comunidades associadas a ilhas.

Devido à sua distribuição costeira e à presença durante todo o ano, os roazes associados a ilhas podem ser altamente suscetíveis a impactos humanos locais, incluindo aqueles derivados da exposição regular a

barcos de observação de baleias, tráfego marítimo, perda de habitat e captura acidental por pesca. Além disso, os roazes associados a ilhas podem constituir unidades ecológicas ou demográficas únicas e devem ser monitorizados em separado das populações oceânicas. Assim, foram considerados dois MUs para esta espécie nos três arquipélagos da Macaronésia: UG-I - todos os golfinhos-roazes que utilizam as águas costeiras da Madeira e das Ilhas Canárias (inclui golfinhos associados a alto mar e ilhas); UG-II - golfinhos roazes associados à ilha.

A avaliação desta espécie está focada na taxa de captura acidental (D1C1) e sua abundância. A abundância populacional (D1C2) da UG-I é estimada usando a metodologia de *Distance Sampling* (DS). A abundância populacional (D1C2) e as características demográficas (taxa de sobrevivência) (D1C3) dos grupos associados a ilhas (UG-II) são monitorizadas usando métodos de captura e recaptura (MCR).

Golfinho-comum - *Delphinus delphis*

O golfinho-comum (*Delphinus delphis*) tem uma presença sazonal nas águas costeiras da Madeira e das Canárias, principalmente no Inverno e na Primavera. Ainda assim, alguns grupos são vistos durante todo o ano. Estes animais pertencem a uma população oceânica maior que inclui os golfinhos comuns dos Açores, como mostra a ausência de diferenças genéticas entre os mesmos (Quérouil *et al.*, 2010).

O golfinho-comum está presente durante todo o ano nos Açores e é a espécie mais frequentemente observada desde o final do Outono até ao início da Primavera. No entanto, os avistamentos desta espécie diminuem significativamente na Primavera e no Verão (Silva *et al.*, 2014), época na qual os transetos para monitorização da abundância são mais prováveis devido a melhores condições climáticas, pelo que podem ser insuficientes para estimativas robustas de abundância. Por esta razão, esta espécie não foi considerada um indicador adequado para os Açores.

O Golfinho-comum é proposto como espécie indicadora da Madeira devido à sua distribuição oceânica, ocupando um nicho ecológico específico associado às águas pelágicas, alimentando-se de presas também alvo de pesca (pequenos peixes pelágicos) e interagindo mais frequentemente que outras espécies de cetáceos com os barcos de pesca do atum (Nicolau *et al.*, 2014). O exame de animais arrojados ao longo dos anos mostrou evidência de mortalidade nesta espécie relacionada com atividades humanas, nomeadamente poluição, capturas acidentais e morte intencional; embora esses impactos pareçam estar num nível bastante baixo (dados não publicados do Museu da Baleia, Madeira).

A avaliação desta espécie está baseada na sua abundância (D1C2) e a monitorização deve ser feita usando a metodologia de amostragem de métodos de amostragem à distância.

The assessment of this species is focused on its abundance (D1C2) and the monitoring should be done using the line-transect distance sampling methodology.

Baleias de barbas (misticetos)

Baleia-de-Bryde - *Balaenoptera edeni*

A baleia-de-Bryde (*Balaenoptera edeni*) é proposta para ser avaliada como uma UG para a Madeira com um programa de monitorização de foto-identificação (MISTIC SEAS, 2016a). Mas não para os Açores porque raramente é avistado na área (Silva *et al.*, 2014).

Esta espécie ocupa um nicho ecológico específico nas águas pelágicas oceânicas a um baixo nível trófico na cadeia alimentar marinha. A sua avaliação pode acrescentar informações adicionais, úteis na avaliação global do estado ambiental do ambiente pelágico na Macaronésia, complementando a informação resultante da avaliação do estado ambiental do golfinho-pintado-do-atlântico e das UGs dos golfinhos-comuns.

As baleias-de-Bryde apenas foram descritas recentemente nas águas da Madeira (Freitas *et al.*, 2004, 2014b; Alves *et al.*, 2010). O primeiro avistamento confirmado foi em 2003, apesar do esforço de amostragem anterior, tanto por plataformas dedicadas como por barcos para observação de baleias. Esta espécie tem sido regularmente avistada desde então, de Junho a Novembro (Freitas *et al.*, 2012). Alguns animais, incluindo algumas crias, foram também observadas no Inverno, sugerindo que a Madeira pode ser usada como área de alimentação e parto para as espécies.

Esta espécie é a baleia mais comum nas águas das Canárias, presente durante todo o ano, com um maior número de avistamentos registados entre Abril e Outubro. O arquipélago das Canárias é uma área de reprodução e alimentação para esta espécie, conforme destacado pelas observações realizadas no mar pela SECAC.

Foram obtidos avistamentos suficientes destas espécies durante o programa piloto de monitorização OCEANIC na Madeira, pelo que foi possível obter uma estimativa de abundância. A avaliação desta espécie é baseada na sua abundância (D1C2) e a monitorização é realizada utilizando a metodologia de amostragem por métodos de amostragem à distância, podendo também ser estimada a partir de foto-identificação, tal como proposto no MISTIC SEAS TR 1 (2016a).

Baleia-comum - *Balaenoptera physalus*

A baleia-comum (*Balaenoptera physalus*) foi descrita em todos os oceanos do mundo. A sua distribuição global inclui latitudes temperadas e polares, com uma exceção nas águas equatoriais. Acredita-se que a espécie realiza migrações regulares sazonais entre áreas de reprodução de baixa latitude no Inverno e áreas de alimentação de alta latitude no Verão. As baleias-comuns alimentam-se de uma grande variedade de organismos, incluindo euphausiídeos e peixes de cardume (Aguilar e García-Vernet, 2018).

A baleia-comum é proposta como uma UG nos Açores, principalmente porque ocupa um nicho único, numa posição intermédia-baixa na cadeia alimentar. Como tal, espera-se que esta espécie responda rápida e fortemente às mudanças nas propriedades físicas, químicas e hidrográficas do ecossistema pelágico, bem como à sua contaminação.

Nos Açores, as baleias-comuns são observadas principalmente desde a Primavera até ao início do Verão, ao longo das margens das ilhas do grupo central e em águas abertas entre os grupos de ilhas; embora a espécie tenha sido detetada acusticamente também durante o Outono e o Inverno (Silva *et al.*, 2014). Estudos de telemetria via satélite mostram que a região em torno dos Açores constitui uma área de alimentação a meia latitude para esta espécie (Silva *et al.*, 2013) e a sua ocorrência na área está associada à produtividade sazonal (Tobeña *et al.*, 2016). As baleias-comuns encontradas nos Açores na Primavera e no Verão migram para áreas onde procuram alimentos na Gronelândia-Islândia (Silva *et al.*, 2014) e pertencem a uma única população de baleias-comuns que se considera existir no Atlântico Norte com base em análises genéticas (Bérubé *et al.*, 1998).

Os critérios propostos para monitorizar este UGs são a taxa de captura acidental (D1C1) e a abundância populacional (D1C2) das baleias-comuns utilizando as águas costeiras do arquipélago dos Açores, utilizando a metodologia de amostragem *distance sampling*.

Cetáceos odontocetos de águas profundas

Zífiu - *Ziphius cavirostris*

As zífiu (*Ziphius cavirostris*) ocorrem nos Açores e na Madeira, mas na maioria dos anos, os avistamentos são insuficientes para permitir obter estimativas robustas de abundância através de métodos de amostragem *distance sampling*. Ao contrário do que acontece nas Ilhas Canárias, as zífiu nos Açores e na Madeira são muito evasivas e só raramente podem ser fotografadas para foto-identificação. Pelas razões

acima expostas, a espécie foi considerada difícil de monitorizar e um fraco indicador do BEA nestes arquipélagos.

As zífio estão presentes durante todo o ano nas Ilhas Canárias com alto grau de residência descrito para algumas áreas (por exemplo, a área sul da ilha de El Hierro, Reyes *et al.*, 2015 e áreas orientais de Lanzarote e Ilhas de Fuerteventura). Com base na existência destes principais focos no arquipélago, foram identificados dois UGs separados nas Ilhas Canárias: ilhas UG-I orientais (principalmente na ilha El Hierro) e ilhas UG-II ocidentais (principalmente nas zonas orientais das ilhas de Lanzarote e Fuerteventura).

O zífio é a espécie mais abundante de baleia de bico relacionada com eventos de arrojamento em massa que ocorreram em diferentes partes do mundo, incluindo as Ilhas Canárias em várias ocasiões (Santos *et al.*, 2007; Fernández *et al.*, 2009). As baleias-de-bico são consideradas especialmente suscetíveis a fontes de ruído e, por essa razão, são o melhor indicador entre as espécies de cetáceos para detetar a pressão do ruído antropogénico, uma pressão com potenciais efeitos no nível da população em alguns casos.

Por esse motivo, os zífios foram selecionadas como espécies indicadoras nas Ilhas Canárias para avaliar o BEA em habitats de águas profundas (MISTIC SEAS, 2016a). O método proposto para monitorizar esta UM é a amostragem por *distance sampling* e foto-identificação (FI) para avaliar sua abundância (D1C2) e parâmetros demográficos (D1C3).

Golfinho-de-Risso - *Grampus griseus*

Os golfinhos-de-Risso (*Grampus griseus*) estão distribuídos por todo o mundo nos oceanos temperados e tropicais, com uma preferência aparente por habitats de plataforma íngreme com profundidades entre 400 e 1000 m de profundidade. Esta espécie alimenta-se principalmente de cefalópodes de águas médias e profundas (Hartman, 2018).

Os golfinhos-de-Risso estão presentes durante todo o ano nos Açores, onde tendem a ocupar águas mais profundas do que 1000 m, bem como nas plataformas das ilhas (Silva *et al.*, 2014). Esta espécie alimenta-se principalmente de cefalópodes de águas médias e profundas, pelo que foi proposta como um bom indicador do BEA para os sistemas pelágicos profundos dos Açores.

Sabe-se que uma população residente habita águas costeiras ao largo da costa sul da ilha do Pico, nos Açores, mostrando a fidelidade ao local e áreas de residência relativamente restritas (Hartman *et al.*, 2014, 2015). Esta área é intensamente usada por barcos de observação de baleias e foi já demonstrado que a presença de barcos perturba os padrões de descanso dos golfinhos de Risso (Visser *et al.*, 2011).

O UG proposto é a população de golfinhos-de-Risso associados à ilha, que habitam as águas costeiras do Faial e do Pico. A monitorização desta UG baseia-se na avaliação da taxa de captura acidental (D1C1), da abundância populacional (D1C2) e dos parâmetros demográficos (taxa de sobrevivência) (D1C3) utilizando métodos de marcação de captura e recaptura.

Baleia-piloto-tropical - *Globicephala macrorhynchus*

A baleia-piloto-tropical (*Globicephala macrorhynchus*) é uma espécie com padrões de mergulho profundo, explorando um nicho ecológico pelágico profundo, e com um uso preferencial de águas com profundidades superiores a 1000 m.

É uma espécie visitante regular dos Açores, embora os avistamentos variem muito ao longo dos meses e anos, consistente com a sua presença transitória na área (Silva *et al.*, 2014). Este facto torna difícil obter estimativas robustas de abundância absoluta para as baleias-piloto tropicais nos Açores, pelo que não são usadas como espécies indicadoras de BEA de cetáceos odontocetos de águas profundas.

As baleias-piloto-tropicais foram propostas como espécies indicadoras para a Madeira devido à sua presença permanente e distribuição offshore nas águas da Madeira, ocupando um nicho ecológico específico associado às águas profundas (> 1000m). Esta espécie pertence a uma população oceânica maior, com a maioria dos animais (71,7%) sendo avistados apenas uma vez nessas águas (animais transientes) e uma proporção muito menor sendo reavistada (animais visitantes e associados às ilhas) (Alves *et al.*, 2013). Ambos os ecótipos utilizam as águas da Madeira para alimentação, socialização, repouso, reprodução e parto, mas os animais associados à ilha são mais vulneráveis aos impactos humanos locais devido ao uso muito maior desta área (Freitas *et al.*, 2014a). Esta espécie também é alvo de embarcações de observação de cetáceos, sendo a terceira mais observada com 12% de todos os avistamentos (Freitas *et al.*, 2014a).

Foram propostos dois UGs de baleias-piloto tropicais para as águas da Madeira, nomeadamente: UG-I - todas as baleias-piloto tropicais que utilizam as águas costeiras do arquipélago da Madeira (transientes, visitantes e animais associados à ilha); UG-II - animais associados à ilha. Existem limitações metodológicas que impedem o uso de uma metodologia comum para estimar a abundância de animais offshore e grupos associados a ilhas. Para ultrapassar esta limitação, deve-se obter uma estimativa global de abundância para as baleias-piloto que utilizam as águas costeiras da Madeira (UG-I - transientes e animais associados a ilhas) utilizando métodos de amostragem por *distance sampling* enquanto que os grupos associados mais vulneráveis serão monitorizados recorrendo à identificação fotográfica de captura/recaptura.

Ao escolher estas duas UGs locais, será possível monitorizar as alterações na abundância de transientes que utilizam a área, bem como dos animais associados à ilha, e possivelmente compreender se os fatores que determinam as eventuais mudanças são, ou não, locais.

A baleia-piloto tropical possui também uma presença permanente nas águas costeiras das Ilhas Canárias, com uma utilização preferencial de águas mais profundas do que 700 m. A sua distribuição ao longo das ilhas é desigual, com uma presença muito maior nas águas do sudoeste de Tenerife e La Gomera, onde as populações residentes usam essas águas para alimentação, socialização, descanso, reprodução e parto (Servidio, 2014).

Estudos de foto-identificação nas últimas décadas mostraram que as baleias-piloto tropicais que usam as águas do arquipélago pertencem a uma população oceânica maior, sendo a maioria dos animais identificados como animais transientes (avistados uma vez) e uma proporção menor de animais reavistados (animais visitantes e associado às ilhas; Servidio, 2014). Esses dois ecótipos misturam-se e interagem entre si, contribuindo para uma complexa estrutura social e populacional e impedindo o isolamento genético dos animais associados à ilha. A extensão pela qual esta espécie usa as águas offshore do arquipélago é desconhecida.

Foram propostos duas UGs para as baleias-piloto tropicais das Ilhas Canárias, como na Madeira: UG-I - todas as baleias-piloto tropicais que utilizam as águas costeiras do arquipélago das Canárias (transientes, visitantes e animais associados a ilhas); UG-II - animais associados a ilhas para as ilhas de Tenerife e La Gomera.

Os animais associados às ilhas são fortemente vulneráveis aos impactos humanos locais devido ao uso muito maior da área, e também devido ao fato de serem alvo de uma indústria altamente desenvolvida de observação de baleias (Servidio, 2014). Por conseguinte, as baleias-piloto residentes foram consideradas boas potenciais UGs para avaliar o BEA tanto na Madeira como nas Ilhas Canárias, devido à disponibilidade de longas séries de dados recolhidos com métodos de foto-identificação (D1C2) que permitem também estimar parâmetros demográficos (D1C3), como a taxa de sobrevivência.

Cachalote - *Physeter macrocephalus*

Os cachalotes (*Physeter macrocephalus*) estão amplamente distribuídos desde os trópicos até perto das margens de gelo em ambos os hemisférios, embora os machos e fêmeas ocupem partes distintas dessa faixa. As fêmeas permanecem em águas tropicais e subtropicais durante todo o ano, onde vivem em grupos sociais de longo prazo com as suas crias. Os machos dispersam-se do seu grupo natal à medida que se aproximam da puberdade e movem-se gradualmente para latitudes mais altas, chegando até às águas polares. Por volta dos 20 anos, os machos começam a migrar periodicamente para as águas quentes habitadas pelas fêmeas para acasalar (Whitehead, 2003). A dieta dos cachalotes é composta principalmente por cefalópodes de águas profundas e peixes (Clarke *et al.*, 1993).

As unidades sociais de cachalotes são nómadas e a sua distribuição é influenciada pela distribuição das suas presas de águas profundas (Whitehead, 2003). Assim, os cachalotes foram propostos como indicadores de BEA para ecossistemas mesopelágicos e batipelágicos na Macaronésia. Além disso, os cachalotes são um dos principais alvos da indústria de observação de cetáceos (Oliveira, 2005), o que torna útil monitorizar o impacto dessa pressão.

Os Açores são uma importante área de alimentação, reprodução e possivelmente acasalamento de cachalotes no Atlântico Norte, sendo a espécie o terceiro cetáceo mais avistado na região (Silva *et al.*, 2014). Os cachalotes ocorrem durante todo o ano nos Açores (Silva *et al.*, 2014), principalmente em águas profundas (1000-3000 m de profundidade) e em áreas com altas densidades de montes submarinos, onde a produtividade primária é elevada (Tobeña *et al.*, 2016). Cerca de dois terços dos avistamentos são de unidades sociais, que em média permanecem entre 2 a 3 semanas na área. Avistamentos de machos adultos observados isoladamente ou em agregações, são também comuns na área. Crias recém-nascidas são observadas principalmente nos meses de verão. Os cachalotes observados em diferentes anos e ilhas dos Açores pertencem à mesma população (Pinela *et al.*, 2009).

O arquipélago da Madeira é também usado durante todo o ano por cachalotes. Estudos de foto-identificação confirmam estes movimentos (Steiner *et al.*, 2015). Os animais permanecem por vários dias nas águas costeiras do arquipélago, alimentando-se, socializando-se e descansando; grupos individuais ou pequenos de machos adultos, bem como grupos sociais compreendendo fêmeas adultas, sub-adultas e crias de ambos os sexos são avistados (Freitas *et al.*, 2014a). Nenhuma estimativa de abundância está atualmente disponível para o arquipélago; no entanto, a baleia é a 5ª espécie mais avistada em amostragens por transetos lineares realizadas nos últimos 17 anos (Freitas *et al.*, 2014a). Embora as colisões com navios não pareçam ser uma questão importante nas águas costeiras da Madeira, o mesmo não se pode dizer nas águas offshore, devido à falta de dados (Cunha *et al.*, 2017).

Steiner *et al.* (2015) encontrou 13 recapturas de baleias fêmeas e imaturas entre os Açores e as Ilhas Canárias, uma entre os Açores e a Madeira e uma entre as Ilhas Canárias e a Madeira. Não foram encontradas recapturas entre nenhum desses locais e Cabo Verde, Caraíbas, Golfo do México ou o Mediterrâneo. Estes resultados sugerem que os cachalotes vistos nos Açores, Madeira e Canárias podem pertencer a uma única população que tem um habitat central nas águas da Macaronésia.

As taxas de mortalidade causadas por colisões de navios nas Ilhas Canárias podem constituir uma ameaça para a população (Fais *et al.*, 2016). As colisões por navios são também uma preocupação crescente nos Açores, onde se sabe que quatro cachalotes morreram de colisões com navios (dados não publicados). Embora as colisões não pareçam ser uma questão importante nas águas costeiras da Madeira, o mesmo não se pode dizer das águas do mar devido à falta de dados (Cunha *et al.*, 2017). A população também pode ser adversamente afetada pelo ruído subaquático, especialmente derivada de prospeções sísmicas amplamente utilizados em amostragens geofísicas e exploração de mineração.

A UG proposta para cada arquipélago é a população de cachalotes que utilizam as águas costeiras desse arquipélago. Diferentes critérios e métodos de monitorização foram propostos para cada arquipélago, para permitir a utilização dos dados existentes e a comparação com as estimativas disponíveis. Nos Açores, a monitorização da UM Cachalote baseia-se na avaliação da taxa de captura acidental (D1C1), abundância populacional (D1C2) e parâmetros demográficos (taxa de sobrevivência) (D1C3) utilizando métodos de captura e recaptura. Nas Ilhas Canárias, a abundância populacional (D1C2) é monitorizada através dos métodos de amostragem *distance sampling* e *MARCAÇÃO-RECAPTURA*, assim como a taxa de sobrevivência (D1C3). Um novo critério foi proposto para monitorizar cachalotes nos três arquipélagos - Mortalidade por colisões de navios (D1C1) – não existindo atualmente nenhum programa estabelecido de monitorização para avaliar este critério.

Focas

Foca-monge - *Monachus monachus*

A foca-monge do Mediterrâneo (*Monachus monachus*) é uma espécie criticamente ameaçada. Com menos de 600 indivíduos em toda a sua distribuição, é considerada um dos mamíferos mais ameaçados do mundo (Karamanlidis e Dendrinis, 2015). É uma espécie prioritária de interesse comunitário constante dos anexos II e IV da Diretiva Habitats (Directiva 92/43 / CEE do Conselho, 1992). A espécie tem duas populações claramente diferenciadas. A do Mediterrâneo está distribuída principalmente no território grego e turco. A população do Atlântico divide-se em duas sub-populações isoladas: uma em África (Mauritânia e Marrocos) e a outra na Europa (Madeira). A partir da década de 1950, as atividades de pesca provocaram um declínio acentuado na sub-população madeirense, sendo que em 1988 existiam apenas 6 a 8 indivíduos.

Esforços de conservação desde a década de 1980, permitiram o aumento da população do Atlântico Europeu para um número estimado de 30 a 40 indivíduos (5-7% da população global). No entanto, o crescimento gradual da população e a distribuição da espécie no arquipélago da Madeira está a criar novas tensões com os diferentes utilizadores do ambiente marinho, especialmente pescadores, operadores turísticos e habitantes locais.

Atualmente, a espécie é monitorizada e avaliada no âmbito do projeto LIFE13 NAT/ES/000974 e outros planos de gestão governamental coordenados pela Secretaria Regional do Meio Ambiente e Recursos Naturais (SRA) e pelo SPNM (Serviço do Parque Natural do Madeira).

REPTÉIS

Seis das sete espécies de tartarugas marinhas foram registadas para as águas da Macaronésia (Bolten *et al.*, 1993; López Jurado, 2007; Varo-Cruz *et al.*, 2015, 2017; Freitas *et al.*, 2018), mas apenas três (tartaruga-comum *Caretta caretta*; a tartaruga-verde *Chelonia mydas* e a tartaruga-de-couro *Dermochelys coriacea*) podem ser observadas com regularidade. Todas as tartarugas marinhas partilham um ciclo de vida longo e complexo, com fases do ciclo de vida distintas e maturidade tardia. As tartarugas marinhas são espécies altamente móveis com uma extensão de distribuição que não se limita às águas da macaronésia. As UG foram selecionadas com base nos seguintes critérios:

1. A espécie está incluída na Diretiva de Habitats (entre outros instrumentos);
2. A espécie é representativa de um nicho ecológico;
3. As pressões são identificáveis, podem ser geridas e os seus impactos estão relacionados com um ou mais dos indicadores propostos. Adicionalmente, em alguns casos, as tartarugas marinhas

parecem ser as indicadores mais adequadas ou, as únicas disponíveis para avaliar os impactos de certas pressões (ex. pesca de palangre pelágico de superfície e profundidade);

4. A informação de referência existe ou pode ser obtida dentro de um período de tempo razoável;
5. A espécie é suficientemente frequente, nos três arquipélagos, para poder ser avaliada.

A Tabela 1 da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio de 2017, define o Grupo de espécies do Descritor 1 da DQEM. Só se define um grupo para répteis marinhos em águas europeias. Foram selecionadas duas espécies como UG: tartaruga-comum como representante do ambiente pelágico (nos três arquipélagos) e tartaruga-verde como representante do ambiente nerítico (só no Arquipélago das Canárias) (tabela 3):

- **Tartarugas marinhas:**
 - Tartaruga-comum (*Caretta caretta*)
 - Tartaruga-verde (*Chelonia mydas*)

Table 3: Espécies de tartarugas marinhas (elementos) e grupo de espécies (características) propostas para monitorização nos arquipélagos Macaronésios dos Açores, Madeira e Ilhas Canárias. Apenas os critérios assinalados a azul foram avaliados neste documento.

Característica	Nome comum	Nome científico	Açores	Madeira	Ilhas Canárias
Tartarugas marinhas	Tartaruga-comum	<i>Caretta caretta</i>	D1C1/D1C2/D1C3	D1C1/D1C2/D1C3	D1C1/D1C2/D1C3
	Tartaruga-verde	<i>Chelonia mydas</i>			D1C1/D1C2/D1C3

Tartarugas Marinhas

Tartaruga-comum - *Caretta caretta*

As tartarugas-comuns (*Caretta caretta*) são animais altamente migratórios que usam áreas amplas e habitats díspares durante o seu ciclo de vida (Bolten e Witherington, 2003). Ao abandonar a praia de nidificação, as crias começam uma fase oceânica nos principais sistemas de correntes (giros oceânicos) que funcionam como áreas de desenvolvimento em oceano aberto (Bolten e Witherington, 2003; Putman e Mansfield, 2015). Depois de 6,5 a 11,5 anos (Bjorndal *et al.*, 2000) nesta área oceânica, as tartarugas-comuns migram para áreas neríticas ricas em presas bentónicas ou epipelágicas, apesar de os indivíduos poderem deslocar-se entre os ambientes oceânicos e neríticos. A idade de maturação varia consideravelmente e é estimada entre 10 a 42 anos (Avens e Snover, 2013). Quando as tartarugas comuns alcançam a maturidade sexual, levam a cabo migrações de reprodução entre zonas de alimento e áreas de nidificação, em intervalos de um a vários anos entre migrações, com uma média de 2,5 a 3 anos para as fêmeas (Schroeder *et al.*, 2003). Os machos têm um intervalo entre migrações mais curto (Wibbels *et al.*, 1990; Hays *et al.*, 2010). Tanto os machos como as fêmeas podem migrar entre zonas oceânicas (Plotkin, 2003). As tartarugas-comuns são a espécie mais comum nos três arquipélagos e o seu estado pode estar relacionado com o estado do ambiente pelágico local e com as pressões associadas (ex. pesca oceânica).

As tartarugas-comuns são encontradas durante todo o ano nesta região, principalmente os juvenis de comprimento da curva da carapaça (CCC) de aproximadamente 8,5 a 82 cm (ex. Bolten, 2003). A grande maioria pertence a duas Unidades Regionais de Gestão (URG): a URG do Atlântico NW com uma abundância estimada atual de 83.717 ninhos/ano, que representa o 41,8% da população mundial, e a URG do Atlântico NE, com uma abundância estimada atual de 15.000 ninhos/ano, que representa 7,5% da

população mundial (Casale e Tucker, 2017). A contribuição da URG do Mediterrâneo é baixa. As principais colónias que contribuem para a agregação local são as do Sul da Flórida (que constitui a maior população de nidificação no Atlântico e a segunda maior a nível mundial) e as da Flórida NE-Carolina do Norte, do México e de Cabo Verde (Bolten *et al.*, 1998; Okuyama e Bolker, 2005).

Atualmente, não existem estimativas de abundância para a população dos Açores. Estudos genéticos documentaram a origem dos juvenis nos Açores (Bolten *et al.*, 1998; Okuyama e Bolker, 2005), mas é necessária uma caracterização mais atual. Não há estudos sobre a distribuição sexual e eventuais fontes de mortalidade condicionada pelo sexo (ex. na pesca de palangre). As principais pressões antropogénicas nos Açores para esta espécie são a pesca de palangre pelágico, com frotas de Portugal e Espanha, e interações com o lixo marinho (Pham *et al.*, 2017). A pesca de palangre pelágico foi monitorizada de forma intermitente durante os últimos 20 anos (ex. Ferreira *et al.*, 2001; Bolten e Bjorndal, 2005), dos quais, continuamente, apenas desde 2015. O impacto de outras ameaças, como as colisões, não está documentado.

Na Madeira não existem estimativas de abundância atuais para as tartarugas-comuns. A proporção global de sexos da tartaruga-comum, calculada entre 2000 e 2006, na Madeira, foi de 2 fêmeas : 1 macho (Delgado *et al.*, 2010). Um estudo recente fornece informação sobre o comportamento alimentar das tartarugas-comuns juvenis (Freitas *et al.*, 2018). A elevada dispersão das áreas de alimentação dos juvenis que chegam a estas águas, reflete-se na área ocupada pelos animais (Freitas *et al.*, 2018). A principal ameaça nesta região é a captura acidental na pesca de palangre profundo do peixe-espada-preto (*Aphanopus carbo*), com uma estimativa de 500 tartarugas-comuns capturadas anualmente (Dellinger e Encarnação, 2000).

Não estão igualmente disponíveis estimativas de abundância atuais para a população de tartaruga-comum nas Ilhas Canárias. Os juvenis que chegam às águas das Canárias dispersam amplamente em busca de zonas de alimentação, desde a costa de Portugal até à Mauritânia e Norte de Cabo Verde (Varo-Cruz *et al.*, 2016). Foi obtida uma proporção sexual de 7 fêmeas : 1 macho, com base em dados de necropsias de indivíduos de tartarugas-comuns nas Ilhas Canárias (Orós *et al.*, 2016), mas atualmente não se sabe se esta relação é representativa das tartarugas presentes nas águas do arquipélago ou se, pelo contrário, há uma mortalidade condicionada pelo sexo. A frota espanhola de palangre de superfície opera em torno das águas das Canárias mas, pelo menos na atualidade, a atividade não parece ser demasiado intensiva e está limitada a poucos meses por ano (MAPAMA, 2012). A maior parte da frota pesqueira Canária é formada por barcos de pesca artesanal (87,5%). Esta frota é mista, utilizando vários tipos de artes de pesca e é dirigida a diferentes espécies-alvo.

A monitorização das tartarugas-comuns foi proposta para os três arquipélagos da Macaronésia. Esta monitorização e a avaliação incluem a taxa de mortalidade por captura acidental (D1C1), a abundância (D1C2) utilizando a metodologia de *Distance sampling* (DS) e a estimativa de parâmetros demográficos (D1C3) tais como a condição corporal (CC).

Tartaruga-verde- *Chelonia mydas*

A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) tem uma distribuição global, ocorrendo em águas tropicais e, em menor escala, subtropicais. Esta espécie é também altamente migratória e ocupa diferentes habitats durante o seu ciclo de vida.

Depois da eclosão, as tartarugas-verdes afastam-se das suas praias natais e, passam tipicamente entre 3 a 5 anos em habitats pelágicos de mar aberto, alimentando-se principalmente de animais plântonicos (Bjorndal, 1997; Musick e Limpus, 1997). Quando o comprimento da curva da carapaça (CCC), é de 20–40

cm, estas tartarugas estabelecem-se em habitats neríticos/bentónicos, a que são fiéis pelo menos por vários meses (Hart e Fujisaki, 2010; Meylan *et al.*, 2011). O estabelecimento é associado tipicamente com uma alteração da dieta carnívora para uma dieta omnívora ou herbívora que consiste em macroalgas e erva marinha. No entanto, alguns indivíduos poderão permanecer no ambiente pelágico durante toda a sua vida (Hatase *et al.*, 2002). Os indivíduos alimentam-se em áreas distintas enquanto juvenis e adultos, e migram para outras áreas quando estão perto de alcançar a maturidade sexual. Durante a fase adulta, a tartaruga-verde realiza migrações periódicas entre as zonas de alimentação e as áreas de nidificação, geralmente a cada 2-3 anos. A idade de maturação sexual é estimada entre os 19 e os 50 anos (Avens e Snover, 2013).

As águas das Canárias constituem uma área de alimentação e desenvolvimento para os juvenis que ocupam habitats costeiros neríticos. As tartarugas-verdes nas Ilhas Canárias são juvenis na sua fase nerítica (CCC = $53,7 \pm 12,6$ cm de média \pm desvio padrão; amplitude = 28.3-79.9 cm, n = 38), nascidas em diferentes populações do Atlântico E e W, principalmente na Guiné-Bissau, Suriname e Costa Rica, mas é necessária a realização de amostragens durante um período de 4 a 6 anos para determinar a variabilidade genética natural (embora dependa dos animais amostrados). A distribuição parece não ser uniforme ao longo das costas do arquipélago, estando concentrada em certos pontos. Em cada local, registou-se um número limitado de indivíduos, usando áreas reduzidas (<45 km²) durante vários anos (Monzón-Argüello *et al.*, 2015).

As pradarias de fanerogâmicas marinhas são usadas como áreas de alimentação, nomeadamente *Cymodocea nodosa*. Alguns indivíduos mostram uma relação com os portos, onde se alimentam oportunisticamente (Monzón-Argüello *et al.*, 2015, 2018a, 2018b). Os estudos desta espécie nesta área começaram recentemente (2014) e, portanto, a informação disponível é limitada. Informação atualizada é ainda escassa, embora exista algum conhecimento relevante de diversos aspetos da sua biologia e ecologia. As tartarugas-verdes nos Açores e Madeira são bastante comuns, mas não existe informação sistemática devido ao seu comportamento críptico e à baixa prioridade de investigação. A tartaruga-verde não se manteve assim como UG para a região, mas a recolha de dados sobre a espécie será objeto de projetos futuros.

Os métodos propostos para monitorizar o estado desta UG são a taxa de mortalidade por captura acidental (D1C1), foto-identificação (D1C2) e condição corporal (D1C3). A baixa frequência dos avistamentos e a falta de conhecimento impedem a sua inclusão como UG para Açores e Madeira.

2. OBJETIVOS DA DQEM – BOM ESTADO AMBIENTAL [ART. 9]

Em 2012, no âmbito da avaliação inicial das suas águas marinhas, realizada em conformidade com o artigo 8 (1) da Diretiva 2008/56/CE (2008), os Estados Membros reportaram o estado ambiental das suas águas marinhas e notificaram a comissão a sua determinação do bom estado ambiental e as suas metas ambientais, em conformidade com os artigos 9 (2) e 10 (2) da Diretiva 2008/56/CE (2008), respetivamente. Os resultados indicaram a necessidade de melhorar significativamente a qualidade e a coerência da determinação do Bom Estado Ambiental, por parte dos EM.

No seguimento da avaliação por parte da Comissão das três primeiras fases do 1º ciclo da DQEM e as suas recomendações, houve a necessidade de clarificar, rever e introduzir critérios, especificações e metodologias padronizadas e harmonizadas à escala sub-regional para determinar com mais detalhe o estado ambiental do meio marinho de maneira coerente nas sub-regiões marinhas, nomeadamente na Macaronésia.

O projeto MISTIC SEAS foi o primeiro projeto entre Portugal e Espanha com o objetivo de estabelecer uma abordagem coordenada para monitorizar e avaliar a biodiversidade à escala da Sub-região (i.e., entre os arquipélagos partilhados da Macaronésia) e no âmbito da DQEM.

O trabalho bilateral resultou até agora no desenvolvimento de métodos comuns de recolha e análise de dados, desenhados para reduzir substancialmente as lacunas de dados existentes na determinação do BEA da Macaronésia. Também se determinaram os critérios para o BEA, as definições do BEA, as metas ambientais (MA) e valores de referência e, na sua ausência, foram identificadas as lacunas.

O projeto MISTIC SEAS II deu continuidade ao trabalho realizado durante o projeto MISTIC SEAS, aplicando diretamente as metodologias comuns previamente estabelecidas e atualizando as definições de BEA para responder às exigências de reporte. A segunda avaliação periódica em 2018 será uma avaliação do progresso desenvolvido desde a avaliação inicial de 2012, tendo em conta o objetivo de tomar medidas para alcançar ou manter o BEA, o mais tardar em 2020.

Antes da Comissão ter revogado a Decisão 2010/477/UE (2010) e adotar a Decisão 2017/848/UE (2017), os Estados Membros estabeleceram a definição de BEA ao nível do indicador, o que também foi adotado pelo projeto MISTIC SEAS II para ter um conjunto comum de definições de BEA ao nível do indicador. No entanto, estavam a ser redigidas e usadas várias definições para o mesmo indicador, em particular, entre cada componente do ecossistema, que não cumpriam com a coerência recomendada pela própria Decisão da Comissão 2010/477/UE (2010).

O MISTIC SEAS II adotou a nova Decisão da Comissão 2017/848/UE (2017) para resolver estas inconsistências com o objetivo de estabelecer as definições comuns de BEA ao nível dos critérios, tornando-se mais simples, coerentes e comuns entre os Estados membros, os grupos funcionais e as espécies.

O Anexo I da DQEM enumera os descritores qualitativos para determinar o BEA no meio marinho. A Definição do Descritor 1 foi adotada como definição do BEA para a totalidade do Descritor:

Descritor 1 – “A biodiversidade é mantida. A qualidade e a ocorrência de habitats e a distribuição e abundância das espécies estão de acordo com as condições fisiografias, geográficas e climatéricas dominantes.”

Na PARTE II da Decisão 2017/848/EU (2017) da Comissão são enumerados os critérios propostos para a avaliação do descritor 1. As descrições destes critérios são utilizadas para definir o BEA da seguinte forma:

Critério D1C1 –Taxa de mortalidade – “A taxa de mortalidade por espécie devido às capturas acidentais situa-se abaixo dos níveis que põem a espécie em risco pelo que a sua viabilidade a longo prazo está assegurada.”

Critério D1C2 –Abundância – “A abundância populacional da espécie não é afetada negativamente pelas pressões antropogénicas, de modo que sua viabilidade a longo prazo é assegurada.”

Critério D1C3 –Características demográficas– “As características demográficas da população (por exemplo, estrutura por tamanho ou por classe etária, rácio entre os sexos, fecundidade e taxas de sobrevivência) da espécie são indicativas duma população saudável que não é negativamente afetada por pressões antropogénicas.

Critério D1C4 –Área de distribuição – “A área de distribuição de espécies e, quando é relevante, o padrão de distribuição, está consoante com as condições fisiografias, geográficas e climáticas predominantes.”

Critério D1C5 –Habitat da espécie – “O habitat para as espécies tem a extensão e condições necessárias para sustentar as diferentes fases do ciclo de vida da espécie.”

Foram adotadas também definições de BEA específicas para os indicadores medidos para avaliar os vários critérios selecionados para as aves marinhas (tabela 4), mamíferos marinhos (tabela 5) e tartarugas marinhas (tabela 6):

Tabela 4: Critérios avaliados para as aves marinhas, indicadores e definições do BEA.

Critérios	Indicadores	Definições de BEA
Critério D1C1 Captura acidental	Captura acidental	A captura acidental de aves marinhas não aumenta e/ou não é frequente.
Critério D1C2 Abundância	Abundância da população	A dimensão media da população num período de 6 anos não sofre um declínio significativo comparando com o anterior período de 6 anos (tendo em conta as flutuações naturais).
Critério D1C3 Características demográficas	Successo reprodutor	O sucesso reprodutor não pode sofrer reduções significativas comparando a média dos últimos 10 anos, em pelo menos 3 anos em cada 5 anos.
	Taxa de sobrevivências	A taxa média de sobrevivência não é significativamente inferior a 0,9.
Critério D1C4 Área de distribuição	Distribuição	A área de distribuição (número de colónias) mantém-se.

Tabela 5: Critérios avaliados para os mamíferos marinhos, indicadores e definições do BEA.

Critérios	Indicadores	Definições de BEA
Critério D1C1 Taxa de mortalidade	Taxa de mortalidade (colisões)	O número de mamíferos marinhos capturados está abaixo do limite do 1% da melhor estimativa de abundância. Para Cachalotes, a mortalidade por colisões com barcos é próxima de zero.
Critério D1C2 Abundância	Abundância	O tamanho da população de mamíferos marinhos mantém-se acima do valor de referência (i.e., atual), sem uma redução observada ou estimada $\geq 10\%$ num período de 20 anos.
Critério D1C3 Características demográficas	Taxa de sobrevivência	A Taxa de sobrevivência da população, sobrevivência de crias, etc., não é afetada negativamente pelas atividades antropogénicas e a viabilidade das populações a longo prazo está assegurada.

Tabela 6: Critérios avaliados para as tartarugas marinhas, indicadores e definições de GES.

Critérios	Indicadores	Definições de BEA
-----------	-------------	-------------------

Critério D1C1 Taxa de mortalidade	Taxa de captura acidental	A taxa de mortalidade por captura acidental não alcança níveis que comprometam a viabilidade das populações.
Critério D1C2 Abundância	Abundância	A abundância de Tartarugas marinha mantém-se a um nível que assegura a sua sustentabilidade dentro da Sub-região.
Critério D1C3 Características demográficas	Condição corporal	O índice de Condição corporal das tartarugas marinhas é consistente com uma população em BEA.

3. PRESSÕES E IMPACTOS NO MEIO MARINHO [ART. 8.1B]

Para cada grupo funcional, os especialistas de MISTIC SEAS II elaboraram uma lista das pressões e atividades associadas que poderiam afetar as unidades de gestão selecionadas no Workshop do Faial (junho de 2018), utilizando o Anexo III da DQEM (Diretiva 2017/845 / CE, 2017 da Comissão). Dada a sua relevância, a pressão “Morte ou lesão por colisão”, adicionou-se à lista de pressões do Anexo III, e portanto, não é considerada em "Extração ou mortalidade/lesão de espécies selvagens", mas sim separadamente. Esta última inclui tanto a captura acidental como a depleção de presas, assim como outras lesões resultantes das interações com a pesca comercial e recreativa. Embora as alterações climáticas não estejam identificadas no Anexo III da DQEM, como um elemento a ter em conta na elaboração das estratégias marinhas, todos os peritos destacaram a importância de compreender os seus efeitos para avaliação das unidades de gestão. Desta lista, os peritos selecionaram entre três a cinco das pressões mais relevantes.

As pressões podem ter como resultado uma variedade de efeitos, desde alterações a curto prazo na fisiologia ou no comportamento dos indivíduos, até efeitos a longo prazo na abundância e a distribuição das espécies. Os comportamentos chave, como a reprodução e a alimentação, estão diretamente relacionados com a sobrevivência e o sucesso reprodutor e, portanto, uma pressão que não cause a morte imediata, mas que afete o comportamento ou a saúde, pode ameaçar a viabilidade a longo prazo duma população. No entanto, para uma série de pressões, tanto as respostas a curto prazo, como os efeitos a longo prazo, permanecem pouco compreendidas. Apesar disto, os peritos tentaram identificar os efeitos Letais e Sub-letais diretos de cada pressão nas unidades de gestão selecionadas. Para permitir uma análise mais clara dos impactos de cada pressão, foi acordado que só se deveriam considerar os efeitos diretos. Por exemplo, uma alteração no comportamento devido a danos físicos seria um efeito indireto e, portanto, não deverá ser tomada em consideração. A tabela 7 resume as pressões presentes identificadas e relevantes por UG e arquipélagos. Seguindo a abordagem preventiva, a menos que se indique o contrário, as pressões consideradas relevantes no arquipélago foram consideradas relevantes ao nível da Macaronésia, e ainda não foi realizada uma análise de risco, i.e., é desconhecido o nível de risco.

Tabela 7.: Pressões que afetam as unidades de gestão selecionadas. Destacam-se as pressões identificadas em toda a Macaronésia. (Mac. - Macaronésia; 0 - Não se considera que a pressão possa afetar a UG; 1 - A pressão pode afetar a UG mas não se considera relevante; 2 - pressão identificada como relevante. NIS: espécies não autóctones.

Pressões	Açores	Madeira	Canárias	Mac.
AVES MARINHAS				
<i>Bulweria bulwerii</i>				
Introdução de contaminantes	1	1	1	1
Introdução de outras formas de energia (luz proveniente de terra)	2	2	2	2
Lixo Marinho	2	2	2	2
Introdução ou dispersão de espécies não indígenas NIS (terrestres)	2	2	2	2
Extração ou mortalidade / lesão de espécies selvagens	1	1	1	1
Perturbação devido à presença humana	1	2	2	2
<i>Calonectris borealis</i>				
Introdução de contaminantes	1	1	1	1
Introdução de outras formas de energia (luz proveniente de terra)	2	2	2	2
Lixo Marinho	2	2	2	2
Introdução ou dispersão de espécies não indígenas NIS (terrestres)	2	2	2	2
Extração ou mortalidade / lesão de espécies selvagens	1	1	1	1
Perturbação devido à presença humana	1	2	2	2
<i>Puffinus lherminieri</i>				
Introdução de contaminantes	1	1	1	1
Introdução de outras formas de energia (luz proveniente de terra)	2	2	2	2
Lixo Marinho	2	2	2	2
Introdução ou dispersão de espécies não indígenas NIS (terrestres)	2	2	2	2
Extração ou mortalidade / lesão de espécies selvagens	1	1	1	1
Perturbação devido à presença humana	2	2	2	2
<i>Pterodroma deserta</i>				
Introdução de contaminantes		1	?	1
Introdução de outras formas de energia (luz proveniente de terra)		2		2
Lixo Marinho		2		2
Introdução ou dispersão de espécies não indígenas NIS (terrestres)		2		2
Extração ou mortalidade / lesão de espécies selvagens		1		1
Perturbação devido à presença humana		2		2
<i>Pterodroma madeira</i>				
Introdução de contaminantes		1		1
Introdução de outras formas de energia (luz proveniente de terra)		2		2
Lixo Marinho		2		2
Introdução ou dispersão de espécies não indígenas NIS (terrestres)		2		2
Extração seletiva de espécies		1		1
Perturbação devido à presença humana		2		2
<i>Hydrobates castro</i>				
Introdução de contaminantes	1	1	1	1
Introdução de outras formas de energia (luz proveniente de terra)	2	2	2	2
Lixo Marinho	2	2	2	2

Pressões	Açores	Madeira	Canarias	Mac.
Introdução ou dispersão de espécies não indígenas NIS (terrestres)	2	2	2	2
Extração ou mortalidade / lesão de espécies selvagens	1	1	1	1
Perturbação devido à presença humana	2	2	2	2
<i>Hydrobates montei</i>				
Introdução de contaminantes	1			1
Introdução de outras formas de energia (luz proveniente de terra)	2			2
Lixo Marinho	2			2
Introdução ou dispersão de espécies não indígenas NIS (terrestres)	2			2
Extração ou mortalidade / lesão de espécies selvagens	1			1
Perturbação devido à presença humana	2			2
<i>Pelagodroma marina</i>				
Introdução de contaminantes		1	1	1
Introdução de outras formas de energia (luz proveniente de terra)		2	2	2
Lixo Marinho		2	2	2
Introdução ou dispersão de espécies não indígenas NIS (terrestres)		2	2	2
Extração ou mortalidade / lesão de espécies selvagens		1	1	1
Perturbação devido à presença humana		2	2	2
<i>Sterna hirundo</i>				
Introdução de contaminantes	1	1	1	1
Lixo Marinho	2	2	2	2
Introdução ou dispersão de espécies não indígenas NIS (terrestres)	2	2	2	2
Extração ou mortalidade/lesão de espécies selvagens	2	2	1	2
Perturbação devido à presença humana	2	2	2	2
<i>Sterna dougallii</i>				
Introdução de contaminantes	1			1
Lixo Marinho	2			2
Introdução ou dispersão de espécies não indígenas NIS (terrestres)	2			2
Extração ou mortalidade / lesão de espécies selvagens	2			2
Perturbação devido à presença humana	2			2
MAMÍFEROS MARINHOS				
<i>Tursiops truncatus – UGs costeiras</i>				
Introdução de contaminantes	2	2	2	2
Lixo Marinho	2	2	2	2
Extração ou mortalidade / lesão de espécies selvagens	1	1	2	1
Morte ou lesão por colisão	0	0	1	1
Som antropogénico	2	2	2	2
Perturbação devido à presença humana	2	2	2	2
Perda física do fundo marinho	1	0	1	1
<i>Tursiops truncatus – UGs oceânicas</i>				
Introdução de contaminantes	2	2	2	2
Lixo Marinho	2	2	2	2
Extração ou mortalidade / lesão de espécies selvagens	1	1	2	1
Som antropogénico	1	1	1	1

Pressões	Açores	Madeira	Canarias	Mac.
Disturbance due to human presence	1	0	0	1
<i>Stenella frontalis</i>				
Introdução de contaminantes	2	2	2	2
Lixo Marinho	2	2	2	2
Extração ou mortalidade / lesão de espécies selvagens	1	1	1	1
Input of Som antropogénico	1	1	1	1
Perturbação devido à presença humana	1	1	0	1
<i>Physeter macrocephalus</i>				
Introdução de contaminantes	2	2	2	2
Lixo Marinho	2	2	2	2
Morte ou lesão por colisão	2	2	2	2
Som antropogénico	2	2	2	2
Perturbação devido à presença humana	1	1	1	1
<i>Globicephala macrorhynchus</i> – UGs associados a ilhas				
Introdução de contaminantes		2	2	2
Lixo Marinho		2	2	2
Extração ou mortalidade/lesão de espécies selvagens		1	2	1
Morte ou lesão por colisão		1	1	1
Som antropogénico		2	2	2
Perturbação devido à presença humana		2	2	2
Perda física do fundo marinho		0	1	1
<i>Globicephala macrorhynchus</i> – UGs oceânicas				
Introdução de contaminantes		2	2	2
Lixo Marinho		2	2	2
Extração ou mortalidade/lesão de espécies selvagens		1	2	1
Morte ou lesão por colisão		1	1	1
Som antropogénico		2	2	2
Perturbação devido à presença humana		1	1	1
<i>Grampus griseus</i>				
Introdução de contaminantes	2			
Lixo Marinho	2			
Extração ou mortalidade/lesão de espécies selvagens	1			
Som antropogénico	2			
Perturbação devido à presença humana	2			
Perda física do fundo marinho	1			
<i>Delphinus delphis</i>				
Introdução de contaminantes		2		
Lixo Marinho		2		
Extração ou mortalidade/lesão de espécies selvagens		1		
Som antropogénico		1		
Perturbação devido à presença humana		1		
<i>Balaenoptera edeni</i>				
Introdução de contaminantes		1		
Lixo Marinho		2		
Morte ou lesão por colisão		2		
Som antropogénico		2		
Perturbação devido à presença humana		2		
<i>Ziphius cavirostris</i>				
Introdução de contaminantes			2	
Lixo Marinho			2	
Morte ou lesão por colisão			2	

Pressões	Açores	Madeira	Canarias	Mac.
Som antropogénico			2	
Perda física do fundo marinho			1	
<i>Monachus monachus</i>				
Introdução de contaminantes		2		
Introdução de contaminantes		2		
Morte ou lesão por colisão		2		
Som antropogénico		2		
RÉPTEIS				
<i>Caretta caretta</i>				
Introdução de contaminantes	1		1	1
Lixo Marinho	2		2	2
Extração ou mortalidade/lesão de espécies selvagens	2		2	2
Morte ou lesão por colisão	1		2	2
Perturbação devido à presença humana	1		1	1
<i>Chelonia mydas</i>				
Introdução de contaminantes			1	
Lixo Marinho			2	
Extração ou mortalidade/lesão de espécies selvagens			2	
Morte ou lesão por colisão			2	
Perturbação devido à presença humana			2	
Perda física do fundo marinho			2	

I. AVES MARINHAS

A **introdução de outras formas de energia**, que aqui se refere exclusivamente à luz proveniente da terra, **o lixo marinho**, a **introdução ou propagação de espécies não indígenas terrestres** e a **perturbação devido à presença humana**, foram selecionadas como as pressões mais importantes que afetam a maioria das espécies de aves marinhas na Macaronésia. Apenas a poluição lumínica não foi considerada como uma pressão que afete as espécies de garajaus (*Sterna hirundo* e *Sterna dougallii*), pelo que, em alternativa, a depleção de presas foi considerada uma pressão relevante. O impacto potencial da alteração climática também se destacou, especialmente nas espécies de garajaus que se alimentam em águas macaronésias.

INTRODUÇÃO DE LIXO

O efeito mais visível do lixo marinho em aves marinhas, refere-se ao enredamento, frequentemente em aparelhos e cabos de pesca descartados ou perdidas. A capacidade de respirar, mover-se e alimentar-se de aves marinhas enredadas pode ser afetada, o que influencia diretamente as hipóteses de sobrevivência e de reprodução, podendo causar até a mortalidade direta. A ingestão de plástico pode causar danos físicos, induzir a inanição e o enfraquecimento geral, o que afeta também a condição física individual com possíveis consequências a nível populacional. As aves mergulhadoras pelágicas têm a maior frequência de ingestão de plásticos, seguidas das aves marinhas que se alimentam à superfície e das que mergulham (Kühn *et al.*, 2015 e referências citadas). A DQEM TG-Lixo marinho considera altamente provável que a ingestão e o emaranhamento em plásticos podem ter efeitos a nível populacional, para muitas espécies de aves marinhas, e especialmente na família das Procellariiformes (Werner *et al.*, 2016). Em aves marinhas Procellariiformes, apenas os plásticos do proventrículo são regurgitadas, enquanto que os detritos da moela são retidos e, portanto, acumulam-se.

ESPÉCIES NÃO INDÍGENAS (TERRESTRES)

As aves marinhas têm predadores naturais, geralmente outras aves, que podem afetar o sucesso reprodutor e a abundância das populações, sem comprometer a viabilidade a longo prazo duma população. A predação de aves marinhas (ovos, crias e adultos) por aves ou predadores introduzidos (como mamíferos e répteis), reflete-se numa ameaça quando a presença e o número de depredadores causam uma taxa de mortalidade que as populações não podem sustentar. Foi dada especial atenção às espécies predadoras que beneficiam das atividades humanas (por exemplo, gaivotas, ratos e

estorninhos) (Neves *et al.*, 2011b). Como a maioria das espécies procellariiformes evoluíram nas ilhas oceânicas livres de depredadores mamíferos, estas espécies carecem de características ecológicas, de comportamento e de experiência vital para fazer frente aos taxa introduzidos. O crescente número de predadores afeta as aves marinhas, quer pela predação direta das crias e aves marinhas adultas, e/ou depletando a vegetação nativa, aumentando a erosão do solo e competindo por cavidades. Os roedores introduzidos, tais como, os ratos-pretos e castanhos, são conhecidos por serem predadores dos ovos e crias. Os gatos selvagens *Felis silvestris catus* são considerados um fator importante na extinção de várias espécies de aves marinhas das ilhas (Medina e Nogales, 2009). Como resultado, a maioria das populações de aves marinhas estão confinadas a ilhéus e penhascos inacessíveis. Para as espécies de aves marinhas de vida longa, a sobrevivência adulta é provavelmente mais importante para a estabilidade da população, do que a taxa de sobrevivência juvenil, mas as ações direcionadas a aumentar o sucesso reprodutor são geralmente mais exequíveis. (Hervías *et al.*, 2013). Nas últimas décadas, foram levadas a cabo campanhas de erradicação para salvaguardar as populações de aves marinhas, principalmente nas ilhas que não estão habitadas permanentemente por humanos (Opper *et al.*, 2011).

INTRODUÇÃO DE OUTRAS FORMAS DE ENERGIA (LUZ TERRESTRE)

As aves marinhas, em particular as procellariiformes (cagarros e painhos), são afetadas pela poluição lumínica, devida ao turismo e à expansão urbana. Os juvenis de espécies que nidificam em cavidades e, em menor número, os adultos, são atraídos e encadeados pelas luzes artificiais. Este fenómeno, chamado *fallout*, pode causar eventos de mortalidade massiva (Rodríguez *et al.*, 2017). O encadeamento pela luz pode ser fatal devido às colisões com estruturas feitas pelo homem ou com o solo e, se não for mortal, as aves envolvidas pela luz poderão ser incapazes de fugir e tornarem-se vulneráveis à predação, colisões de veículos, fome ou desidratação (Rodríguez *et al.*, 2017). Demonstrou-se que as procellariiformes exibem uma sensibilidade relativamente baixa às alterações na fecundidade, em comparação com as alterações na sobrevivência dos adultos (em Oliveira *et al.*, 2016 e referências citadas). No entanto, as campanhas de resgate diminuem a mortalidade destes eventos de forma sistemática, procurando e resgatando centenas de aves caídas (Rodríguez *et al.*, 2012).

PERTURBAÇÃO DEVIDO À PRESENÇA HUMANA

As atividades recreativas e o turismo têm potencial para produzir impactos nalgumas espécies de aves marinhas, em grande parte através da perturbação das zonas de nidificação e a perturbação da alimentação das aves, devida ao tráfego de embarcações recreativas. Se a sobrevivência e o sucesso reprodutor são afetados, esta pressão pode levar a uma diminuição da abundância populacional e a alterações na distribuição.

As atividades identificadas como contribuintes a cada pressão e o seu impacto nas aves marinhas da Macaronésia a nível individual e populacional, é resumida na **tabela 8**.

Tabela 8: Descrição geral de as atividades que exercem as pressões identificadas como as mais importantes para aves marinhas na Macaronésia e os seus possíveis impactos a nível individual e populacional.

ATIVIDADES		PRESSÕES	IMPACTOS		
Terrestres	Marinhas		Indivíduo		População
Infraestruturas turísticas e atividades de lazer Usos urbanos e industriais	-	Introdução de outras formas de energia (LUZ)	Sub-letal	Comportamental Dano físico Fisiológico	Taxa de sobrevivência Taxa de mortalidade Sucesso reprodutor Abundância populacional
			Letal	Mortalidade direta	Estrutura da população Área de distribuição
	Transporte Marítimo	Introdução ou dispersão de espécies não indígenas (terrestres)	Sub-letal	Comportamental Dano físico Fisiológico	Taxa de sobrevivência Taxa de mortalidade Sucesso reprodutor Abundância da população
			Letal	Mortalidade direta	Estrutura da população Área de distribuição
	Pesca	Lixo Marinho	Sub-letal	Dano físico Fisiológico	Taxa de sobrevivência Taxa de mortalidade

	Transporte Marítimo Atividades de Lazer		Letal	Mortalidade direta	Sucesso reprodutor Abundância populacional Estrutura da população Área de distribuição
	-	Perturbação devido à presença humana	Sub-letal	Comportamental Dano físico Fisiológico	Taxa de sobrevivência Taxa de mortalidade Sucesso reprodutor
			Letal	Mortalidade direta	Abundância da população Área de distribuição

II. MAMÍFEROS

Na maioria dos casos, as pressões consideradas relevantes foram selecionadas pelos peritos dos três arquipélagos. A principal exceção foi a "Extração ou morte / lesão de espécies selvagens", que foi considerada relevante tanto para os golfinhos-roaz, como para os baleia-piloto-tropical, apenas pelo grupo de peritos das Ilhas Canárias. Esta pressão, no entanto, não se considerou relevante em toda a Macaronésia para estas espécies (Freitas *et al.*, 2004; Silva *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2012; Nicolau *et al.*, 2014; Cruz *et al.*, 2018). Em relação a outras pressões consideradas relevantes em toda a Macaronésia, as principais conclusões são:

Introdução de contaminantes e introdução de lixo - foram identificadas pelos peritos como pressões relevantes que afetam a maioria das espécies de mamíferos marinhos em avaliação. Apenas para a Baleia-de-Bryde, a introdução de contaminantes não foi considerada uma pressão relevante.

INTRODUÇÃO DE CONTAMINANTES

A acumulação de contaminantes em mamíferos marinhos foi associada a várias respostas toxicológicas como a imunotoxicidade (associada a uma alta suscetibilidade a doenças infecciosas), impedimento reprodutor, teratogenicidade, disrupções endócrinas e efeitos carcinogénicos. A prevalência de altos níveis de contaminantes numa população pode afetar o seu sucesso reprodutor e a taxa de sobrevivência, a sua abundância e estrutura (García-Álvarez *et al.*, 2014, 2015). Os contaminantes estão presentes no meio marinho em todo o mundo, em consequência do seu amplo uso e transporte de longa distância. Os contaminantes ambientais prioritários incluem:

- **Metais pesados** são libertados no meio ambiente através de processos naturais ou antropogénicos, incluindo as descargas urbanas e industriais, agriculturas, indústria mineira e de combustão. Devido à sua toxicidade, persistência e características de bioacumulação, os metais pesados mais perigosos para o meio marinho são o cádmio (Cd), o mercúrio (Hg) e o chumbo (Pb).
- **Contaminantes orgânicos persistentes (POPs)**, resistentes à degradação química e biológica, estes contaminantes conduzem à bioacumulação e bio amplificação na cadeia alimentar e incluem:
 - **Dioxinas:** 2, 3, 7, 8 - tetraclorodibenzo-p-dioxina (TCDD). Inclui também a família de dibenzodioxina policloradas (PCDD) e dibenzofuranos policlorados (PCDF) relacionadas estruturalmente e quimicamente.
 - **Bifenilos policlorados (PCB):** Produzido para fins industriais específicos. O processo de eliminação gradual iniciou-se a finais dos anos setenta. Inclui PCB similares às dioxinas (DL-PCB) e PCB não similares às dioxinas (NDL-PCB).

- **Pesticidas organoclorados (PCO):** Produzido para fins agrícolas e de saúde, têm vindo a ser eliminados progressivamente desde 1970.
- **Retardadores de chama bromados (BFRs):** frequentemente agregados a plásticos, têxteis e equipamentos elétricos. Na União Europeia o uso de certos BFRs foi proibido ou restringido.
- **Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs):** Produzidos pela combustão de matéria orgânica e combustíveis fósseis; entram no meio marinho através da deposição atmosférica, evaporação de estradas, das descargas industriais e, como resultado dos derrames de hidrocarbonetos, sendo muito frequentes. Devido ao facto dos animais serem capazes de metabolizar os HAP de forma eficiente, não se consideram como POPs.

LIXO MARINHO

Para Mamíferos marinhos, os impactos primários dos resíduos marinhos estão associados com a **ingestão** e o **enredamento**. A ingestão pode causar fome, subnutrição, perda de condição corporal, uma capacidade limitada para evitar predadores e, portanto, uma conseqüente redução das taxas de crescimento, longevidade e capacidade reprodutiva, assim como um enfraquecimento geral devido ao sangramento de úlceras, obstruções, impacto e/ou perfuração do trato digestivo (Puig-Lozano *et al.*, 2018 e referências citadas). Adicionalmente, os plásticos ingeridos, nomeadamente os microplásticos, são também uma fonte adicional de químicos persistentes, bioacumuláveis e tóxicos. O enredamento pode provocar afogamento, asfixia ou estrangulamento ou afetar o comportamento o que compromete a alimentação, a reprodução ou a migração, o que pode causar subnutrição, doenças e um menor rendimento reprodutor, bem como menores taxas de crescimento e longevidade (Baulch e Perry, 2014).

Introdução de Som antropogénico – foi selecionado como uma pressão potencialmente relevante para as unidades costeiras de golfinho-roaz, baleia-piloto-tropical, golfinho-de-Risso, baleia-de -Bryde e Zífiu.

Som Antropogénico

Os mamíferos marinhos usam o som para navegar, comunicar entre si, alimentarem-se e evitar os predadores numa ampla gama de frequências. Quando as atividades humanas se sobrepõem com audição dos mamíferos marinhos, podem *mascarar* os sons e dificultar a receção de informação biologicamente relevante. Na proximidade de fontes de som, os mamíferos marinhos podem reagir ao som mostrando comportamentos de *evasão*. Os sons de alta intensidade, como os produzidos pelas pistolas de ar comprimido em estudos geofísicos, podem danificar o sistema auditivo e provocar uma alteração de limiar auditivo permanente ou temporário (LAP o LAT), e ao *deslocamento* (a curto e longo prazo). Tudo isto pode afetar os padrões de imersão, a interromper a procura de alimento, a cria, a amamentação e os comportamentos sociais e/ou desorientarem os mamíferos marinhos, afetando a sua sobrevivência e o sucesso reprodutor e, em casos extremos, levar à morte (OSPAR, 2009).

Perturbação devido à presença humana. – Pode afetar a unidades costeiras de golfinhos-roaz, baleia-piloto-tropical associados a ilhas, golfinhos-de-Risso e baleias-de-Bryde. As atividades de observação de cetáceos, especificamente, destacaram-se como uma atividade que pode afetar os indivíduos que utilizam com maior frequência as águas costeiras da Macaronésia.

PERTURBAÇÃO DEVIDO Á PRESENÇA HUMANA

A perturbação devida às atividades de observação de cetáceos está associada com alterações do comportamento à superfície, de acústica e de natação e a alterações de direção, no tamanho do grupo e na coordenação (possivelmente táticas horizontais e e verticais para evitar encontros). A perturbação também foi relacionada com a deslocação temporária ou permanente de indivíduos. Estas alterações de comportamento podem ter efeitos biológicos significativos ao afetar a alimentação, o acasalamento, a amamentação ou o descanso e, eventualmente, podem ter conseqüências a longo prazo para os indivíduos e populações (Parsons, 2012 e as referências citadas).

Morte ou lesão por colisão - foi selecionada como uma pressão potencialmente relevante para Cachalote, zifio e Baleia-de-Bryde

MORTE OU LESÃO POR COLISÃO

As colisões com embarcações podem provocar um traumatismo contuso ou agudo, em forma de cortes severos na pele e capas subcutâneas e musculó-esqueléticas adjacentes, assim como a amputação e / ou a evisceração dos animais afetados (Sierra *et al.*, 2014 e referências correspondentes). As colisões incluem golpes na proa e quilha das embarcações, contacto com hélices e traumas contundentes por colisão com os cascos das embarcações. Uma vez que a ocorrência de colisões parece aumentar com o tamanho e a velocidade das embarcações, a maioria dos casos reportados envolviam grandes embarcações ou de altas velocidades, como barcos de carga, cruzeiros e ferry's de alta velocidade, e espécies que nadam lentamente e passam longos períodos à superfície.

As atividades que contribuem para cada pressão que ocorrem em cada arquipélago e também os seus impactos para as diferentes unidades de gestão de cetáceos variam segundo as unidades de gestão biológicas e as características da população, como se mostra na **tabela 9**.

Tabela 9: Descrição geral das atividades que exercem as pressões identificadas como as mais importantes para as UGs de cetáceos selecionadas para a Macaronésia e os seus possíveis impactos a nível individual e populacional.

ACTIVIDADES		PRESSÕES	IMPACTOS		
TERRESTRES	MARINHAS		INDIVÍDUO		POPULAÇÃO
Agricultura Infraestruturas de turismo Usos urbanos e industriais	Aquacultura Transporte Marítimo Atividades de Lazer Extração de minerais	Introdução de contaminantes	Sub-Letal	Fisiológico	Taxa de sobrevivência Sucesso reprodutor Abundância populacional Estrutura da população
Infraestruturas de turismo Usos urbanos e industriais	Pesca e apanha de marisco Transporte marítimo Atividades de lazer	Lixo Marinho	Sub-letal	Comportamental Dano físico Fisiológico	Taxa de sobrevivência Taxa de mortalidade Sucesso reprodutor Abundância populacional Estrutura da população
-	Dragagem Extração de minerais Pesca Transporte Atividades de lazer Investigação Operações militares	Som antropogénico	Sub-Letal	Comportamental Fisiológico	Taxa de sobrevivência Sucesso reprodutor Abundância populacional Estrutura da população Área de distribuição
-	Transporte marítimo Atividades de lazer	Morte ou lesão por colisão	Sub-Letal	Danos físicos	Taxa de sobrevivência Taxa de mortalidade Abundância populacional Estrutura da população
-	Captura de peixes Atividades de lazer Investigação	Perturbação devido à	Sub-letal	Comportamental Fisiológico	Taxa de sobrevivência Sucesso reprodutor

		presença humana			Abundância populacional Estrutura da população Área de distribuição
--	--	-----------------	--	--	---------------------------------------------------------------------------

III. REPTÉIS

A **extração ou mortalidade / lesão de espécies selvagens** (captura acidental), **lixo marinho** e **morte ou lesão por colisão** foram selecionadas como as pressões mais importantes que afetam tanto a tartaruga-comum como a tartaruga-verde na Macaronésia.

EXTRAÇÃO OU MORTALIDADE/LESÃO DE ESPÉCIES SELVAGENS

As tartarugas marinhas podem ser capturadas por uma ampla variedade de pescas e artes de pesca, desde pesca artesanal em pequena escala, até frotas industriais, incluindo palangres, redes de cerco e redes de deriva no ambiente pelágico, bem como redes de arrasto e redes de emalhar em águas mais costeiras (Coelho *et al.*, 2015 e referências nele contidas). Nas águas da Macaronésia, as Tartarugas marinhas oceânicas juvenis são capturadas acidentalmente em palangres à deriva, direcionadas para a captura do espadarte do tubarão-azul. O habitat das tartarugas-comuns está fortemente relacionado com frentes e remoinhos que representam, concomitantemente, um habitat importante para as espécies pelágicas comerciais, resultando numa sobreposição entre tartarugas-comuns e barcos de pesca (Ferreira *et al.*, 2011). As tartarugas são capturadas ficando presas nos anzóis quando se lançam ao isco ou ficam enredadas nas linhas de monofilamento. As tartarugas-verdes, nas Ilhas Canárias, estão presentes nas zonas costeiras e podem ser afetadas pela pesca recreativa e profissional que se realiza nestas áreas, principalmente devido à ingestão de anzóis e, em menor grau, ao enredamento, segundo dados de Centros de recuperação de vida selvagem.

LIXO MARINHO

O DQEM TG-Lixo marinho considera altamente provável que a ingestão de plástico e o enredamento tenham efeitos a nível populacional para todas as espécies de tartarugas marinhas. O enredamento pode impedir que as tartarugas marinhas voltem à superfície ou que se alimentem, levando à morte por asfixia e inanição. Também se sabe que o enredamento causa lesões na pele, amputação de barbatanas e processos sépticos (Orós *et al.*, 2005; Barreiros e Raykov, 2014) reduzindo a mobilidade e o estado de saúde das tartarugas marinhas. A ingestão de plásticos, por sua vez, pode causar obstrução intestinal, lesões intestinais e alterações de fluabilidade e natação que afetam a condição corporal, as taxas de sobrevivência e, potencialmente, o sucesso reprodutor. Estudos sugerem que as tartarugas marinhas ingerem mais resíduos durante a fases oceânica e juvenil do seu ciclo de vida, possivelmente devido ao facto de que as tartarugas jovens permanecem ao longo das linhas de palangre de deriva, onde o plástico se acumula (Kühn *et al.*, 2015, e referências nele contidas, Schuyler *et al.*, 2016). O comportamento de procura de alimentos pode também afetar a probabilidade de ingestão de resíduos. A ingestão de detritos é, no entanto, raramente relatada como diretamente responsável pela morte de Tartarugas marinhas: devido ao seu longo trato digestivo, as tartarugas-comuns têm a capacidade de defecar a maioria dos resíduos ingeridos (Pham *et al.*, 2017 e referências nele contidas). Os efeitos letais diretos da ingestão provavelmente não ocorrem com uma frequência relevante a nível populacional, enquanto os efeitos sub-letais são provavelmente mais relevantes (Kühn *et al.*, 2015).

MORTE OU LESÃO POR COLISÃO

Para as tartarugas marinhas, bem como para Mamíferos marinhos, as colisões com embarcações, navios e barcos representam uma fonte de mortalidade e morbidade. As lesões envolvem tipicamente fraturas graves da carapaça / plastron e lesões traumáticas e são normalmente letais. (Orós *et al.*, 2016).

As tartarugas verdes apresentam elevados níveis de fidelidade às zonas de alimentação associadas a pradarias de ervas marinhas e, por isso, **perturbações devidas à presença humana e a perda física de habitat**, foram também identificadas como importantes pressões para esta espécie.

PERTURBAÇÃO DEVIDO À PRESENÇA HUMANA
Interações com mergulhadores e praticantes de <i>snorkeling</i> , podem afetar o comportamento e, portanto, a distribuição (Monzón-Argüello <i>et al.</i> , 2015). A prática de alimentação suplementar pode incentivar as tartarugas marinhas a passar mais tempo perto de áreas com maior tráfego de embarcações, aumentando o risco de colisão (Green and Giese, 2004; Varo-Cruz <i>et al.</i> , 2017). Pode também resultar numa maior interação com palangres iscados (Monzón-Argüello <i>et al.</i> , 2018b).
PERDA FÍSICA DE HABITAT
As tartarugas-verdes nas Ilhas Canárias ocorrem principalmente em áreas de bancos de areia pouco profundos com vegetação (por exemplo, pradarias de ervas marinhas <i>Cymodea nodosa</i>) que têm diminuído no arquipélago (Ruiz de la Rosa <i>et al.</i> , 2015). Estes habitats são locais de descanso e alimentação para a tartaruga-verde e, portanto, o seu declínio pode afetar a distribuição das tartarugas no arquipélago.

As atividades identificadas como contribuindo para cada pressão e os impactos nas espécies de tartarugas selecionadas na Macaronésia encontram-se resumidas na **tabela 10**.

Tabela 10: Descrição geral das atividades que exercem as pressões identificadas como as mais importantes para as espécies de tartarugas selecionadas para a Macaronésia e os seus potenciais impactos a nível individual e populacional.

ACTIVIDADES		PRESSÕES	IMPACTOS		
Terrestres	Marinhas		Indivíduo		População
Agricultura Infraestruturas de turismo Usos urbanos e industriais	Pesca e apanha de marisco (profissional, recreativa) Transporte Marítimo e infraestruturas Atividades de lazer	Lixo marinho	Sub-letal	Dano físico Fisiológico	Taxa de sobrevivência Taxa de mortalidade Sucesso reprodutor Abundância populacional Estrutura da população
			Letal	Mortalidade direta	
-	Pesca e apanha de marisco (profissional, recreativa)/captura acidental	Extração ou mortalidade/lesão para as espécies selvagens	Sub-letal	Dano físico Fisiológico	Taxa de sobrevivência Taxa de mortalidade Abundância populacional Estrutura da população
Letal			Direct mortality		
-	Pesca e apanha de marisco (profissional, recreativa) Transporte Marítimo Atividades de lazer	Morte ou lesão por colisão	Sub-letal	Dano físico	Taxa de sobrevivência Taxa de mortalidade Abundância populacional Estrutura da população
Letal			Direct mortality		
-	Atividades de lazer	Perturbação devido à presença humana	Sub-letal	Comportamental Fisiológico	Área de distribuição
-	Dragados e depósito de materiais Defesa do litoral e proteção contra inundações	Perda física do habitat	Sub-letal	Comportamental	Área de distribuição

	Infraestruturas de transporte Atividades de lazer				
--	------------------------------------------------------	--	--	--	--

4. ESTADO DO MEIO MARINHO [ART. 8.1A]

A. AVES

AVES QUE SE ALIMENTAM NA COLUNA DE ÁGUA

Alma-Negra - *Bulweria bulwerii*

O IUCN classifica a população de Alma-Negra como de 'Pouco preocupante'. É considerado que a população mundial é estável dado a ausência de evidência de declínio ou ameaças substanciais. A tendência da população europeia é desconhecida (BirdLife International, 2018a).

Açores

Nos Açores, esta espécie está classificada como "Em perigo de extinção" segundo o Livro da Lista Vermelha de Vertebrados Portugueses (Almeida *et al.*, 2005). A população nidificante de Alma-Negra dos Açores só é monitorizada no ilhéu Vila. O ilhéu da Vila possui a maior população conhecida do arquipélago e é um dos dois lugares de reprodução conhecidos (sendo o outro o ilhéu de Baixo). A Universidade de Açores realizou um seguimento regular no ilhéu Vila entre 2002 e 2012 (J. Bried, dados não publicados). A partir de 2013, realizaram-se algumas visitas ocasionais. Suspeita-se que o ilhéu da Praia albergue uma pequena colónia, mas nunca se confirmou reprodução.

D1C1 – SB_BYC_BR: Não se detetou captura accidental de espécimes de Alma-Negra no programa de monitorização de pesca dos Açores (Cooper *et al.*, 2003).

D1C4 – SB_DIS_RG: Foi confirmada uma colónia reprodutora para os Açores como o limite mais a norte desta espécie (Monteiro *et al.*, 1999). Posteriormente, identificaram-se dois ilhéus (Praia e Baixo) como potenciais colónias reprodutoras (10 CR), e em 2017 a reprodução foi confirmada pela SPEA em ambas colónias no âmbito do projeto MISTIC SEAS II, pelo que a espécie está a aumentar a sua área de nidificação.

Os resultados preliminares mostram que esta espécie se encontra em BEA nos Açores para o Critério D1C1 e D1C4, com uma aparente tendência estável ou crescente.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	SB_BYC_BR	• 0 indivíduos [1993-1999; Cooper <i>et al.</i> , 2003]	• Tendência	• 0 indivíduos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	• 1 colónia [1999]	• Tendência	• 2 colónias [2017; MISTIC SEAS II]

- Ilhéu da Vila, Santa Maria

O ilhéu Vila é um ilhéu rochoso de basalto, com encostas íngremes e penhascos, localizado a uns 300 m a sudoeste da ilha de Santa Maria. Tem uma área de 10 ha, uma altitude máxima de 60 m e é uma zona de proteção especial (ZPE) (Monteiro, 2000).

D1C2 – SB_ABU_NC: O tamanho da população no ilhéu Vila estimou-se em ~ 50 CR, e a população total dos Açores estimou-se em 70 CASAIS REPRODUTORES (Monteiro *et al.*, 1999). As prospeções neste ilhéu de 2002 a 2012 registaram um máximo de 57 tentativas de reprodução durante uma época de nidificação (desde finais de abril, princípios de maio até setembro) (J. Bried, dados não publicados). Este valor atualizado foi selecionado como Valor de Referência. Durante o projeto MISTIC SEAS II (ano 2017) contabilizaram-se 54 CR. Este valor indica uma pequena diminuição no número de pares reprodutores, mas é necessária uma série temporal mais longa para avaliar se existe realmente uma tendência negativa na colónia.

D1C3 – SB_DEM_BS: Esta é uma colónia livre de predadores com um sucesso reprodutor médio nos anos anteriores de 45.7% (2002-2012; J. Bried, dados não publicados). Este valor foi definido como o valor de referência para esta colónia / espécie. Em 2008, o valor de sucesso reprodutor estimado foi do 56.4% (J. Bried, dados não publicados). Durante o projeto MISTIC SEAS II (2017) estimou-se um sucesso reprodutor de 70%. O sucesso reprodutor aumentou significativamente em comparação com o período de amostragem anterior, pelo que a colónia parece estar em BEA para este critério.

D1C3 – SB_DEM_SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada e não existe um valor de referência para esta colónia. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Os resultados preliminares mostram que esta UG se encontra em BEA, com uma tendência positiva aparente. No entanto, esta avaliação baseia-se na monitorização de apenas uma época de nidificação. A presença de investigadores e a variabilidade natural da população podem influenciar os resultados. O BEA desta UG só se pode avaliar com rigor com dados de monitorização de pelo menos de 6 épocas de nidificação.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 57 CASAIS REPRODUTORES [2002-2012; J. Bried dados não publicados]	• Tendência	• 54 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• 45.7% BS [2002-2012; J. Bried dados não publicados]	• Tendência	• 70% SR [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

Madeira

A Alma-Negra é uma espécie abundante no arquipélago da Madeira, particularmente nas Ilhas Desertas (45.000 casais reprodutores, Catry *et al.*, 2014), nidificando em números mais pequenos nas Selvagens (5.000 casais reprodutores, Zino e Biscoito, 1994), e poucos casais de reprodutores no ilhéu Farol (no extremo oriental da Madeira) e nas ilhotas de Porto Santo. A época de nidificação começa em finais de abril, princípios de maio e dura até setembro. Os escassos dados sobre a dispersão pós-nupcial sugerem que as aves emigram para sudoeste do Atlântico, para águas equatoriais profundas. As colónias das Desertas e Selvagens, são consideradas as principais áreas de nidificação de Alma-Negra no Oceano Atlântico (Catry *et al.*, 2014).

D1C4 – SB_DIS_RG: A área de distribuição da Alma-Negra não está avaliada para a Madeira.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- **Selvagem Grande**

A colónia de Selvagem Grande é a maior colónia da espécie na Madeira e, é uma colónia livre de depredadores.

D1C2 – SB_ABU_NC: A monitorização regular da Alma-Negra é escassa na Selvagem Grande. As últimas estimativas sugerem uma população de 5.000 casais reprodutores (Zino e Biscoito, 1994). No entanto, a abundância de Alma-Negras não foi avaliada com a metodologia acordada na Madeira, pelo que, não se pode fazer a avaliação para esta colónia.

D1C3 – SB_DEM_BS: O sucesso reprodutor da Alma-Negra não foi avaliado na Madeira.

D1C3 – SB_DEM_SR: A Taxa de sobrevivência atual não foi calculada e não existe um valor de referência para esta colónia. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Ainda não há uma avaliação do BEA disponível para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 5,000 CASAIS REPRODUTORES [Zino & Biscoito, 1994]	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

Ilhas Canárias

Nas Ilhas Canárias a Alma-Negra nidifica em 31 colónias (SEO / BirdLife, 2012). Embora não seja abundante, encontrou-se na maioria das ilhas, inclusivamente recentemente na Grande Canaria (Luzardo *et al.*, 2008). Outros lugares de nidificação foram sugeridos, mas ainda não estão confirmados. Na península Ibérica espanhola, esta espécie está classificada como em perigo de extinção depois de se ter observado uma diminuição moderada nas últimas décadas (Madroño *et al.*, 2004).

D1C4 – SB_DIS_RG: A distribuição atual da Alma-Negra ainda não foi avaliada nas Ilhas Canárias.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• 31 colónias [SEO/BirdLife, 2012]	• Tendência	• Não disponível

- **A Graciosa, Lanzarote**

Ainda não se encontra disponível uma avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 60 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 60 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• 41.67% [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

Freira-do-Bugio - *Pterodroma deserta*

A Freira-do-Bugio é uma ave marinha endémica que só nidifica numa meseta na ilha de Bugio e que se considera como "Vulnerável" segundo os critérios da UICN (Orrell e Nicolson, 2018).

Madeira

D1C4 – SB DIS RG: A distribuição da Freira-do-Bugio ainda não foi avaliada na Madeira.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- Ilha do Bugio

D1C2 – SB_ABU_NC: Estimou-se um total de 160-180 CASAIS REPRODUTORES na colónia (Jesus *et al.*, 2009). No entanto, a abundância da Freira-do-Bugio ainda não foi avaliada com a metodologia atual estipulada na Madeira. Portanto, não se pode levar a cabo a avaliação para esta colónia.

D1C3 – SB_DEM_BS: O sucesso reprodutor da Freira-do-Bugio ainda não foi avaliado na Madeira.

D1C3 – SB_DEM_SR: A taxa de sobrevivência ainda não foi calculada e não existe um valor de referência para esta colónia. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Ainda não está disponível uma avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

D1C3 – SB_DEM_TS: O valor de referência da taxa de sobrevivência foi estabelecido utilizando os dados recolhidos entre 2002 e 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Taxa de sobrevivência= 0.934). A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Uma ligeira diminuição detetada por Oppel *et al.* (2012) pode explicar-se pela diferente taxa de ocupação (anos de diferença), as flutuações naturais e inclusivamente pelo fato de que as três colónias monitorizadas são as que têm maior densidade de gatos. Os gatos são responsáveis por 84% da predação das crias e o subsequente fracasso reprodutor (Hervías *et al.*, 2013). Os resultados preliminares mostram que esta espécie está em BEA, no entanto, é necessário obter dados de 6 épocas de reprodução para avaliar com rigor o BEA nesta colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 96 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 96 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• 39% [2009-2011; Hervías <i>et al.</i> , 2013]	• Tendência	• 58% [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	• 0.9	• Não disponível

- **Ilhéu de Vila Franca do Campo, São Miguel**

O ilhéu de Vila Franca do Campo (VFCI) situa-se a 1 km de Vila Franca do Campo, na costa sudeste da ilha de São Miguel. Forma parte do Parque Natural de Ilha de São Miguel, tem uma área de aproximadamente 7 ha e uma altitude de 62 m sobre o nível do mar (Rodrigues *et al.*, 2012). Há uma colónia de Cagarro livre de predadores neste ilhéu.

D1C2 – SB_ABU_NC: O tamanho da população de Cagarro foi estimado no passado em 500 CASAIS REPRODUTORES (SPEA, dados não publicados). Durante o MISTIC SEAS II, contabilizaram-se 37 CASAIS REPRODUTORES utilizando a metodologia atual acordada. Este valor será utilizado como referência para futuras avaliações.

D1C3 – SB_DEM_BS: Durante o MISTIC SEAS II, calculou-se um SR de 81% (2018) para esta colónia. Este valor será utilizado como referência para futuras avaliações.

D1C3 – SB_DEM_SR: O valor de referência da taxa de sobrevivência foi estabelecido utilizando dados compilados entre 2002 e 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Taxa de sobrevivência= 0.934). A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

O BEA global desta colónia só se avaliará com rigor após recolha de dados durante 6 épocas de nidificação.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 37 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 37 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]

D1C3	SB_DEM_BS	• 81% [2018; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 81% [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	• 0.9	• Não disponível

• **Mistério da Prinha, Pico**

Os cagarros nunca foram monitorizados sistematicamente nesta colónia. No entanto, ao longo dos anos foram identificados cerca de 100 ninhos ativos e um máximo de 100 casais reprodutores (J. Bried dados não publicados). Como parte do projeto MISTIC SEAS II, a monitorização começou em junho de 2017.

Esta é uma colónia com predadores, incluindo os principais mamíferos introduzidos, como gatos, cães, ratos e furões.

D1C2 – SB ABU NC: Não há estimativas de abundância de anos anteriores, portanto, o valor de referência para esta colónia / espécie são os resultados do primeiro ano de trabalho de campo do MISTIC SEAS II (2017). Este valor foi obtido utilizando o número de ninhos observados com ambos adultos, um ovo ou uma cria. Durante 2017, um total de 75 ninhos foram ocupados, mas só se observou um adulto em 5 deles. Consequentemente, não foi possível confirmar reprodução e estes ninhos não foram incluídos na contagem, sem agregar possíveis prospectores à estimativa de CR. Durante a segunda contagem de ninhos realizada em 2018 só se puderam contar 58 CR. Apesar da diminuição na abundância, uma série temporal mais longa é necessária para avaliar a tendência desta colónia.

D1C3 – SB DEM BS: Durante o MISTIC SEAS II, calculou-se um SR de 65% em 2017 e de 92% em 2018. O primeiro valor foi utilizado como base de referência para futuras avaliações.

D1C3 – SB DEM SR: O valor de referência de taxa de sobrevivência foi estabelecido utilizando dados recolhidos entre 2002 e 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Taxa de sobrevivência= 0.934). A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

O BEA global desta colónia só se avaliará com rigor após recolha de dados durante 6 épocas de nidificação.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 70 CASAIS REPRODUTORES [2017; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 58 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• 65% [2017; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 92% [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	• 0.9	• Não disponível

• **Ilhéu da Praia, Graciosa**

O ilhéu Praia encontra-se a 1 km a este da ilha Graciosa, 0,12 km² e tem seis espécies de aves marinhas, quatro das quais estão classificadas como espécies de "Importância para a Conservação" a nível Europeu e uma considerada globalmente "Vulnerável" (Bried e Neves, 2015). Os cagarros nunca foram monitorizados sistematicamente nesta colónia. Levaram-se a cabo algumas sessões de captura-marcação-recaptura entre 2003 e 2012. Como parte do projeto MISTIC SEAS II, a monitorização começou em junho

de 2017, no entanto, os dados ainda não estão disponíveis pelo que não se pode reportar nenhum critério para esta colónia.

Esta é uma colónia livre de predadores, no entanto, foi detetada predação de crias de Painho-de-Monteiro e p. da Madeira por lagartos da Madeira (Neves *et al.*, 2017) e por formiga-lava-pés.

D1C2 – SB ABU NC: Não há estimativa de abundância disponível para esta colónia.

D1C3 – SB DEM BS: Ainda não se estimou o SR para esta colónia.

D1C3 – SB DEM SR: O valor de referência de taxa de sobrevivência foi estabelecido utilizando dados obtidos entre 2002 e 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Taxa de sobrevivência= 0.934). A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

O BEA global de esta colónia só será avaliado com rigor após recolha de dados durante 6 épocas de nidificação.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	• 0.9	• Não disponível

- **Ilhéu da Vila, Santa Maria**

O ilhéu Vila é um ilhéu rochoso de basalto, com encostas íngremes e falésias, situado aproximadamente a 300 m a sudoeste da ilha de Santa Maria, com uma área de 10 ha, altitude máxima de 60 m e é uma Zona de Proteção Especial (ZPE) (Monteiro, 2000). O ilhéu Vila não possui predadores introduzidos.

D1C2 – SB ABU NC: A verificação de ninhos realizou-se cada ano entre 2003 e 2012 pela Universidade dos Açores (J. Bried, dados não publicados), gerando uma estimativa de 331 CR, que foi estabelecida como referência. A monitorização foi interrompida, mas reiniciada em junho de 2017 como parte do projeto MISTIC SEAS II. Foram contabilizadas 272 CASAIS REPRODUTORES durante o trabalho de campo. Este valor representa uma ligeira diminuição na abundancia da população, mas uma série mais longa é necessária para avaliar este parâmetro, tendo em consideração as possíveis variações naturais.

D1C3 – SB DEM BS: A melhor estimativa de SR para esta colónia é de 58.6%, obtida de 2002 a 2008 (Fontaine *et al.*, 2011). Este número foi utilizado como valor de referência para este parâmetro. A última estimativa de SR, durante o MISTIC SEAS II foi de 83% (ano 2018), o que mostra um ligeiro aumento, no entanto, é necessário uma série de tempo mais longa para avaliar este parâmetro de modo a considerar as possíveis variações naturais.

D1C3 – SB DEM SR: O valor de referência de taxa de sobrevivência foi estabelecido utilizando dados recolhidos entre 2002 e 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Taxa de sobrevivência = 0.934). A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

O BEA global desta colónia só se avaliará com mais rigor após a recolha de dados durante 6 épocas de nidificação.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 331 CASAIS REPRODUTORES [2003-2012; J. Bried dados não publicados]	• Tendência	• 272 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• 58.6% [2003-2008; J. Bried dados não publicados]	• Tendência	• 83% [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	• 0.9	• Não disponível

- **Capelinhos, ilha do Faial**

Os Cagarros nunca foram monitorizadas sistematicamente nesta colónia, apesar de alguns estudos dispersos.

Os programas de monitorização nesta colónia tiveram início durante o projeto Interreg LuMinAves MAC / 4.6d / 157, com o objetivo de determinar a poluição luminosa noturna artificial nas populações de aves marinhas na Macaronésia, medindo a pressão luminosa artificial identificada durante o MISTIC SEAS I.

D1C2 – SB_ABU_NC: Não há estimativas de abundancia de anos anteriores, portanto, atribuiu-se o valor de referência para esta colónia / espécie com base nos resultados do primeiro ano do trabalho de campo do LuMinAves (2017). Durante 2017, contaram-se 42 CR. Durante a segunda contagem de ninhos realizado em 2018 contaram-se 38 CR. Apesar da diminuição da abundância, é necessária uma série temporal mais longa para avaliar a tendência desta colónia.

D1C3 – SB_DEM_BS: Durante o projeto LuMinAves, calculou-se um SR de 96% em 2017 e de 92% em 2018. O primeiro valor foi utilizado como base de referência para futuras avaliações.

D1C3 – SB_DEM_SR: O valor de referência de taxa de sobrevivência foi estabelecido utilizando dados obtidos entre 2002 e 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Taxa de sobrevivência= 0.934). A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

O BEA global desta colónia só se avaliará com rigor após recolha de dados durante 6 épocas de nidificação.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 42 CASAIS REPRODUTORES [2017; LuMinAves]	• Tendência	• 34 CASAIS REPRODUTORES [2018; LuMinAves]
D1C3	SB_DEM_BS	• 96% [2017; LuMinAves]	• Tendência	• 92% [2018; LuMinAves]
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	• 0.9	• Não disponível

- **Morro de Castelo Branco, Ilha do Faial**

A colónia Morro de Castelo Branco é uma reserva com 16 ha e é uma cúpula traquítica, ligada a terra por um istmo, com planaltos elevados de penhascos verticais cheios de fissuras que formam pequenas grutas e que terminam em praias de calhaus e blocos de rocha. Os cagarros nunca foram monitorizados sistematicamente nesta colónia até ao trabalho de campo realizado durante o projeto LuMinAves.

Esta colónia tem duas áreas, a parte inferior e a parte superior da superfície rochosa. Durante o segundo ano de vigilância (2018), a área superior não foi monitorizada devido à precariedade do caminho e o tipo de ninho. Na parte superior de Morro há centenas de ninhos de cagarros. No entanto, estão localizadas num penhasco escarpado, inacessível aos investigadores, ou em buracos arenosos no solo, que colapsam facilmente ao caminhar à sua volta.

Os programas de monitorização nesta colónia tiveram início durante o projeto Interreg LuMinAves MAC / 4.6d / 157, com o objetivo de determinar a contaminação luminosa noturna artificial nas populações de aves marinhas da Macaronésia, medindo a pressão luminosa artificial identificada durante o MISTIC SEAS I.

D1C2 – SB_ABU_NC: Não há estimativas de abundância de anos anteriores, pelo que o valor de referência para esta colónia se estabeleceu de acordo com os resultados obtidos no primeiro ano do trabalho de campo do LuMinAves (2017). Durante 2017, contaram-se 46 CR. Durante a segunda contagem de ninhos realizado em 2018, contaram-se apenas 29 CASAIS REPRODUTORES porque, como se explicou anteriormente, não foi possível aceder a uma das áreas da colónia.

D1C3 – SB_DEM_BS: Durante o LuMinAves, foi estimado um SR de 81% em 2017 e de 96% em 2018. O primeiro valor foi utilizado como base para futuras avaliações.

D1C3 – SB_DEM_SR: O valor de referência de taxa de sobrevivência foi estabelecido utilizando dados obtidos entre 2002 e 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Taxa de sobrevivência= 0.934). A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

O BEA global desta colónia só se avaliará com mais rigor após a recolha de dados durante 6 épocas de nidificação.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 49 CASAIS REPRODUTORES [2017; LuMinAves]	• Tendência	• 29 CASAIS REPRODUTORES [2018; LuMinAves]
D1C3	SB_DEM_BS	• 81% [2017; LuMinAves]	• Tendência	• 96% [2018; LuMinAves]
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	• 0.9	• Não disponível

Madeira

D1C4 – SB_DIS_RG: A área de distribuição do Cagarro ainda não foi avaliada na Madeira.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- **Selvagem Grande**

A Selvagem Grande contém uma boa densidade de ninhos acessíveis, bastante fáceis de monitorizar. A monitorização da população de cagarros realiza-se regularmente desde os últimos 20 anos e resultou numa estimativa em 29.540 CASAIS REPRODUTORES em 2005 (Granadeiro *et al.*, 2006). A Selvagem Grande é uma colónia livre de predadores onde a maioria dos ninhos estão em paredes.

D1C2 – SB_ABU_NC: A abundância do cagarro ainda não se avaliou com a metodologia padronizada acordada para a Macaronésia. Portanto, a avaliação da abundância não se pode fazer para esta colónia.

D1C3 – SB_DEM_BS: O sucesso reprodutor do cagarro calculou-se em 52% para o intervalo de 1992 a 1999 (Mougin, 2001). No entanto, o SR atual ainda não foi calculado.

D1C3 – SB_DEM_SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada e não existe um valor de referência para esta colónia. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

A avaliação global do BEA para esta colónia ainda não está disponível.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_BS	• 52% [1992-1999; Mougin, 2001]	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

Ilhas Canárias

A espécie reproduz-se em todas as ilhas do arquipélago das Canárias em número elevado. No entanto, as únicas estimativas de população, 30.000 CR, são muito antigas e provavelmente subestimam os números reais. Como exemplo, Rodríguez, *et al.* (2014) estimaram que a população de Tenerife oscilava entre 8.200 e 16.600 casais, o que equivale a três vezes as estimativas anteriores para a ilha.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- **O Golfo – Timanfaya, Lanzarote**

A área tem uma boa densidade de ninhos acessíveis, bastante fáceis de monitorizar. A maioria dos ninhos encontram-se pelo trilho que vai desde a aldeia de El Golfo até ao Parque Nacional de Timanfaya.

D1C2 – SB_ABU_NC: Foram registados um total de 46 CASAIS REPRODUTORES na área estudada em 2017 e 44 CASAIS REPRODUTORES em 2018 durante os programas de monitorização do MISTIC SEAS II. A primeira estimativa foi estabelecida como o valor de referência para futuras avaliações. A abundância da colónia parece estável, mas é necessária uma série temporal mais longa para avaliar este parâmetro de modo a considerar as possíveis variações naturais.

D1C3 – SB DEM BS: Um sucesso reprodutor do 88.6% foi observado em 2018 durante os programas de monitorização do MISTIC SEAS II, é muito semelhante ao valor de 78.3% estimado em 2017 e utilizado como valor de referência. O SR aumentou ligeiramente durante o período de amostragem, mas é necessária uma série temporal mais longa para avaliar este parâmetro de modo a ter em conta as possíveis variações naturais.

D1C3 – SB DEM SR: A taxa de sobrevivência ainda não está disponível para esta colónia.

Ainda não há disponível uma avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 46 CASAIS REPRODUTORES [2017; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 44 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• 78.3% [2017; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 88.6% [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

- **Montaña Clara, Lanzarote**

A área tem uma boa densidade de ninhos acessíveis, bastante fáceis de monitorizar. Os ninhos estão localizados na costa sudeste, alguns em fendas e outros em tocas de areia sólida escavadas pelas próprias aves.

D1C2 – SB ABU NC: Foram registados um total de 30 CASAIS REPRODUTORES na área inspecionada em 2017 e 24 em 2018 durante os programas de monitorização do MISTIC SEAS II. A primeira estimativa foi utilizada para estabelecer o valor de referência para futuras avaliações. Embora se tenha detetado uma ligeira diminuição, é necessária uma série de tempo mais longa para avaliar este parâmetro e ter em conta as possíveis variações naturais.

D1C3 – SB DEM BS: Registou-se um sucesso reprodutor de 53.3% em 2017 e de 72.7% em 2018 segundo cálculos baseados no trabalho de campo do MISTIC SEAS II. A primeira estimativa foi utilizada para estabelecer o valor de referência para futuras avaliações. O SR aumentou durante o período de amostragem, no entanto é necessária uma série temporal mais longa para avaliar este parâmetro tendo em conta possíveis variações naturais

D1C3 – SB DEM SR: A taxa de sobrevivência ainda não está disponível para esta colónia.

Ainda não está disponível uma avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 30 CASAIS REPRODUTORES [2017; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 24 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• 53.3% [2017; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 72.7% [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

Frulho - *Puffinus Iherminieri*

O estatuto mundial da UICN da Frulho é de "Pouco preocupante". Na Europa, está catalogada como "Quase Ameaçada" com uma tendência de população decrescente (BirdLife International, 2018a). Segundo BirdLife International (2018a), suspeita-se que as populações estão a diminuir devido ao impacto de espécies introduzidas com uma taxa de decréscimo estimada em cerca de 10% em 66.9 anos (três gerações).

Açores

A presença do Frulho nos Açores foi documentada pela primeira vez a princípios do século XX na Graciosa (ilhéu Praia; Hartert and Ogilvie-Grant, 1905).

D1C1 – SB_BYC_BR: Não se detetou captura acidental de frulho no programa de observações de pesca de Açores (Cooper *et al.*, 2003).

D1C4 – SB_DIS_RG: O tamanho da população estima-se em 840-1530 casais reprodutoras (desde 1996 a1998) distribuídas em 28 colónias (Monteiro *et al.*, 1999). O número atual de colónias não está disponível.

Os resultados mostram que esta espécie se encontra em BEA nos Açores para o Critério D1C1, mas não foi possível avaliar o critério D1C4.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	SB_BYC_BR	• 0 indivíduos[1993-1999; Cooper <i>et al.</i> , 2003]	• Tendência	• 0 indivíduos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	• 28 colónias (Monteiro <i>et al.</i> , 1999)	• Tendência	• Não disponível

- Ilhéu da Praia, Graciosa

O ilhéu da Praia está localizado a 1 km a este da ilha Graciosa, a 0,12 km² e tem seis espécies de aves marinhas, quatro das quais estão classificadas como espécies de "Importância para a conservação" na Europa e uma considerada globalmente como "Vulnerável" (Bried e Neves, 2015). No ilhéu Praia, os frulhos não foram monitorizados de forma sistemática, e há muita pouca informação disponível, contudo, alguns ninhos foram identificados ao longo dos anos.

D1C2 – SB_ABU_NC: Fez-se uma estimativa de 50 CASAIS REPRODUTORES para a população nidificante nesta colónia (Monteiro *et al.*, 1999). Devido à instalação de ninhos artificiais para painhos, a população tem potencial para aumentar (Bried and Neves, 2015). Durante janeiro de 2018 também se contabilizaram 50 CR, no entanto na segunda contagem de ninhos só se encontraram 15 CR. Apesar da diminuição em abundância é necessária uma série temporal mais longa para avaliar a tendência real desta colónia.

D1C3 – SB_DEM_BS: Durante o MISTIC SEAS II, estimou-se um SR de 64% em janeiro de 2018 e a mesma estimativa se obteve posteriormente no mesmo ano. Estes valores foram utilizados como o valor de referência para futuras avaliações.

D1C3 – SB_DEM_SR: O valor de referência de taxa de sobrevivência foi estabelecido utilizando dados recolhidos entre 1998 e 2005 por Precheur *et al.* (2016) (Taxa de sobrevivência= 0.943). A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

O BEA global desta colónia só se avaliará com maior rigor após recolha de dados durante 6 épocas de nidificação.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 50 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 15 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• 64% [2018; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 64% [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.943 [1998-2005; Precheur <i>et al.</i> , 2016]	• 0.9	• Não disponível

- **Ilhéu da Vila, Santa Maria;**

O ilhéu Vila é um ilhéu rochoso de basalto, com fortes pendentes e penhascos, situado a cerca de 300 m a sudoeste da ilha de Santa Maria. Tem uma área de 10 ha, uma altitude máxima de 60 m e está classificado como Zona de Proteção Especial (ZPE) (Monteiro, 2000). Esta espécie é altamente sensível às perturbações, especialmente durante a incubação. Realizaram-se poucos esquemas de monitorização no ilhéu Vila para não interromper a reprodução nos poucos ninhos identificados. No entanto, realizaram-se campanhas pontuais de anilhagem e captura-marcação-recaptura.

D1C2 – SB_ABU_NC: A população estimada do ilhéu da Vila consiste em 50 CASAIS REPRODUTORES (Monteiro *et al.*, 1999). Durante o projeto MISTIC SEAS II a monitorização começou em janeiro de 2018. Os ninhos anteriormente marcados foram identificados o mais possível (muitos não se encontraram e dos que se encontraram alguns estavam destruídos). Também se inspecionaram e marcaram novos ninhos. A primeira contagem de ninhos em 2018 foi de 16 CR. No entanto, este valor não é comparável com as contagens anteriores. O valor obtido em 2018 será usado como valor de referência para avaliações futuras.

D1C3 – SB_DEM_BS: Durante o MISTIC SEAS II, estimou-se o SR para a espécie / colónia em 50%. Este valor será usado como referência para futuras avaliações.

D1C3 – SB_DEM_SR: O valor de referência de taxa de sobrevivência estabeleceu-se utilizando dados recolhidos entre 1998 e 2005 por Precheur *et al.* (2016) (Taxa de sobrevivência= 0.943). A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

O BEA global desta colónia só se avaliará com rigor após recolha de dados durante pelo menos 6 épocas de nidificação.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 16 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 16 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• 50% [2018; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 50% [2018; MISTIC SEAS II]

D1C3	SB_DEM_SR	• 0.943 [1998-2005; Precheur <i>et al.</i> , 2016]	• 0.9	• Não disponível
------	-----------	----------------------------------------------------	-------	------------------

Madeira

A Selvagem Grande possui a maior população da espécie na Madeira, com 2.050 e 4.900 casais reprodutores (Oliveira e Moniz, 1995). A abundância nas restantes ilhas do arquipélago é, aparentemente, mais pequena. Os dados recentes sugerem uma marcada diminuição da abundância populacional nas Selvagens.

D1C4 – SB DIS RG: A distribuição do frulho não foi avaliada na Madeira.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- Selvagem Grande

D1C2 – SB ABU_NC: A abundância do Frulho ainda não se avaliou com a metodologia padronizada acordada para Macaronésia. Portanto, a avaliação da abundância desta colónia não foi feita.

D1C3 – SB DEM_BS: O sucesso reprodutor do Frulho foi estimado em 80% em 2011 (Fagundes *et al.*, 2016). No entanto, o SR atual ainda não foi calculado.

D1C3 – SB DEM_SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada e não existe um valor de referência para esta colónia. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Ainda não há disponível uma avaliação do BEA para esta colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_BS	• 80% [2011; Fagundes <i>et al.</i> , 2016]	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

Ilhas Canárias

O Frulho está em forte declínio nas Canárias, decréscimo descrito pelo menos em Tenerife (Rodríguez *et al.*, 2012). As causas são ainda desconhecidas, mas a realidade é que não foi possível encontrar ninhos desta espécie apesar de se ter realizado uma busca bastante intensiva (Bécares *et al.*, 2016). Portanto, só se usa atualmente a taxa de vocalizações para inferir tendências de abundância. Duas colónias foram selecionadas e monitorizadas durante o inverno 2017-2018 no pico máximo de actividade acústica da espécie.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- [El Golfo - Timanfaya, Lanzarote](#)

A colónia está estabelecida num penhasco vertical inacessível, pelo que a contagem direta de ninhos é praticamente impossível. No entanto, dada a altura relativamente baixa do penhasco, a monitorização acústica permite o registo de escutas noturnas em toda a colónia. Portanto, foi instalado um sistema de registo automático na parte superior do penhasco durante o período pré-nupcial (segunda quinzena de dezembro).

D1C2 – SB ABU CR: A taxa máxima de vocalizações foi obtida em dezembro de 2017 durante o programa de monitorização do MISTIC SEAS II, mas ainda decorrem análises para determinar como integrar estes dados para determinar um valor de referência único. As opções são (i) construir um modelo para prever os melhores dias em termos de atividade acústica ou (ii) selecionar os melhores 5 dias de cada período de reconhecimento e informação e usar o valor médio. Utilizou-se uma combinação de valores (N = 226) obtida como valor de abundância atual e valor de referência.

Ainda não há uma avaliação do BEA disponível para esta colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_CR	• 226 indivíduos [2017-2018; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 226 indivíduos [2017-2018; MISTIC SEAS II]

- [Montaña Clara, Lanzarote](#)

Embora a área principal da colónia de frulho no ilhéu se situe em áreas teoricamente acessíveis da Caldera (cratera do vulcão principal do ilhéu), até à data não se encontraram ninhos, apesar de busca intensiva. Assim sendo, foi instalado um sistema de registo automatizado na meio da principal potencial área de nidificação durante o período de pré-nupcial (segunda metade de dezembro).

D1C2 – SB ABU CR: O número máximo de vocalizações obteve-se em dezembro de 2017 durante o programa de monitorização do MISTIC SEAS II, mas ainda se está a analisar como integrar estes dados para se obter um valor de referência único. As opções são (i) construir um modelo para prever os melhores dias em termos de atividade acústica ou (ii) selecionar os melhores 5 dias de cada período de monitorização e usar o valor médio de vocalizações. Utilizou-se a combinação de valores (N = 81) obtida como valor atual de referência de abundância.

Ainda não há avaliação BEA disponível para esta colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_CR	• 81 indivíduos [2017-2018; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 81 indivíduos [2017-2018; MISTIC SEAS II]

Freira-da-Madeira - *Pterodroma Madeira*

A Freira-da-Madeira é uma ave que nidifica em tocas, endémica da ilha da Madeira, listado como “Em Perigo” pela IUCN (Groombridge, 1993; BirdLife International, 2018c) e está incluída no Anexo I da Diretiva de Aves Selvagens da UE (Diretiva 79/409 / CEE, 1979).

Madeira

D1C4 – SB_DIS_RG: A área de reprodução é restrita às montanhas centrais de Madeira (Zino *et al.*, 1995), conhecida como "Maciço Montanhoso Oriental", uma Zona de Proteção Especial (ZPE). Portanto, há apenas uma colónia conhecida desta espécie mantida atualmente e que indica um bom estado ambiental no que respeita a este critério.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• 1 [Zino <i>et al.</i> , 1995]	• Tendência	• 1 [Zino <i>et al.</i> , 1995]

- **Maciço Montanhoso Oriental**

D1C2 – SB_ABU_NC: Considera-se que o tamanho da população varia entre 30-40 CASAS REPRODUTORES a 65-80 CR, estimado como parte do projeto LIFE00 NAT / P / 007097 de Conservação de Freira-da-Madeira através da restauração do seu habitat em 2001/2006 coordenado por IFCN-RAM. No entanto, a abundância do Freira-da-Madeira ainda não foi estimada com a metodologia padrão acordada para a Macaronésia. Portanto, a avaliação da abundância não pode ser feita para esta colónia.

D1C3 – SB_DEM_BS: Não há valores de SR disponíveis para esta espécie. Portanto, ainda não é possível estabelecer um valor de referência para utilizar numa avaliação no âmbito deste critério.

D1C3 – SB_DEM_SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada e não existe um valor de referência para esta colónia. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Ainda não está disponível uma avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

AVES QUE SE ALIMENTAM À SUPERFÍCIE

Os painhos estão muito difundidos, mas os dramáticos declínios populacionais podem passar despercebidos, a menos que sejam monitorizados periodicamente em toda a sua extensão (Lormee *et al.*, 2012).

Painho-da-Madeira - *Hydrobates castro*

A espécie está classificada como de "Pouco preocupante" pela IUCN, a nível mundial e europeu (BirdLife International, 2018a). No entanto, a espécie está em decréscimo a nível mundial devido a pressões antropogénicas, tais como a exploração direta, contaminação luminosa e predação (Bried *et al.*, 2009; Carboneras *et al.*, 2014; BirdLife International, 2018a). A espécie alimenta-se de presas mesopelágicas a um nível trófico mais baixo do que a de Painho-de-Monteiro.

Açores

O tamanho da população estimou-se durante os anos 90 entre 665 e 740 CR, dos quais, dos quais 440 a 480 estão localizados na ilha Graciosa (200 no ilhéu Praia, 200 no ilhéu Baixo, de 40 a 80 no ilhéu Ponta da Barca), de 5 a 10 CASAIS REPRODUTORES na ilha de São Jorge (no ilhéu Topo), de 0 a 10 na ilha de São Miguel (no ilhéu de Vila Franca do Campo), de 220 a 245 na ilha de Santa Maria (200 no ilhéu da Vila, de 0 a 5 na Ponta do Norte, de 20 a 40 na Malbusca) (Monteiro *et al.*, 1999). No entanto, os números no ilhéu Praia podem ter aumentado desde 2001 devido à instalação de ninhos artificiais (Bried *et al.*, 2009; Bried e Neves, 2015).

D1C1 – SB_BYC_BR: Não se detectou captura acidental de painho-da-Madeira no programa de observação de pesca dos Açores (Cooper *et al.*, 2003).

D1C4 – SB_DIS_RG : Monteiro *et al.* (1999) estimaram 8 colónias nos Açores. Em 2017, a SPEA no âmbito do projeto MISTIC SEAS II, registou uma nova colónia de nidificação no ilhéu Sentado (ilha das Flores), o que aumentou a extensão de distribuição conhecida da espécie.

Os resultados preliminares mostram que esta espécie está em BEA para D1C4, com uma aparente tendência crescente.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C1	SB_BYC_BR	• 0 indivíduos [1993-1999; Cooper <i>et al.</i> , 2003]	• Tendência	• 0 indivíduos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	• 8 colónias [1999]	• Tendência	• 9 colónias [2017; MISTIC SEAS II]

- Ilhéu de Baixo, Graciosa

O ilhéu de Baixo é um ilhéu basáltico da ilha Graciosa com uma área de 7 ha e uma elevação de 74 m onde se reproduzem atualmente 7 espécies de aves marinhas nidificantes. É um ilhéu livre de mamíferos com uma colónia de gaivotas de patas amarelas (320 CR; Neves *et al.*, 2006) da ilha Graciosa que pode ter um impacto para as pequenas procellariiformes que se reproduzem no ilhéu, como o painho-de-Monteiro, painho-da-Madeira e a Alma-Negra.

D1C2 – SB_ABU_NC: As estimativas da abundância populacional são atualmente realizadas através de escutas noturnas (ou seja, por número de vocalizações utilizando unidades de gravação autónomas). No entanto, estes dados ainda estão a ser analisados.

D1C3 – SB_DEM_BS: O sucesso reprodutor ainda não foi calculado para esta colónia.

D1C3 – SB_DEM_SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada, utilizou-se o valor de referência de 0.97 calculada por Robert *et al.* (2012). Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

O BEA global desta colónia só será avaliado com mais rigor após recolha de dados durante pelo menos 6 épocas de nidificação.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_CR	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.97 [Robert <i>et al.</i> , 2012]	• 0.9	• Não disponível

- **Ilhéu da Praia, Graciosa**

O trabalho de campo tem sido realizado anualmente nesta colónia desde 1989 para determinar o número de crias, e desde 2000, para monitorizar o número de painho-da-Madeira e de painho-de-Monteiro que nidificam nos ninhos artificiais. Os painhos-de-Monteiro são monitorizados no ilhéu da Praia pelo menos desde os anos 90. O ilhéu Praia foi declarado reserva natural em 2008. É uma colónia livre de predadores. Entre 2000 e 2001, instalaram-se 150 ninhos artificiais, aumentando a disponibilidade de habitats e a proteção adequada, simultaneamente facilitando a monitorização dos painhos (Bolton *et al.*, 2004). A população do Painho-da-Madeira do ilhéu da Praia foi a população mais sistematicamente estudada desta espécie durante o período 2000-2012. A monitorização continuou no âmbito do projeto MISTIC SEAS II.

D1C2 – SB_ABU_CR: Monteiro *et al.* (1999) estimaram 200 chamamentos utilizando escutas noturnas entre 1996 e 1999. É um bom valor, pois representa o máximo estimado para esta população / local. No entanto, a metodologia aplicada no MISTIC SEAS II consiste na contagem de ninhos o que, devido à inacessibilidade da maioria dos ninhos, gerará valores mais baixos de casais reprodutores. Assim, o número atual de casais reprodutores (66 casais reprodutores) foi utilizado como valor de referência para avaliações futuras.

D1C3 – SB_DEM_BS: O sucesso reprodutor foi estimado em 39.7% entre 2002 e 2012 (J. Bried, dados não publicados). Portanto, foi este o valor utilizado como referência para este critério. A monitorização atual realizada durante o projeto MISTIC SEAS II produziu um sucesso reprodutor de 83% (2017-2018). O sucesso reprodutor mostrou um aumento. No entanto, isto representa apenas a monitorização em uma época de nidificação e conseqüentemente uma série temporal mais longa é necessária para avaliar adequadamente este critério.

D1C3 – SB_DEM_SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada, mas o valor de referência de 0.97 calculada por Robert *et al.* (2012) foi utilizado. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

O BEA global desta colónia só será avaliado com mais rigor após a monitorização da colónia durante pelo menos 6 épocas reprodutivas.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_CR	• 66 CASAIS REPRODUTORES [2017-2018; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• 66 CASAIS REPRODUTORES [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• 39.7% [2002-2012; J. Bried dados não publicados]	• Tendência	• 83% [2017-2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.97 [Robert <i>et al.</i> , 2012]	• 0.9	• Não disponível

- **Ilhéu Sentado, Alagoa, Flores**

O ilhéu Sentado é um pequeno ilhéu ao largo da Ilha das Flores (área de 0.15 ha), com uma área restrita e inacessível, onde uma colónia de painho-da-Madeira foi recentemente (2017) confirmada através de unidades de gravação autónomas.

D1C2 – SB_ABU_CR: Durante o projeto MISTIC SEAS II, realizou-se a monitorização da colónia. No entanto, estes dados estão a ser analisados e ainda não há resultados de abundância disponíveis.

D1C3 – SB_DEM_BS: Não há valores de sucesso reprodutor disponíveis para esta espécie/colónia. Portanto, ainda não é possível definir um valor base ou realizar uma avaliação para este critério.

D1C3 – SB_DEM_SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada, mas usou-se o valor de referência de 0.97 calculada por Robert *et al.* (2012). Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Ainda não há disponível uma avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_CR	• Dados em análise	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.97 [2000-2010; Robert <i>et al.</i> , 2012]	• 0.9	• Não disponível

- **Ilhéu da Vila, Santa Maria**

O ilhéu Vila é um ilhéu rochoso de basalto, com encostas íngremes e falésias, localizado a cerca de 300 m a sudoeste da ilha de Santa Maria. Possui uma área de 10 ha, uma altitude máxima de 60 m e está classificado como Zona de Proteção Especial (ZPE) (Monteiro, 2000).

D1C2 – SB_ABU_NC: De 2002 a 2012, esta colónia foi anualmente monitorizada pela Universidade de Açores utilizando métodos de captura-marcação-recaptura e censo de ninhos acessíveis. Mais de 100 CASAIS REPRODUTORES foram identificadas durante este período. No entanto, a metodologia utilizada não é comparável com a atual metodologia padronizada proposta para a Macaronésia e, portanto, o valor de referência (43 CR) é o resultado do esquema de monitorização desenhado no projeto MISTIC SEAS II.

D1C3 – SB_DEM_BS: Estimou-se o sucesso reprodutor em 39.7% de 2002 a 2012 (J. Bried, dados não publicados), portanto, este valor foi usado como base de referência para esta colónia. A monitorização atual realizada durante o projeto MISTIC SEAS II produziu um SUCESSO REPRODUTOR de 73% (2017-2018). O sucesso reprodutor mostrou um aumento, no entanto, isso representa apenas a tendência e não o seu estado, já que se baseia somente na monitorização de uma época de nidificação e o resultado pode explicar pelas flutuações naturais da população. Este BEA só pode ser avaliado com mais rigos após a monitorização durante pelo menos 6 épocas de nidificação.

D1C3 – SB_DEM_SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada, mas usou-se o valor de referência de 0.97 estimada por Robert *et al.* (2012). Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Ainda não está disponível uma avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 43 CASAIS REPRODUTORES [2017-2018; MISTIC SEAS]	• Tendência	• 43 CASAIS REPRODUTORES [2017-2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• 39.7% [2002-2012; J. Bried dados não publicados]	• Tendência	• 73% [2017-2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.97 [2000-2010; Robert <i>et al.</i> , 2012]	• 0.9	• Não disponível

Madeira

O Painho-da-Madeira (população de inverno e verão) reproduz-se nas ilhas Desertas e Selvagens. Embora não haja uma estimativa precisa da abundância, o último censo indicou 10.000 aves à volta da Madeira, a maioria delas reunidas nas ilhas Desertas e Selvagens (Equipa Atlas, 2008b).

D1C4 – SB_DIS_RG: Pelo menos duas colónias são descritas na Madeira para esta espécie (Equipa Atlas, 2008b), mas a avaliação da sua expansão atual não foi realizada.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• 2 colónias [Equipa Atlas, 2008]	• Tendência	• Não disponível

Ilhas Canárias

A população total foi quantificada por Delgado *et al.* (1989) em aproximadamente 300 casais, mas mais recentemente estima-se que a população deveria ser de aproximadamente 550-600 casais (Madrño *et al.*, 2004). Em Espanha esta espécie está classificada como em perigo (Madrño *et al.*, 2004).

D1C4 – SB_DIS_RG: As colónias de esta espécie ainda estão em estudo.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- El Golfo, Lanzarote

D1C2 – SB ABU CR: Não há valores de abundância para esta colónia. Assim sendo, ainda não é possível estabelecer um valor de referência ou realizar uma avaliação para este critério.

Ainda não há uma avaliação disponível do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_CR	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- Montaña Clara, Lanzarote

D1C2 – SB ABU CR: Não há valores de abundância para esta colónia. Portanto, ainda não é possível estabelecer um valor de referência ou realizar uma avaliação para este critério.

Ainda não há uma avaliação disponível do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_CR	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- Roques de Anaga, Tenerife

D1C2 – SB ABU CR: Não há valores de abundância para esta colónia. Portanto, ainda não é possível definir uma linha de base ou realizar uma avaliação para esse critério.

Ainda não está disponível uma avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_CR	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

Garajau-comum - *Sterna hirundo*

De acordo com a Birdlife International (2018a) esta espécie tem o estatuto de “Pouco preocupante”. O garajau-comum (*Sterna hirundo*) reproduz-se em todas as ilhas dos Açores, principalmente na costa e nos pequenos ilhéus (inacessíveis). O garajau-comum no Noroeste passa o período de Inverno (fora da época de nidificação) ao longo da costa da África ocidental (Wernham *et al.*, 2002) e alguns garajaus dos Açores migram para a costa de América do sul (Neves *et al.*, 2016). A época de reprodução começa em abril e estende-se até setembro. A população dos Açores é estimada em ≈ 3000 casais (Neves *et al.*, 2011a).

Açores

D1C1 – SB_BYC_BR: Não se detectou captura acidental de garajau-comum no programa de observação de pesca dos Açores (POPA).

D1C4 – SB_DIS_RG: As colónias desta espécie ainda estão em estudo.

Os resultados preliminares mostram que esta espécie está em BEA para D1C1 e o status de expansão ainda não pode ser avaliado.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C1	SB_BYC_BR	• 0 indivíduos [1993-1999; POPA]	• Tendência	• 0 indivíduos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- **Todas as Ilhas dos Açores**

D1C2 – SB_ABU_NC: Não há valores de abundância para esta colónia. Portanto, ainda não é possível estabelecer um valor de referência ou realizar uma avaliação para este critério.

D1C3 – SB_DEM_BS: Não há valores de sucesso reprodutor disponíveis para esta espécie. Portanto, ainda não é possível estabelecer um valor de referência ou realizar uma avaliação para este critério.

D1C3 – SB_DEM_SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada e não existe um valor de referência para esta colónia. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Ainda não está disponível uma avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

Ilhas Canárias

Nas Ilhas Canárias, é uma espécie escassa, embora no passado tenha sido mais abundante. Reproduz-se principalmente nas ilhas ocidentais (La Palma, El Hierro, La Gomera, Tenerife e Grande Canária), embora alguns casais tenham sido ocasionalmente detetados em Lobos (Fuerteventura).

Foram propostos dois critérios para avaliar esta espécie nas Ilhas Canárias, a abundância (D1C2) e a distribuição (D1C4). No entanto, os programas de monitorização associados ainda não iniciaram.

D1C4 – SB_DIS_RG: As colónias desta espécie ainda estão em estudo.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- **Ilhas Canárias Ocidentais**

As áreas de nidificação são muito móveis e não apresentam colónias claramente distintas. Far-se-á recolha em toda a costa adequada para nidificação, nas 5 ilhas ocidentais (La Palma, El Hierro, La Gomera, Tenerife e Grande Canária). Atualmente não há informação sobre a distribuição ou a abundância da espécie nas Ilhas Canárias. Em 1987 a sua população foi estimada em aproximadamente 38-51 casais (Lorenzo e Barone, 2007).

D1C2 – SB_ABU_NC: Não há valores de abundância precisos para estas colónias. Portanto, ainda não é possível estabelecer um valor de referência ou realizar uma avaliação para este critério.

Ainda não está disponível uma avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

Painho-de-monteiro - *Hydrobates montei*

O Painho-de-monteiro é um pequeno procellariiforme endémico do arquipélago dos Açores. Tem uma população pequena e a nidificação esta restrita a três ilhéus: Praia e Baixo, ambos na ilha Graciosa (Bolton *et al.*, 2008) e o ilhéu Sentado (Alagoa, ilha das Flores). Com uma época de nidificação de abril a setembro, é altamente susceptível a eventos estocásticos e corre o risco de introduções de mamíferos e predação por outras aves. Está classificado como "Vulnerável" na Europa (Bolton *et al.*, 2008).

Açores

O tamanho da população foi monitorizado segundo duas metodologias de acordo com a acessibilidade das colónias: contagem de ninhos para colónias acessíveis (ilhéu Praia) e taxa de vocalizações medida utilizando ARUs em colónias inacessíveis (ilhéus Baixo e Alagoa).

D1C1 – SB_BYC_BR: Não se detetou captura acidental de Painho-de-monteiro no programa de observação de pesca dos Açores (POPA).

D1C4 – SB_DIS_RG : Monteiro *et al.* (1999) confirmou 2 colónias de reprodução para os Açores e, em 2016, confirmou-se reprodução no ilhéu Sentado, Ilha das Flores, pela SPEA sob o LIFE EuroSAP, aumentando assim o leque de distribuição conhecido da espécie.

Os resultados preliminares mostram que esta espécie está em BEA para D1C1 e D1C4.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C1	SB_BYC_BR	• 0 indivíduos [1993-1999; POPA]	• Tendência	• 0 indivíduos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	• 2 colónias [1999; Monteiro <i>et al.</i> , 1999]	• Tendência	• 3 colónias [2017; MISTIC SEAS II]

- Ilhéu de Baixo, Graciosa

O ilhéu de Baixo é um ilhéu basáltico ao largo da Graciosa com uma área de 7 ha e 74 m de altitude onde nidificam sete espécies de aves marinhas. É um ilhéu livre de mamíferos que contém a única colónia de gaivota-de-patas-amarelas (320 CR; Neves *et al.*, 2006) ao largo da ilha Graciosa, que pode ter um impacto nos pequenos procellariiformes que se lá se reproduzem, como o painho-de-Monteiro, o painho-da-Madeira e a alma-negra. Quase não há ninhos acessíveis de Painho-de-monteiro. No passado, a abundância populacional estimava-se através de escutas noturnas (Monteiro *et al.*, 1999). Presentemente, estima-se via taxa de vocalizações utilizando unidades de registo autónomas (projeto MISTIC SEAS II).

D1C2 – SB_ABU_CR: A reprodução no ilhéu Sentado foi confirmada recentemente pela intensa atividade de chamadas durante toda a época de nidificação e o tamanho da população total foi atualizado para 328-378 CASAIS REPRODUTORES (Oliveira *et al.*, 2016). Estimou-se um valor de referência de 125 CASAIS REPRODUTORES em 2016 utilizando a metodologia padronizada atualmente (Ramírez, 2017). Os valores atuais (ano 2017) indicam um número ligeiramente maior (138 CR), pelo que BEA é aparentemente estável. Não obstante, deve-se proceder com uma série tempoal mais longa para avaliar adequadamente este critério. Os dados de 2018 ainda estão a ser analisados.

D1C3 – SB_DEM_BS: Não há valores de sucesso reprodutor disponíveis para esta espécie. Portanto, ainda não é possível estabelecer um valor de referência e proceder à avaliação deste Critério.

D1C3 – SB_DEM_SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada e não existe um valor de referência para esta colónia. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Ainda não se encontra disponível a avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_CR	• 125 CASAIS REPRODUTORES [2016; Ramírez, 2016]	• Tendência	• 138 CASAIS REPRODUTORES [2017; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

- Ilhéu da Praia, Graciosa

A ilhéu da Praia encontra-se a 1 km a este da ilha Graciosa, 0,12 km² e contem seis espécies de aves marinhas, quatro das quais estão classificadas como espécies "com importância para a conservação" na Europa e outra que se considera globalmente "Vulnerável" (Bried e Neves, 2015). No entanto, constatou-se predação por lagartos (Neves *et al.*, 2017) e formigas vermelhas (Neves V. com. pessoal) em crias de painho-de-monteiro.

A população de painho-de-Monteiro do ilhéu da Praia foi a população mais estudada sistematicamente desta espécie durante o período 2000-2012. A monitorização continuou no âmbito do projeto MISTIC SEAS II, no entanto, os dados estão a ser analisados, pelo que não se conseguem avaliar os critérios.

D1C2 – SB ABU NC: Procedeu-se à realização de uma estimativa da abundância de 178 CASAIS REPRODUTORES de 2016 utilizando escutas noturnas (Oliveira *et al.*, 2016). Para a análise do número de vocalizações foram utilizados gravadores autónomos instalados em 2017. A análise dos dados está em curso e ainda não se pode avaliar este critério.

D1C3 – SB DEM BS: Não há valores de sucesso reprodutor disponíveis para esta espécie. Portanto, ainda não é possível estabelecer um valor de referência ou realizar uma avaliação deste critério.

D1C3 – SB DEM SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada, mas utilizou-se o valor de referência de 97% calculado para esta colónia de 2000 a 2010 (Robert *et al.*, 2012). Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Ainda não está disponível uma avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 178 CASAIS REPRODUTORES [2016; Oliveira <i>et al.</i> , 2016]	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• 0.97 [2000-2010; Robert <i>et al.</i> , 2012]	• 0.9	• Não disponível

- **Ilhéu Sentado, Alagoa, Flores**

O ilhéu Sentado é um pequeno ilhéu na costa da Ilha das Flores (área de 0.15 ha), com uma área restrita e inacessível onde nidifica o painho-de-Monteiro, facto confirmado recentemente através de unidades de registo autónomas em 2016.

D1C2 – SB ABU NC: Em 1999, Monteiro *et al.* estimaram a abundância em 20-40 CR, através de escutas noturnas. Em 2016, estimaram-se 15 CASAIS REPRODUTORES utilizando a gravação autónoma durante o projeto MYSTIC SEAS II.

D1C3 – SB DEM BS: Não há valores de sucesso reprodutor disponíveis para esta espécie. Portanto, ainda não é possível estabelecer um valor de referência ou realizar a avaliação para este critério.

D1C3 – SB DEM SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada e não existe um valor de referência para esta colónia. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Ainda não está disponível uma avaliação do BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_CR	• 20-40 CASAIS REPRODUTORES [Monteiro <i>et al.</i> , 1999]	• Tendência	• 15 CASAIS REPRODUTORES [2016; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

Garajau-rosado - *Sterna dougallii*

A abundância populacional europeia do Garajau-rosado está entre 1.900 a 2.400 CR; 53-63% concentra-se nos Açores, 31-39% na Irlanda e 2-3% na Grã-Bretanha (Newton 2004). A tendência populacional na Europa e América do Norte está bem documentada, a monitorização anual nos Açores teve início em 1989 e revela uma população entre 400 e 1.200 CASAIS REPRODUTORES (Neves, 2005). Na Europa, o estatuto de conservação da espécie classifica-a "Em perigo". A época de nidificação começa em abril e continua até setembro.

Açores

A abundância mediante contagem de ninhos, ninhos aparentemente ocupados e contagem de aves em voo (*Flush count*) (D1C2) e a sua área de distribuição (D1C4) monitorizam-se nos Açores através do programa MONIAVES da DRAM.

D1C1 – SB_BYC_BR: Não se detetou captura acidental de garajau-comum no programa de observação de pesca dos Açores (projeto POPA).

D1C4 – SB_DIS_RG: O número de colónias desta espécie ainda está a ser estudado.

Os resultados preliminares mostram que esta espécie está em BEA para D1C1, sendo que o critério D1C4, a área de distribuição, ainda não pode ser avaliado.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C1	SB_BYC_BR	• 0 indivíduos [1993-1999; POPA]	• Tendência	• 0 indivíduos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- Todas as ilhas dos Açores

D1C2 – SB_ABU_NC: A abundância de Garajau-rosado ainda não se avaliou com a metodologia padronizada acordada para a Macaronésia. Portanto, a avaliação da abundância não pode ser feita para esta colónia.

D1C3 – SB_DEM_BS: O sucesso reprodutor do garajau-rosado não está disponível atualmente nos Açores.

D1C3 – SB_DEM_SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada e não existe um valor de referência para os Açores. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível

Calcamar - *Pelagodroma marina*

Madeira

O calcamar reproduz-se em várias ilhas tropicais, subtropicais e temperadas em ambos os hemisférios, mas alguns aspectos da sua biologia reprodutiva ainda são pouco conhecidos. A subespécie europeia *Pelagodroma marina hypoleuca* está quase confinada às ilhas Selvagens, Madeira. Devido à sua distribuição restrita, esta subespécie é relativamente vulnerável a extinção. A época de nidificação ocorre desde meados de dezembro até meados de agosto (Campos e Granadeiro, 1999).

Campos & Granadeiro (1999) estimou a população da Selvagem Grande em 36.000 CR. No entanto, o número de calcamar pode ser maior do que se pensava anteriormente, com uma nova estimativa de pelo menos 62.550 CASAS REPRODUTORES nos dois ilhéus das Selvagens (ou seja, Selvagem Pequena e ilhéu de Fora) (Catry *et al.*, 2010).

D1C4 – SB_DIS_RG: O Extensão do calcamar ainda não se avaliou na Madeira.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

- Selvagem Grande

D1C2 – SB_ABU_NC: A abundância do Calcamar ainda não se avaliou com a metodologia padronizada acordada para a Macaronésia. Por tanto, a avaliação da abundância não se pode fazer para esta colónia.

D1C3 – SB_DEM_BS: O sucesso reprodutor desta colónia ainda não foi calculado.

D1C3 – SB_DEM_SR: A taxa de sobrevivência atual ainda não se calculou e não existe um valor de referência para esta colónia. Estabeleceu-se um limiar de 0.9 para todas as colónias de aves marinhas da Macaronésia.

Ainda não há disponível uma avaliação BEA para toda a colónia.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	SB_DEM_BS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

D1C3	SB_DEM_SR	• Não disponível	• 0.9	• Não disponível
------	-----------	------------------	-------	------------------

Ilhas Canárias

D1C4 – SB DIS RG: Havia 2 colónias de calcamar nas Ilhas Canárias. Uma delas, localizada em Alegranza, e a outra pequena (cerca de 5 CR) e nenhum dos ninhos ocupadas estava ativa durante a última visita em 2016 (Rodríguez-Godoy e Padrón, 2016). Por tanto, embora ainda não se possa confirmar, é possível que a extensão de zona reprodutiva desta espécie tenha diminuído e não se possa considerar em BEA.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C4	SB_DIS_RG	• 2 colónias [2016; Rodríguez-Godoy and Padrón 2016]	• Tendência	• 0 colónias [2016; MISTIC SEAS II]

- **Alegranza**

D1C2 – SB ABU_NC: A monitorização da abundância nesta colónia é feita pelo governo das Ilhas Canárias. A abundância estima-se por contagem direta de ninhos ativos. Esta colónia sempre foi muito pequena (5 CR, estabelecido como Valor de referência), mas não se encontraram ninhos na última visita durante o trabalho de campo do MISTIC SEAS II (2016). A área foi colonizada por cagarros e o habitat parece estar depredado devido à presença de coelhos (Rodríguez-Godoy e Padrón, 2016), pelo que atualmente não se pode considerar em BEA.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 5 CASAIS REPRODUTORES [2016; Rodríguez-Godoy and Padrón 2016]	• Tendência	• 0 CASAIS REPRODUTORES [2016; MISTIC SEAS II]

- **Montaña Clara**

D1C2 – SB ABU_NC: Esta é a colónia principal do arquipélago. A monitorização da abundância nesta colónia é realizada pelo governo das Ilhas Canárias. O número de ninhos ativos é avaliado por contagem direta. A população parece estar a aumentar. A colónia estima-se em cerca de 73 casais reprodutores (dados de 2016). A sua tendência parece ser positiva, com um aumento no número de CASAIS REPRODUTORES desde 1987, quando começou o programa de monitorização (Rodríguez-Godoy e Padrón, 2016). Portanto, esta colónia pode considerar-se em BEA para este critério.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor actual [ano]
D1C2	SB_ABU_NC	• 20 [1987; Rodríguez-Godoy and Padrón 2016]	• Tendência	• 73 [2016; Rodríguez-Godoy and Padrón 2016]

B. MAMÍFEROS

Os programas piloto de monitorização realizados como parte do projeto MISTIC SEAS II obtiveram valores de referência para as abundâncias de algumas populações de mamíferos marinhos. No entanto, note-se que esses valores resultaram de amostragens planeadas para testar a viabilidade da metodologia proposta e, como tal, aconselha-se precaução ao comparar esses valores de referência com estimativas anteriores ou futuras. Nenhuma avaliação formal foi ainda realizada para validar a adequação e eficiência da estratégia de amostragem, mas os resultados apontam que, pelo menos para algumas espécies e/ou UGs, é necessário maior esforço de amostragem (prolongando o período de amostragem anual e para vários anos) para reduzir o CV das estimativas de abundância e aumentar o poder de deteção das tendências, para efetuar a avaliação da DQEM.

No caso das estimativas populacionais obtidas com as amostragens por foto-identificação, as anteriores englobavam um período maior (7 anos no caso da Madeira) e as amostragens realizaram-se durante o ano inteiro e não apenas durante uma determinada estação, como nas amostragens de monitorização do MISTIC SEAS II. Com um conjunto de dados mais longo, mais indivíduos associados às ilhas seriam considerados e, eventualmente aumentariam as estimativas de abundância da população. Portanto, as estimativas apresentadas aqui não devem ser usadas para deduzir qualquer tendência, mas sim ser consideradas como estimativas mínimas.

Para as amostragens piloto de transetos em linha, também as estimativas prévias englobaram um período maior e, além disso, durante a conceção dos estudos de transetos em linha usando a metodologia de *distance sampling* decidiu-se concentrar o esforço em áreas de alta densidade do arquipélago da Madeira. Assim, as estimativas apresentadas são para estas áreas e não para o conjunto das águas costeiras do arquipélago da Madeira. Pelas razões explicitadas, mais uma vez não deve ser feita uma comparação direta com os valores de referência iniciais, e consequentemente não devem ser obtidas tendências a partir dos valores obtidos a partir dos programas-piloto de monitorização do projeto MISTIC SEAS II.

PEQUENOS CETÁCEOS ODONTOCETOS

Golfinho-pintado-do-Atlântico - *Stenella frontalis*

O golfinho-pintado-do-Atlântico está descrito como espécie "Pouco Preocupante" (Braulik e Jefferson, 2018). Não há estimativas para a abundância global desta espécie, sendo as do Atlântico Norte ocidental as únicas disponíveis. Com base em censos aéreos e a bordo de navios, foram estimados 55 436 (CV = 0,32) indivíduos na plataforma, talude e águas *offshore* desde a Flórida até à plataforma continental Escocesa, e 47 488 (CV = 0,13) indivíduos no Golfo do México (Roberts *et al.*, 2016). Tendências populacionais para qualquer área onde a espécie ocorre são desconhecidas.

- Açores

Nos Açores, o golfinho-pintado-do-Atlântico é considerado como "Pouco Preocupante" (Cabral *et al.*, 2005).

D1C1 - MM_BYC_BR: Estão disponíveis informações sobre as taxas de captura accidental desta espécie para a pesca do atum de salto e vara, pesca com redes de cerco para pequenos pelágicos, pesca demersal (utilizando linha e palangres) e a pesca com palangre de superfície (Silva *et al.*, 2011; Cruz *et al.*, 2018). Entre 1998 e 2012, 9 golfinhos-pintados do Atlântico foram capturados acidentalmente (Cruz *et al.*, 2018), obtendo-se uma taxa média de captura de 0,00048 (SD = 0,0014) golfinhos por ano. De 2013 a 2017, 14 golfinhos-pintados-do-Atlântico foram capturados acidentalmente, resultando numa taxa de captura de 0,0041 (SD = 0,0057), o que representa um aumento de quase 10 vezes em relação ao período anterior.

Deve-se ressaltar, no entanto, que estas estimativas representam taxas de captura acidental e não taxas de mortalidade, porque todos os animais foram libertados vivos cortando a linha de pesca e não foi possível determinar se eles morreram ou não como resultado dessa interação. De 1998 a 2006, foram monitorizados 2670 eventos de pesca de pequenos peixes pelágicos. Não houve relatos de captura acidental de cetáceos associados a essa pescaria (Silva *et al.*, 2011). Foram observados 271 lances e 22 997 anzóis na pescaria demersal de 2004-2006, e 384 lances e 586 300 anzóis foram observados na pesca com palangre entre 1998 e 2004. Não foi registada qualquer captura acidental em nenhuma destas pescarias (Silva *et al.*, 2011). Desde 2015, as capturas acidentais na frota de palangreiros portugueses tem sido monitorizada através do projeto COSTA: foram observados 135 lances e 133 712 anzóis e não houve capturas acidentais de golfinhos-pintados-do-Atlântico.

D1C2 - MM_ABU_DS: Não foi realizada nenhuma amostragem por *distance sampling* no passado, e, portanto, não há estimativas anteriores de abundância para a espécie. Os valores da abundância obtidos durante a amostragem piloto do MISTIC SEAS II em julho-agosto de 2018 são propostos como valores de referência para a avaliação do BEA no futuro. Estes valores diferem ligeiramente dependendo do método utilizado quando baseado na amostragem por transetos em linha (2 328 indivíduos; CV = 0,20) ou baseado em modelos (2 324 indivíduos; CV = 0,15).

Embora não seja possível prever com certeza se a abundância da UG açoriana está em BEA até que esteja disponível uma série de dados mais longa (pelo menos três estimativas de abundância), os níveis de capturas acidentais não parecem problemáticos, tendo em conta as atuais estimativas de abundância.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	MM_BYC_BR	<ul style="list-style-type: none"> • Pesca do atum: 9 indivíduos; $0,00048 \pm 0,0014$ golfinhos/ton de atum [1998-2012; Cruz <i>et al.</i>, 2018] • Pesca com rede de cerco: 0 [1998-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesca demersal: 0 [2004-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Palangre: 0 [1998-2004; Silva <i>et al.</i>, 2011] 	<ul style="list-style-type: none"> • Não estabelecido 	<ul style="list-style-type: none"> • Pesca do atum: 14 indivíduos; $0,0041 \pm 0,0057$ golfinhos/ton de atum [2013-2017; POPA] • Palangre: 0 [2015-2018; COSTA]
D1C2	MM_ABU_DS	<ul style="list-style-type: none"> • Estimativa baseada no desenho experimental: 2,328 indivíduos (IC 95% = 1,579-3,432; CV = 0.20) [julho-agosto 2018; MISTIC SEAS II] • Estimativa baseada em modelos: 2,324 indivíduos (95% CI= 1,937-2,698; CV = 0.15) [julho-agosto 2018; MISTIC SEAS II] 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • Estimativa baseada no desenho experimental: 2 328 indivíduos (IC 95% = 1,579-3,432; CV = 0.20) [julho-agosto 2018; MISTIC SEAS II] • Estimativa baseada em modelos: 2,324 indivíduos (95% CI= 1,937-2,698; CV = 0.15) [julho-agosto 2018; MISTIC SEAS II]

- Madeira

Esta espécie foi categorizada em 2005 como tendo 'Informação Insuficiente' para a Madeira (Cabral *et al.*, 2005). Na primeira avaliação da DQEM para a Madeira, a espécie foi considerada com BEA com base no parecer de peritos e levando em consideração o baixo nível de impactos descritos nessa época (SRA, 2014).

D1C2 - MM_ABU_DS: Abundância da UG - nomeadamente animais que utilizam todas as águas costeiras da Madeira sazonalmente (verão e outono) - foi estimada em 1 067 indivíduos (CV = 0,22) entre 2007 e 2012 (Freitas *et al.*, 2014b). Este valor foi usado como valor de referência. As estimativas de abundância dos golfinhos-pintados-do-Atlântico obtidos do projeto MISTIC SEAS II são o resultado de uma análise conjunta de todos os *S. frontalis* e dos pequenos golfinhos não identificados, com a suposição de que todos os pequenos golfinhos avistados pertenciam a esta espécie. Esta suposição é fortemente apoiada pelo facto de que todos os pequenos golfinhos não identificados que foram abordados no levantamento oceânico para confirmar as espécies serem desta espécie. A abundância de 863 golfinhos (CV = 0,40) e 933 golfinhos (CV = 0,49) estimados usando métodos baseados em modelos e em amostragens com transetos em linha, foi obtida em 2017, apenas para as áreas de alta densidade do arquipélago da Madeira.

Estimativas futuras devem ter isso em consideração na comparação de estimativas e interpretação de tendências. Embora um valor de referência tenha sido definido, os valores atuais apresentados não são comparáveis aos valores de referência propostos anteriormente, devido às diferenças geográficas (áreas de amostragem) e de cobertura temporal entre as amostragens (no MISTIC SEAS II foram feitas em 1 ano cobrindo alguns meses no verão e outono, enquanto as amostragens anteriores foram realizadas de 2007 a 2012, abrangendo todos os meses do ano).

Não é possível determinar tendências e avaliar o BEA para esta espécie na Madeira. Caso as estimativas de abundância aqui relatadas sejam usadas como valor de referência para futuras estimativas, deve ser tomada uma abordagem precaucionista considerando a natureza piloto dos levantamentos MISTIC SEAS II e considerando também que estas estimativas são para a área de alta densidade da Madeira e não para todas as águas costeiras do arquipélago. Para permitir a comparação entre os valores atuais (estimativas MISTIC SEAS II) e estimativas anteriores (Freitas *et al.*, 2014a), pelo menos com base na mesma cobertura geográfica, novas estimativas de abundância baseadas em modelos estarão disponíveis no futuro próximo, para o período 2007-2012 para a mesma área amostrada no MISTIC SEAS II. Deste modo, poderão ser propostos valores de referência para a abundância desta espécie no arquipélago da Madeira.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	MM_ABU_DS	<ul style="list-style-type: none"> • Estimativa baseada em modelos: 1,067 indivíduos (IC 95% = 717-1378; CV = 0.22) [2007-2012; Freitas <i>et al.</i>, 2014b] 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • Estimativa baseada no desenho experimental: 853 indivíduos (IC 95%=400-1,821; CV = 0.40) [2017; MISTIC SEAS II] • Estimativa baseada em modelos: 933 indivíduos (IC 95%= 400-2,519; CV = 0.49) [2017; MISTIC SEAS II]

- Ilhas Canárias

Os golfinhos-pintados do Atlântico estão distribuídos pelas águas das Ilhas Canárias durante todo o ano, com menos avistamentos durante os meses de verão.

D1C2 - MM_ABU_DS: Além dos muitos estudos realizados anteriormente nas Ilhas Canárias, a grande quantidade de dados recolhidos regularmente por diferentes grupos de investigação está dispersa no tempo e no espaço e deriva da aplicação de diferentes metodologias. Portanto, nenhum valor de referência pode ser usado para todo o arquipélago ou para uma área ou ilha específica. As estimativas de abundância obtidas durante o projeto MISTIC SEAS II podem ser tratadas como valores de referência para estudos futuros e avaliação de estado da população. A atual (ano de 2017) abundância de golfinhos-pintados-do-Atlântico nas Ilhas Canárias é de 39 306 indivíduos (CV = 0,32) usando o método baseado na amostragem com transetos em linha e 34 851 indivíduos (CV = 0,18) usando o método baseado em modelos.

Uma vez que apenas um valor de abundância está disponível para este UG, nenhuma avaliação sobre seu estado atual pode ser feito e permanece desconhecido se esta espécie pode ser considerada em BEA.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	MM_ABU_DS	<ul style="list-style-type: none"> • Estimativa baseada no desenho experimental: 39 306 indivíduos (IC 95%= 20 988-73 612; CV = 0,32) [2017; MISTIC SEAS II] • Estimativa baseada em modelos: 34,851 indivíduos (IC 95%= 22 462-42 090, CV = 0,18) [2017; MISTIC SEAS II] 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • Estimativa baseada no desenho experimental: 39 306 indivíduos (IC 95%= 20 988-73 612; CV = 0,32) [2017; MISTIC SEAS II] • Estimativa baseada em modelos: 34 851 indivíduos (IC 95%= 22 462-42 090, CV = 0,18) [2017; MISTIC SEAS II]

Roaz - *Tursiops truncatus*

O roaz é classificado pela IUCN como uma espécie "Pouco Preocupante" a um nível global (Hammond *et al.*, 2012). A abundância foi estimada para várias zonas de distribuição da espécie. Agrupando os números disponíveis, uma estimativa mundial mínima é de 600 000 (Wells e Scott, 2018). Três levantamentos em larga escala - levantamentos SCANS-II, CODA e SCANS-III em 2005, 2007 e 2016 respetivamente - abrangendo quase todas as águas de plataforma e águas marítimas *offshore* europeias estimaram 35 900 (CV = 0,21) golfinhos roazes em 2005-2007 e 27 700 (CV = 0,23) em 2016 (Hammond *et al.*, 2013, 2017). Não há informações sobre tendências globais ou europeias no que diz respeito à abundância.

- Açores

O roaz é classificado como "Pouco Preocupante" nos Açores (Cabral *et al.*, 2005).

D1C1 - MM_BYC_BR: A avaliação das taxas de captura accidental de golfinho-roaz baseia-se nos mesmos programas de monitorização e segue os mesmos métodos descritos para o golfinho-pintado-do-Atlântico. Entre 1998 e 2012, um roaz foi capturado accidentalmente na pesca do atum (Cruz *et al.*, 2018), e 11 indivíduos foram capturados em 2013 a 2017, representando um aumento de quase 100 vezes na taxa de captura accidental entre os dois períodos. Deve-se ressaltar, no entanto, que essas estimativas

representam as taxas de captura acidental e não as taxas de mortalidade porque todos os animais foram libertados vivos cortando a linha de pesca e não se pode determinar se morreram ou não como resultado da interação. Não houve capturas acidentais de roazes nas pescarias com rede de cerco, pesca demersal ou com palangre de superfície. Os atuais valores de captura acidental são superiores a 1% da melhor estimativa de abundância para a área, no entanto, os golfinhos são frequentemente libertados vivos, pelo que a taxa de mortalidade pode ser menor.

D1C2 - MM_ABU_DS: Propõe-se que a abundância de UG-I seja avaliada usando métodos de *distance sampling*. Nenhuma amostragem com a técnica de *distance sampling* foi realizada no passado, não havendo, portanto, estimativas anteriores de abundância para esta espécie. Os valores de abundância obtidos durante a amostragem piloto do MISTIC SEAS II são propostos como valores de referência para avaliar este parâmetro e critério no futuro. O número de avistamentos na amostragem por *distance sampling* não permitiu a análise espacial para o cálculo da abundância nos Açores e apenas a abundância projetada pode ser estimada em 431 indivíduos (CV = 0,41).

D1C2 - MM_ABU_CMR: Propõe-se que a abundância de UG-II seja avaliada usando métodos de marcação e recaptura. As estimativas do valor de referência da abundância absoluta dos indivíduos associados à ilha (UG-II) foram calculadas utilizando as águas costeiras à volta do Faial e do Pico (Silva *et al.*, 2009). As estimativas da abundância anual foram calculadas aplicando um modelo Jolly-Seber aos dados de foto-identificação recolhidos entre 1999 e 2004. A estimativa de abundância anual para 2003 foi de 312 adultos e 300 subadultos (CV = 0,11 e 0,13). Esse valor é proposto como valor referência. Os valores atuais da abundância populacional foram obtidos com modelos de desenho experimental robusto aplicados aos dados da amostragem piloto do MISTIC SEAS II. Embora esses valores sejam muito semelhantes às estimativas combinadas do valor de referência de roazes adultos e subadultos, deve-se ter cuidado ao comparar essas estimativas devido a diferenças no protocolo de amostragem e nas abordagens analíticas utilizadas.

D1C3 - MM_DEM_SR: A taxa de sobrevivência de UG-II é proposta para ser avaliada usando métodos de marcação e recaptura. As estimativas dos valores de referência das taxas de sobrevivência foram calculadas, entre 1999 e 2004, para águas costeiras à volta de Faial e Pico usando um modelo de Cormack-Jolly-Seber aplicado a dados de foto-identificação (Silva *et al.*, 2009). A taxa de sobrevivência foi calculada em 0,97 para adultos e 0,82 para subadultos para o período de 1999-2004. A amostragem piloto do MISTIC SEAS II durou apenas alguns meses, não permitindo estimar as taxas anuais de sobrevivência. Em conclusão, as estimativas são insuficientes para calcular uma tendência e avaliar o BEA.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	MM_BYC_BR	<ul style="list-style-type: none"> • Pesca do atum: 1 indivíduo; 0,000003 ± 0,000121 golfinhos/ton de atum [1998-2012; Cruz <i>et al.</i>, 2018] • Pesca com rede de cerco: 0 [1998-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesca demersal: 0 [2004-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Palangre: 0 [1998-2004; Silva <i>et al.</i>, 2011] 	<ul style="list-style-type: none"> • Não estabelecido 	<ul style="list-style-type: none"> • Pesca do atum: 11 indivíduos; 0,0033 ± 0,0046 golfinhos/ton de atum [2013-2017; POPA] • Palangre: 0 [2015-2018; COSTA]

D1C2	MM_ABU_DS	<ul style="list-style-type: none"> • UG-I: 431 indivíduos (IC 95%= 197-941, CV = 0,41) [julho-agosto 2018 MISTIC SEAS II] 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • UG-I: 431 indivíduos (IC 95%= 197-941, CV = 0,41) [julho-agosto 2018; MISTIC SEAS II]
D1C2	MM_ABU_CMR	<ul style="list-style-type: none"> • UG-II: 312 adultos (IC 95%= 254-384; CV = 0,11). 300 subadultos (IC 95%= 232-387; CV = 0,13) [2003] 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • UG -II: 640 indivíduos (IC 95%= 397-1030, CV: 0,25) adultos e subadultos [agosto 2017-abril 2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	MM_DEM_SR	<ul style="list-style-type: none"> • UG -II: adultos: 0,97 (0,029 SE); subadultos: 0,82 (0,083 SE) [1999-2004] 	<ul style="list-style-type: none"> • Não estabelecido 	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível

- Madeira

Esta espécie foi categorizada como "Pouco Preocupante" para a subdivisão de Madeira em 2005 (Cabral *et al.*, 2005). Na primeira avaliação da DQEM para a Madeira, a espécie foi considerada em BEA com base no parecer de peritos e levando em consideração o baixo nível de impactos percebidos na época (SRA, 2014).

D1C2 - MM_ABU_DS: Propõe-se que a abundância de UG-I seja avaliada usando métodos de amostragem por *distance sampling*. Existem estimativas anteriores de abundância (calculadas com amostragem por *distance sampling* entre 2007 e 2012) que podem ser usadas como valores de referência para as águas costeiras da Madeira, Porto Santo e Ilhas Desertas (482 indivíduos; CV = 0,14) (Freitas *et al.*, 2014a). No entanto, as atuais estimativas de abundância obtidas em 2017 durante os levantamentos oceânicos do projeto MISTIC SEAS II foram calculadas apenas em áreas de alta densidade da Madeira e, portanto, não podem ser comparadas com a linha de base anterior devido às diferenças na cobertura geográfica realizada.

D1C2 - MM_ABU_CMR: Propõe-se que a abundância de UG-II seja avaliada usando métodos de marcação e recaptura. Existem também estimativas anteriores que podem ser usadas como valores de referência de abundância absoluta para os indivíduos associados ao Sul da ilha (183 indivíduos; CV = 0,16) obtidos usando modelos de foto-identificação e modelos de captura e recaptura durante o período 2011-2012 (Dinis, 2014 Freitas *et al.*, 2014b). Deve-se, no entanto, ter em atenção que a população foi estudada apenas na parte Sul da Madeira.

D1C3 - MM_DEM_SR: A taxa de sobrevivência de UG-II é proposta ser avaliada usando métodos de marcação e recaptura. Os dados para calcular as taxas de sobrevivência do golfinho-roaz costeiro da Madeira foram recolhidos e estão disponíveis para análise. No entanto, a amostragem piloto do MISTIC SEAS II durou apenas alguns meses e não permitiu estimar as taxas de sobrevivência anuais.

Os valores atuais apresentados não são comparáveis com os valores de referência propostos anteriormente devido às diferenças geográficas (áreas de amostragem) e de cobertura temporal entre as amostragens (no MISTIC SEAS II foram feitos em 1 ano, cobrindo alguns meses no Verão e Outono, enquanto as amostragens passadas foram realizadas de 2007 a 2012 (abrangendo todos os meses do ano)).

Portanto, atualmente, não é possível determinar tendências e avaliar o BEA para esta espécie na Madeira. No entanto, para permitir a comparação entre os valores atuais (estimativas MISTIC SEAS II) e estimativas anteriores (Freitas *et al.*, 2014a), pelo menos com base na mesma cobertura geográfica, novas estimativas

D1C2 - MM_ABU_DS: Propõe-se que a abundância de UG-I seja avaliada usando métodos de amostragem de *distance sampling*. Não há estimativas anteriores com recurso à técnica de amostragem por *distance sampling* para essa área. A abundância estimada durante o projeto MISTIC SEAS II (verão do ano de 2017) é proposta como valor de referência para futuras avaliações do estado da população. As estimativas atuais de abundância são de 2 590 (CV = 0,34) e 2.808 (CV = 0,27) usando estimativas baseadas no desenho experimental e baseadas em modelos, respetivamente.

D1C2 - MM_ABU_CMR: Propõe-se que a abundância de UG-II seja avaliada usando métodos de marcação e recaptura. Apenas golfinhos roazes da área ZEC de Teno-Rasca foram propostos para serem avaliados devido à presença de uma população semi-residente e pelo impacto humano que sofrem, como as empresas de observação de baleias que operam na área. Não há estimativas de abundância anteriores disponíveis para a área. No projeto MISTIC SEAS II, os dados foram recolhidos, mas devido ao baixo número de recapturas, não foi possível realizar estimativas robustas de abundância.

D1C3 - MM_DEM_SR: Propõe-se que a taxa de sobrevivência de UG-II seja avaliada usando métodos de marcação e recaptura. Apenas golfinhos roazes da área ZEC de Teno-Rasca foram propostos para serem monitorizados. Não há taxas de sobrevivência anteriores calculadas para a área. No projeto MISTIC SEAS II, os dados foram recolhidos, mas devido ao baixo número de recapturas, não foi possível estimar as taxas de sobrevivência para esta espécie.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	MM_ABU_DS	<ul style="list-style-type: none"> Estimativa baseada no desenho experimental: 2 590 indivíduos (IC 95%=1,347-4,982; CV = 0,34) [2017; MISTIC SEAS II] Estimativas baseadas em modelos: 2 808 indivíduos (IC 95%=1 878-3 449; CV = 0,27) [2017; MISTIC SEAS II] 	<ul style="list-style-type: none"> Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> Estimativa baseada no desenho experimental: 2 590 indivíduos (IC 95%=1 347-4 982; CV = 0,34) [2017; MISTIC SEAS II] Estimativas baseadas em modelos: 2 808 indivíduos (IC 95%=1 878-3 449; CV = 0,27) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C2	MM_ABU_CMR	<ul style="list-style-type: none"> Não disponível 	<ul style="list-style-type: none"> Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> Não disponível
D1C3	MM_DEM_SR	<ul style="list-style-type: none"> Não disponível 	<ul style="list-style-type: none"> Não estabelecido 	<ul style="list-style-type: none"> Não disponível

Golfinho-comum – *Delphinus delphis*

Os golfinhos-comuns estão distribuídos em todo o mundo em quase todas as águas da plataforma continental e águas oceânicas. A sua categoria UICN está classificada como “Pouco Preocupante” (Hammond *et al.*, 2012).

- Madeira

Esta espécie foi categorizada como “Pouco Preocupante” para a subdivisão de Madeira em 2005 (Cabral *et al.*, 2005). Na primeira avaliação da DQEM para a Madeira, a espécie foi considerada em BEA com base no parecer de peritos e levando em consideração o baixo nível de impactos percebidos na época (SRA, 2014).

D1C2 - MM_ABU_DS: Existe uma estimativa prévia de abundância que poderia ser usada como valor de referência para esses animais UG - 741 (CV = 0,266) indivíduos que usam as águas costeiras do arquipélago da Madeira de forma sazonal (Freitas *et al.*, 2014a). Não foi possível obter estimativas de abundância para esta espécie durante o projeto MISTIC SEAS II, devido à limitada cobertura anual das amostragens. Enquanto que as amostragens foram realizadas durante o Verão e o Outono, o golfinho-comum está mais presente na Madeira durante o Inverno e a Primavera. A ausência de abundância atualizada para esta espécie na Madeira torna impossível avaliar o seu BEA no arquipélago.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	MM_ABU_DS	<ul style="list-style-type: none"> Estimativa baseada em modelos: 741 (IC 95%= 496-1032; CV = 0,266) [2007-2012] 	<ul style="list-style-type: none"> Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> Não disponível

BALEIAS DE BARBAS (MISTICETOS)

Baleia-de-Bryde - *Balaenoptera edeni*

A baleia-de-Bryde está classificada na categoria “Pouco preocupante” mundialmente pela UICN (Cooke, 2018).

- Madeira

O estado de conservação da baleia-de-Bryde não foi avaliado na Madeira (Cabral *et al.*, 2005; SRA, 2014).

D1C2 - MM_ABU_DS: Não existem valores de referência anteriores para esta espécie no arquipélago da Madeira. As atuais estimativas de abundância das baleias-de-Bryde são o resultado de uma análise conjunta de todas as baleias (baleias-de-Bryde e baleias não identificadas) observadas durante os levantamentos oceânicos de 2017 realizados durante o projeto MISTIC SEAS II no arquipélago da Madeira, com o pressuposto que todas as baleias de barbas avistadas pertenciam a esta espécie. Esta suposição é fortemente apoiada pelo facto de que todas as baleias para as quais era possível confirmar a identificação eram baleias-de-Bryde. As atuais estimativas de abundância (ano 2017) são de 37 (CV = 0,26) e 29 (CV = 0,28) indivíduos usando estimativas baseadas no desenho experimental e em modelos, respetivamente. Estes valores correspondem à área de alta densidade da Madeira e, portanto, não são aplicáveis a todo o arquipélago. Esses valores podem ser usados como valores referência para futuras avaliações.

Os dados atuais não são suficientes para avaliar o estado ambiental desta espécie indicadora.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	MM_ABU_DS	<ul style="list-style-type: none"> Estimativa baseada no desenho experimental: 37 indivíduos (IC 95%= 22–62; CV = 0,26) [2017; MISTIC SEAS II] Estimativa baseada em modelos: 29 indivíduos (IC 95%= 	<ul style="list-style-type: none"> Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> Estimativa baseada no desenho experimental: 37 indivíduos (IC 95%= 22–62; CV = 0,26) [2017; MISTIC SEAS II] Estimativa baseada em modelos: 29 indivíduos (IC 95%=

		20-44; CV = 0,28) [2017; MISTIC SEAS II]		20-44; CV = 0,28) [2017; MISTIC SEAS II]
--	--	---------------------------------------------	--	---------------------------------------------

- Ilhas Canárias

D1C2 - MM_ABU_DS: Não há dados sobre a abundância de baleias-de-Bryde nas Ilhas Canárias. Portanto, o seu estado ambiental não pode ser avaliado.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	MM_ABU_DS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

Baleia-comum - *Balaenoptera physalus*

A categoria da Lista Vermelha da IUCN mudou recentemente a categoria das baleias-comuns de "Em Perigo" para "Vulnerável" (Cooke, 2018). A causa da redução populacional das baleias-comuns (baleação comercial), ocorrida no século XX, é reversível, compreendida e está sob controle. O tamanho atual da população global é incerto devido à falta de dados de partes importantes da sua distribuição global. No entanto, projeções plausíveis do tamanho da população adulta global indicam que provavelmente se recuperou para mais de 30% do nível de há três gerações atrás (ano de 1940) (isto é, redução de <70% nas últimas três gerações), mas ainda não atingiu necessariamente 50% desse nível (Cooke, 2018). A estimativa mais recente da pesquisa SCANS-III para o NE Atlântico é de 18 142 (CV = 0,32) indivíduos (Hammond *et al.*, 2017).

- Açores

As baleias-comuns são classificadas como "Em perigo" nos Açores (Cabral *et al.*, 2005).

D1C1 - MM_BYC_BR: A avaliação das taxas de captura acidental de baleias-comuns baseia-se nos mesmos programas de monitorização descritos acima para os Açores. Não houve capturas acidentais de baleias-comuns em nenhuma das pescarias monitorizadas na região nem no passado nem no presente, portanto, a UG está em BEA para este critério.

D1C2 - MM_ABU_DS: Não existe valor de referência para a abundância desta espécie, porque nunca houve um levantamento prévio de amostragem por *distance sampling* nos Açores. A amostragem feita no projeto MISTIC SEAS II foi realizada fora do período de ocorrência da espécie na região e não pôde estimar sua abundância. Portanto, não há estimativas de abundância desta UG para avaliar o BEA.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	MM_BYC_BR	<ul style="list-style-type: none"> • Pesca de atum: 0 [1998-2012; Cruz <i>et al.</i>, 2018] • Pesca com rede de cerco: 0 [1998-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesca demersal: 0 [2004-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] 	• Não estabelecido	<ul style="list-style-type: none"> • Pesca de atum: 0 [2013-2017; POPA] • Palangre: 0 [2015-2018; COSTA]

		• Palangre: 0 [1998-2004; Silva <i>et al.</i> , 2011]		
D1C2	MM_ABU_DS	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível

CETÁCEOS ODONTOCETOS DE ÁGUAS PROFUNDAS

Zífiu- *Ziphius cavirostris*

O zífiu está classificado globalmente como “Pouco Preocupante” pela UICN (Taylor *et al.*, 2008a)

- Ilhas Canárias

Com base na existência de dois “hotspots” principais no arquipélago, identificaram-se duas UG separadas nas Ilhas Canárias: UG-I Ilhas orientais (principalmente na ilha de El Hierro) e UG-II Ilhas ocidentais (principalmente nas áreas orientais das ilhas de Lanzarote e Fuerteventura).

D1C2 – MM_ABU_DS: Durante os estudos realizados como parte do MISTIC SEAS II, os avistamentos desta espécie foram analisados e obteve-se uma estimativa de abundância utilizando o método dos transetos em linha. Foi estimada uma abundância de 56 indivíduos (CV = 0,73) usando métodos baseados no desenho experimental para a totalidade da zona (UG-I e UG-II). Como nenhuma estimativa foi feita na mesma área e com a mesma metodologia, não está disponível um valor de referência anterior. As estimativas de abundância obtidas para esta espécie durante o projeto MISTIC SEAS II podem ser tratadas como valores de referência para estudos e avaliações de estado no futuro. De momento, não se pode avaliar o estado, desconhece-se se esta espécie se pode considerar em BEA ou não.

D1C2 – MM_ABU_CM: O valor de referência inicial para UG-I baseia-se nos estudos de Reyes *et al.* (2015), entre 2003 e 2014 para a zona a sul de El Hierro, utilizando métodos de foto-identificação. É a única estimativa disponível atualmente, portanto não é possível fazer uma estimativa de tendência ou realizar a avaliação.

D1C3 – MM_DEM_SR: Não há nenhuma estimativa de taxa de sobrevivência para o zífiu nas ilhas Canárias.

Critério	Parâmetro	Valor de referência inicial [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	MM_ABU_DS	• Estimativa baseado no desenho experimental: 56 indivíduos (IC 95% = 15-212; CV = 0,73) [2017; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• Estimativa baseado no desenho experimental: 56 indivíduos (IC 95% = 15-212; CV = 0,73) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C2	MM_ABU_CM	• 61 indivíduos (IC 95% = 55-76; SE = 4,9) [2003-2014]	• Tendência	• Não disponível
D1C3	MM_DEM_SR	• Não disponível	• Não disponível	• Não disponível

Golfinho-de-Risso - *Grampus griseus*

O golfinho-de-Risso está catalogado como “Pouco Preocupante” pela UICN (Kiszka and Braulik, 2018). Não há estimativas de abundância global para a espécie, mas há estimativas para algumas regiões. Em águas dos Estados Unidos, estimaram-se 7,73 (CV = 0,09) golfinhos-de-Risso ao longo da costa Atlântica, e 3,14 (CV = 0,10) no Golfo do México (Roberts *et al.*, 2016). Censos aéreos na plataforma continental europeia durante o verão de 2016 (SCANS-III) estimaram 11 069 (CV = 0,51) de golfinhos-de-Risso, com densidades mais altas a Este da Irlanda e Noroeste da Escócia (Hammond *et al.*, 2017). Não há informação sobre as tendências globais de abundância.

- Açores

O golfinho-de-Risso está classificado como “Pouco Preocupante”.

D1C1 – MM_BYC_BR: A avaliação de taxa de captura acidental de golfinho-de-Risso baseia-se nos mesmos programas de monitorização descritos para os Açores e segue a mesma metodologia. Não houve captura acidental em nenhuma das pescarias monitorizadas na região no passado nem no presente, pelo que a UG está em BEA para este critério.

D1C2 – MM_ABU_DS: As únicas estimativas de abundância disponíveis para golfinhos-de-Risso foram as da “população associada à ilha” a Sul da ilha do Pico, facultadas pela Fundação Nova Atlantis (<http://www.nova-atlantis.org>). Estimaram-se 452 indivíduos (IC 95% = 408 – 496) a partir da análise de marcação-recaptura de dados por foto-identificação (van der Stap e Hartman, com. pessoal). Este valor foi proposto como valor de referência inicial para futuras avaliações de UG. Como não há outras estimativas de abundância, não se pode avaliar o BEA desta UG para este critério.

D1C2 – MM_ABU_CMR: As únicas estimativas de taxa de sobrevivência disponíveis para golfinhos-de-Risso foram as da “população associada à ilha” a Sul da ilha do Pico, facultadas pela Fundação Nova Atlantis (<http://www.nova-atlantis.org>). Estimou-se 0.94 (IC 95% = 0,85-0,98) a partir da análise de marcação-recaptura de dados de foto-identificação (van der Stap e Hartman, com. pessoal). Este valor foi proposto como valor de referência inicial para futuras avaliações desta UG. Como não há outras estimativas de taxa de sobrevivência, não se pode avaliar o BEA desta UG para este critério.

Critério	Parâmetro	Valor de referência inicial [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	MM_BYC_BR	<ul style="list-style-type: none"> • Pesca do atum: 0 [1998-2012; Cruz <i>et al.</i>, 2018] • Pesca de cerco: 0 [1998-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesca demersal: 0 [2004-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesca de palangre: 0 indivíduos [1998-2004; Silva <i>et al.</i>, 2011] 	• Não estabelecido	<ul style="list-style-type: none"> • Pesca do atum: 0 [2013-2017; POPA] • Pesca de palangre: 0 [2015-2018; COSTA]

D1C2	MM_ABU_CMR	<ul style="list-style-type: none"> • 452 indivíduos (IC 95% = 408 – 496) [2004-2007] 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível
D1C3	MM_DEM_SR	<ul style="list-style-type: none"> • 0.94 (IC 95% = 0.85-0.98) [2004-2007] 	<ul style="list-style-type: none"> • Não estabelecido 	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível

Baleia-piloto-tropical - *Globicephala macrorhynchus*

A baleia-piloto-tropical está classificada como “Pouco preocupante” pela UICN (Minton *et al.*, 2018).

- Madeira

Esta espécie foi catalogada como de “Pouco preocupante” nas águas da Madeira em 2005 (Cabral *et al.*, 2005). Na primeira avaliação da DQEM para a Madeira, a espécie foi considerada em BEA baseando-se no critério dos especialistas e tendo em conta o baixo nível de impactos recebidos no momento (SRA, 2014).

D1C2 – MM ABU DS: Propõe-se avaliar a abundância de UG-I utilizando métodos de amostragem por *distance sampling*. Existe já uma estimativa disponível para UG-I (ou seja, a população que utiliza as águas costeiras da Madeira, Porto Santo e Ilhas Desertas) que se propõe utilizar como valor de referência inicial. Este valor de referência de 151 (CV = 0,23) para a baleia-piloto-tropical foi estimado entre 2007 e 2012 utilizando métodos de amostragem por *distance sampling* (Freitas *et al.*, 2014b). Durante o MISTIC SEAS II, estimaram-se novas abundâncias de 95 e 131 indivíduos em 2017, usando metodologias baseadas no desenho experimental e em modelos, respetivamente. As estimativas de abundância que se fazem aqui são para a área de alta densidade da Madeira e não para a totalidade das águas costeiras do arquipélago da Madeira, como é o caso do valor de referência. Embora a espécie esteja presente todo o ano, com a maior parte da sua distribuição na área de alta densidade, estes valores poderiam ser comparáveis. No entanto, é aconselhada precaução ao comparar estes valores com valores de referência anteriores e na interpretação dos dados para avaliar o BEA.

D1C2 – MM ABU CMR: Propõe-se avaliar a abundância de UG-II utilizando métodos de marcação e recaptura. Já há uma estimativa disponível para UG-I (abundância populacional e taxa de sobrevivência de grupos associados à ilha que utilizam a costa sul da Madeira) que se propõe utilizar como valor de referência. Este valor de referência inicial de 140 (CV = 0,05) para a baleia-piloto-tropical foi estimado entre 2005 e 2011, com base em metodologias de foto-identificação (Alves *et al.*, 2013).

Durante o MISTIC SEAS II, registaram-se novas abundâncias de 108 (CV = 0,04) para indivíduos associados à ilha (da costa sul da Madeira) e de 662 (CV = 0,24) para indivíduos associados à ilha, incluindo transientes. O primeiro estudo englobou um período de tempo muito mais longo e uma cobertura sazonal diferente (7 anos de dados de avistamento recolhidos durante o verão e o outono) das estimativas obtidas durante o projeto MISTIC SEAS II (dados recolhidos desde agosto de 2017 até fevereiro de 2018). Portanto, estes valores não devem ser comparados diretamente. Com um conjunto de dados mais longo, considerar-se-iam mais indivíduos associados à ilha e eventualmente aumentaria a estimativa. Uma estimativa comparável para os animais associados à ilha provavelmente se localizaria entre as duas estimativas do valor atual. No entanto, deve-se ter cuidado ao comparar com valores de referência anteriores e na interpretação dos dados para avaliar o BEA.

D1C3 – MM DEM SR: Propõe-se avaliar a taxa de sobrevivência da UG-II utilizando métodos de marcação e recaptura. Alves *et al.* (2013) calcularam uma taxa de sobrevivência de 0,96 para indivíduos associados à ilha (da costa sul de Madeira) entre 2005 e 2011. Recolheram-se os dados para o cálculo da taxa de sobrevivência e estão disponíveis para análise. No entanto, o estudo piloto do MISTIC SEAS II estendeu-

se durante poucos meses e não permitiu a estimativa da taxa de sobrevivência anual. Portanto, o estado atual desta UG ainda não se pode avaliar.

Critério	Parâmetro	Valor de referência inicial [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	MM_ABU_DS	<ul style="list-style-type: none"> • UG-I: Estimativa baseada em modelos: 151 indivíduos (IC 95% = 99-201; CV = 0,23) [2007-2012; (Freitas <i>et al.</i>, 2014b)] 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • UG-I: Estimativa baseada no desenho experimental: 95 indivíduos (IC 95% = 59-151; CV = 0,24) [2017; MISTIC SEAS II] • UG-I: Baseado em modelos: 131 (IC 95% = 60-128; CV = 0,19) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C2	MM_ABU_CMR	<ul style="list-style-type: none"> • UG-II: animais associados à ilha (sul): 140 indivíduos (IC 95% = 131-151; CV=0,05) [2005-2011; Alves <i>et al.</i>, 2013] 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • UG-II: animais associados à ilha (sul): 108 (IC 95% = 104-121; CV = 0,04) [2017; MISTIC SEAS II] • UG-II: animais associados à ilha e transientes: 662 (IC 95% = 455-1129; CV: 0,24) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C3	MM_DEM_SR	<ul style="list-style-type: none"> • UG-II: animais associados à ilha (sul): 0,960 (IC 95% = 0,853-0,990; EP = 0,028) [2005-2011; Alves <i>et al.</i>, 2013] 	<ul style="list-style-type: none"> • Não estabelecido 	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível

- Ilhas Canárias

Os estudos realizados com foto-identificação durante as últimas décadas demonstraram que a baleia-piloto-tropical que utiliza o arquipélago pertence a uma grande população oceânica, cuja maioria dos indivíduos são identificados como transientes (avistados uma vez) com uma pequena proporção de reavistamentos (visitantes e animais associados às ilhas, Servidio, 2014). Estes dois ecótipos misturam-se e interatuam entre si, contribuindo para uma estrutura social complexa e populacional, prevenindo o isolamento genético dos animais associados às ilhas. Os animais associados às ilhas são muito vulneráveis aos impactos humanos locais devido a um uso muito maior desta área, e também são alvo de uma indústria altamente desenvolvida de observação de baleias (Servidio, 2014).

D1C2 – MM_ABU_DS: Propõe-se avaliar a abundância UG-I (todas as baleias-piloto-tropicais que usem as águas costeiras do arquipélago das Ilhas Canárias; ou seja, transientes, visitantes e animais associados à ilha) usando métodos AD. As análises de modelação espacial realizadas com os dados recolhidos entre 1999 e 2012 proporcionaram uma estimativa média de 1.980 (CV = 0,33) indivíduos para a totalidade do arquipélago, com presença mais acentuada durante os meses quentes (Servidio, 2014). Este valor é proposto como valor de referência inicial. Durante o projeto MISTIC SEAS II, a estimativa baseada em modelação resultou numa média de 2.344 (CV = 0,24) animais com base em dados recolhidos em 2017.

Os valores de referência inicial e as estimativas de abundância baseadas em modelos produzidos no MISTIC SEAS II são bastante similares, com pouca variação na abundância durante os meses mais quentes. No entanto, é necessário cuidado ao comparar e interpretar os dados para avaliar o BEA, já que as áreas cobertas não são exatamente as mesmas. Seria necessária uma série temporal mais longa para avaliar com precisão esta UG.

D1C2 – MM_ABU_CMR: Propõe-se avaliar a abundância da UG-II (animais associados às ilhas de Tenerife e La Gomera) usando métodos de marcação e recaptura. A abundância de UG-II foi estimada por Servidio (2014) usando dados do SW de Tenerife e La Gomera desde 2007 a 2009. O valor de 636 (CV = 0,028) indivíduos é utilizado como referência inicial para esta UG. Durante o MISTIC SEAS II, foram recolhidos dados que ainda estão a ser processados. O valor de referência inicial foi estimado a partir de um período de tempo muito maior e com uma cobertura sazonal diferente (2 anos de dados de avistamento, de 2007 a 2009, recolhidos a cada mês) que os valores analisados no projeto MISTIC SEAS II (dados recolhidos entre agosto e setembro de 2017). Portanto, estes valores não devem ser comparados diretamente. Com um conjunto de dados mais longo, considerar-se-iam mais indivíduos associados à ilha e eventualmente aumentaria a estimativa.

D1C3 – MM_DEM_SR: Propõe-se avaliar a taxa de sobrevivência da UG-II utilizando métodos de marcação e recaptura. No entanto, não se calculou ainda nenhuma taxa de sobrevivência para estas UG.

Critério	Parâmetro	Valor de referência inicial [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C2	MM_ABU_DS	<ul style="list-style-type: none"> • UG-I: Estimativa baseada em modelos para todo o arquipélago: 1.980 indivíduos (IC 95% = 1.442-2.324; CV = 0,33) [1999-2012] • UG-I: Estimativa baseada em modos para os meses quentes: 2.510 indivíduos (IC 95% = 2.046-3.094; CV = 0,32) [1999-2012] • UG-I: Estimativa baseada em modelos para os meses frios: 1.926 indivíduos (IC 95% = 1.270-2.799; CV = 0,35) [1999-2012] 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • MU-I: Estimativa baseada no desenho experimental: 2.445 indivíduos (IC 95% = 1.398-4.275; CV = 0,29) [2017; MISTIC SEAS II] • MU-I: Baseado em modelos: 2.344 indivíduos (IC 95% = 1.450-2.910; CV = 0,24) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C2	MM_ABU_CMR	<ul style="list-style-type: none"> • UG-II: população residente a SW de Tenerife e La Gomera: 636 indivíduos (IC 95% = 602-671; CV = 0,028) [2007-2009] 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível
D1C3	MM_DEM_SR	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível 	<ul style="list-style-type: none"> • Não estabelecido 	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível

Cachalote - *Physeter macrocephalus*

O cachalote é considerado “Vulnerável” a nível global (Taylor *et al.*, 2008b). Pensa-se que a população global anterior ao período da caça à baleia de cerca de 1.100.000 terá reduzido para 360.000 aproximadamente (67%) até à baleação moderna, embora haja muita incerteza associada a estas estimativas (Whitehead, 2002). Não há evidência de que a população tenha ou não recuperado, desde o final da caça à baleia, mas em algumas áreas existe preocupação que as populações continuem a declinar (Whitehead, 2002). Cerca de 5.300 (CV = 0,12) e 2.128 (CV = 0,08) cachalotes foram estimados ao longo da costa Atlântica dos Estados Unidos e no Golfo de México, respetivamente (Roberts *et al.*, 2016). O estudo SCANS-III 2016 estimou uma abundância da população de cachalotes ao longo da plataforma continental europeia e oceano aberto de 13.518 (CV = 0,41) (Hammond *et al.*, 2017).

- Açores

O cachalote está catalogado como “Vulnerável” nos Açores (Cabral *et al.*, 2005).

D1C1 – MM_BYC_BR: A avaliação da taxa de captura acidental de cachalotes baseia-se nos mesmos programas de monitorização e segue os mesmos métodos descritos para o golfinho-pintado-do-Atlântico. Não há registo de capturas acidentais em nenhuma das pescarias monitorizadas na região no passado, nem no presente, pelo que a UG está em BEA para este critério.

D1C2 – MM_BYC_BR: Foi proposto monitorizar a mortalidade resultante de colisões por embarcações. No entanto, os dados atuais não são suficientes para avaliar o estado ambiental com respeito a este critério.

D1C2 – MM_ABU_CM: As únicas estimativas fiáveis da abundância absoluta para a população de cachalote nos Açores são as indicadas por Boys *et al.* (2019). Estes autores utilizaram foto-identificação de fêmeas adultas e indivíduos imaturos de ambos os sexos recolhidos de maneira oportunista nas águas costeiras em redor do Faial e Pico nos meses de verão (julho-agosto) entre 2011 e 2015, e aplicou um modelo robusto aberto multiestatal (MSORD - *Multi-State Open Robust Model*) para estimar parâmetros demográficos e de movimento da população. Portanto, estas estimativas não correspondem à UG de cachalote que utiliza as águas costeiras dos Açores, mas apenas à parte da UG que usa as águas à volta das ilhas do Faial e Pico. As estimativas de abundância variaram entre anos, desde 367 (IC 95% = 230-585) indivíduos em 2012, a 275 (IC 95%= 174-436) em 2014 (Boys *et al.*, 2019). No entanto, não se observou nenhuma tendência clara e a estimativa mais precisa (com o CV inferior), ou seja, 45 fêmeas adultas e indivíduos imaturos (CV = 0,19) calculada em 2011, foi proposta como valor de referência inicial para o parâmetro. Como não existem outras estimativas de abundância atualizadas, não se pode avaliar o BEA da UG.

D1C3 – MM_DEM_SR: As únicas estimativas fiáveis de taxa de sobrevivências disponíveis para a população de cachalote nos Açores são também as reportadas por Boys *et al.* (2019). A probabilidade de sobrevivência anual de cachalote não variou durante o período de estudo e propõe-se uma taxa de sobrevivência média para o período 2011-2015 como o valor de referência inicial para o parâmetro (ou seja, taxa de sobrevivência de 0,93; CV = 0,12). Uma vez que não existem outros dados de taxa de sobrevivência atualizados, não se pode avaliar o BEA da UG.

Critério	Parâmetro	Valor de referência inicial [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	MM_BYC_BR	<ul style="list-style-type: none"> • Pesca do atum: 0 indivíduos [1998-2012; Cruz <i>et al.</i>, 2018] • Pesca de cerco 0 indivíduos [1998-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesca demersal: 0 indivíduos [2004-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesca de palangre: 0 indivíduos [1998-2004; Silva <i>et al.</i>, 2011] 	<ul style="list-style-type: none"> • Não estabelecido 	<ul style="list-style-type: none"> • Pesca do atum: 0 indivíduos [2013-2017; POPA] • Pesca de palangre: 0 indivíduos [2015-2018; COSTA]
D1C1	MM_BYC_BR	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível
D1C2	MM_ABU_CMR	<ul style="list-style-type: none"> • 345 fêmeas adultas e indivíduos imaturos (IC 95% = 238-502; CV = 0,19) [julho-agosto 2011] 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível
D1C3	MM_DEM_SR	<ul style="list-style-type: none"> • 0.93 (IC 95% = 0.74-1; CV = 0,12) [julho-agosto 2011-2015] 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível

- Madeira

Esta espécie foi catalogada como “Vulnerável” na Madeira em 2005 (Cabral *et al.*, 2005), mas não se considerou na avaliação inicial da DQEM para a subdivisão da Madeira (SRA, 2014).

D1C2 – MM_BYC_BR: Durante o MISTIC SEAS II, propôs-se o seguimento da mortalidade por colisões com embarcações para complementar o esforço de monitorização considerado para este parâmetro nos outros dois arquipélagos (MISTIC SEAS, 2016a). Os dados atuais não são suficientes para avaliar o seu estado ambiental com respeito a este critério.

Critério	Parâmetro	Valor de referência inicial [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	MM_BYC_BR	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível 	<ul style="list-style-type: none"> • Tendência 	<ul style="list-style-type: none"> • Não disponível

- Ilhas Canárias

Não existem novas estimativas de abundância desde o estudo científico realizado em 2009 (Fais *et al.*, 2016) e, portanto, não é possível avaliar o estado desta espécie nas Ilhas Canárias.

D1C1 – MM_BYC_MR: Um total de 19 cachalotes arrojados entre 1999 e 2007 (incluindo 11 crias-juvenis) mostraram sinais de colisões (Carrillo and Ritter, 2010). Isto corresponde a uma média anual superior a 2 indivíduos mortos por colisão, o que representa 0,9% da população estimada (com um leque de 1,7 a 0,48, baseado no IC), que provavelmente subestima a verdadeira taxa de mortalidade, já que algumas carcaças nunca alcançam a costa. Esta estimativa da taxa de mortalidade por colisão supera a taxa máxima anual de aumento da população, que se calculou em 1% (Reijnders, 1997). Portanto, embora não estejam disponíveis valores mais precisos, os cachalotes das Canárias parecem não estar em BEA de acordo com este critério.

D1C2 – MM_ABU_DS: A abundância de cachalotes à volta das Ilhas Canárias estimou-se em cerca de 224 indivíduos num estudo realizado em 2009 (Fais *et al.*, 2016) com um IC de 95%, entre 120 e 418 animais. Este valor foi proposto como valor de referência inicial. Como não há outra estimativa de abundância mais atualizada, não se pode avaliar o BEA da UG.

D1C2 – MM_ABU_CM: Os dados atuais não são suficientes para avaliar o estado ambiental atual desta espécie indicadora.

D1C3 – MM_DEM_SR: A taxa de sobrevivência ainda não foi calculada para esta UG.

Critério	Parâmetro	Valor de referência inicial [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	MM_BYC_MR	• Não disponível	• 1 indivíduo	• Não disponível
D1C2	MM_ABU_DS	• 224 indivíduos (IC 95% = 120-418) [2009; Fais <i>et al.</i> , 2016]	• Tendência	• Não disponível
D1C2	MM_ABU_CM	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	MM_DEM_SR	• Não disponível	• Não estabelecido	• Não disponível

Foca-monge - *Monachus monachus*

A foca-monge-do-Mediterrâneo (*Monachus monachus*) é uma espécie “Criticamente em Perigo”. Com menos de 600 indivíduos em toda a sua extensão de distribuição, é considerada um dos mamíferos mais ameaçados do mundo (Karamanlidis and Dendrinis, 2015). É uma das espécies prioritárias de interesse comunitário enumeradas nos Anexos II e IV da Diretiva Habitats (Diretiva 92/43 / CEE do Conselho, 1992).

- Madeira

Em 1988, restavam apenas 6-8 indivíduos ficaram na subpopulação da Madeira. Esforços de conservação a partir da década de 80 aumentaram a população do Atlântico europeu para uma estimativa de 30-40 indivíduos (5-7% da população global). No entanto, o crescimento gradual da população e a distribuição das espécies no arquipélago da Madeira está a criar novos conflitos entre os diferentes utilizadores do meio marinho, especialmente pescadores, operadores marítimo-turísticos e habitantes locais.

A espécie está a ser monitorizada atualmente através do projeto LIFE13 NAT/ES/000974 e outros planos de gestão governamentais coordenados pelo SRA (Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais) e o SPNM (Serviço do Parque Natural da Madeira).

Embora se esteja a fazer um seguimento da espécie, não foram facultados dados para este documento e, portanto, não se realizou a avaliação do BEA.

C. RÉPTEIS

TARTARUGAS MARINHAS

Tartaruga-comum - *Caretta caretta*

As tartarugas-comuns têm um estatuto UICN de “Pouco preocupante” para a população do Atlântico NW e de “Em perigo de extinção” para a população do Atlântico NE (Casale and Marco, 2015).

- Açores

D1C2 – ST_BYC_MR: Os dados de captura acidental para a frota palangreira portuguesa que opera nas águas dos Açores compilaram-se de forma intermitente a partir de 2008 e, desde 2015, as pescarias dos Açores estão a ser monitorizadas continuamente como parte do projeto COSTA (Consolidating Sea Turtle conservation in the Azores). Dentro da ZEE dos Açores, a atividade da frota portuguesa e a taxa de captura acidental da tartaruga-comum mostram um padrão sazonal pronunciado, mas assíncrono.

A cobertura dos observadores a bordo não é totalmente representativa do esforço pesqueiro e, por isso, os dados desde 2008 foram agrupados. A média nominal da taxa de captura acidental registada entre 2008 e 2018 dentro da ZEE foi de $0,17 \pm 0,55$ tartarugas/1000 anzóis (257 lances, 269.426 anzóis). A mortalidade provocada pelo anzol (tartarugas “ferradas”) ou pós-captura foi de 17%, com 15% de tartarugas que foram adicionalmente recuperadas em condições fracas.

Não existe uma estimativa para a pesca portuguesa, mas é provável que a mortalidade posterior à liberação seja relevante dadas as taxas registadas noutras pescarias Pacífico Norte EEUU: 28% - CI 16-52%, Swimmer *et al.*, 2013). Não foi possível fazer uma estimativa da taxa de mortalidade por captura acidental, já que os dados de esforço das frotas espanhola e portuguesa ainda não estavam disponíveis para o período 2012-2018 e a estimativa de abundância para a região era ainda preliminar.

D1C2 – ST_ABU_DS: 46 tartarugas-comuns foram encontradas durante campanhas de investigação para estimação de abundância realizados no projeto MISTIC SEAS II. O número de avistamentos de tartarugas não permitiu a análise espacial para o cálculo da abundância nos Açores e, portanto, só se apresenta uma estimativa com base no desenho experimental. A estimativa de abundância total é de 5.187 (95% IC = 2,170-12,399; CV = 0.46). Esta é a primeira estimativa de abundância de tartarugas-comuns marinhas nos Açores e, portanto, foi definida como base de referência para futuras avaliações.

D1C3 – ST_DEM_BCI: Os dados morfométricos das tartarugas-comuns no arquipélago dos Açores têm sido recolhidos desde 1969 como parte integrante do programa de marcação convencional de tartarugas marinhas. Estabeleceu-se como valor de referência um BCI médio de $1,76 \pm 0,25$, $n = 828$ calculado com base nos dados de 1984 a 2016. Foram coletados dados de BCI no âmbito do projeto MISTIC SEAS II

durante 2017 e 2018. O BCI médio durante este período foi de 1.82 ± 0.30 n = 29. O BCI parece aumentar, mas a base de referência necessita ainda de ser definida para possibilitar a avaliação da saúde e o BEA desta agregação de tartarugas. As classificações da condição corporal de saúde individual existem para outras áreas e espécies (ex. para tartaruga-verde Bjorndal *et al.*, 2000), mas os índices para avaliar a saúde da tartaruga-comum ainda requerem um desenvolvimento adicional. Os valores médios aqui apresentados são, portanto, indicativos, sendo de esperar possíveis alterações com base em futuras investigações.

Ainda não é possível uma avaliação do BEA para a agregação de tartaruga-comum dos Açores.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	ST_BYC_MR	• Not available	• Não estabelecido	• Não disponível
D1C2	ST_ABU_DS	• Estimativa de abundância baseada em desenho experimental: 149 indivíduos: 5,187 (95% CI = 2,170-12,399; CV = 0.46) [2018; MISTIC SEAS II]	• Tendência	• Estimativa de abundância baseada em desenho experimental: 149 indivíduos: 5,187 (95% CI = 2,170-12,399; CV = 0.46) [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	ST_DEM_BCI	• 1.76 ± 0.25 n=828 [1984-2016]	• Não estabelecido	• 1.82 ± 0.30 n=29 [2017-2018; MISTIC SEAS II]

- Madeira

D1C1 – ST_BYC_MR: A taxa de mortalidade das tartarugas-comuns ainda não foi avaliada na Madeira.

D1C2 ST_ABU_DS: Durante o projeto MISTIC SEAS II, realizaram-se estudos para estimar a abundância de Tartarugas marinhas na Madeira. A abundância total estimada da tartaruga-comum na área estudada da Madeira em 2017 foi em média de 149 -160, segundo o método utilizado. Esta é a primeira estimativa de abundância de tartarugas comuns marinhas na Madeira e, portanto, foi estabelecido como base para futuras avaliações.

D1C3 - ST_DEM_BC: É necessária uma classificação de BCI (amplitude de valores) para melhor interpretação e análise da condição corporal. Isto permitirá a classificação de cada espécimen como um animal com uma boa condição corporal ou não. Os dados de BC estão disponíveis para a agregação de tartarugas-comuns encontradas em águas da Madeira (Dellinger, T., dados não publicados), baseado numa série temporal de 1994 a 2015, e Açores. São necessárias análises adicionais para definir valores de referência e valores de avaliação. Para se poder avaliar o BEA numa forma confiável é necessária uma maior amostragem, devendo-se definir o limiar e o valor de referência. Embora haja definições para o limiar (ex., Bjorndal *et al.* 2000 definiram o limiar de condição deficiente como $BCI < 1.0$), como os nossos valores são consideravelmente mais altos, é nosso entendimento que existe a necessidade de avaliar-retificar a classe para as diferentes localizações. O principal obstáculo é a dificuldade em associar o índice de condição corporal com a tendência geral da UG. Para avançar nessa direção, foram efetuadas amostras genéticas e hormonais durante o MISTIC SEAS II, estando neste momento a ser processadas. Estas análises ajudaram a melhor compreender qual o peso/impacto específico de cada região nas UGs gerais.

Não está ainda disponível uma avaliação do BEA para toda a agregação de tartaruga-comum da Madeira.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	ST_BYC_MR	• Não disponível	• Não estabelecido	• Não disponível
D1C2	ST_ABU_DS	<ul style="list-style-type: none"> • Estimativa de abundância baseada em desenho experimental: 149 indivíduos (95% CI = 70–320; CV = 0.40) [2017; MISTIC SEAS II] • Estimativa de abundância baseada em modelos: 160 indivíduos (95% CI = 78 -307; CV = 0.39) [2017; MISTIC SEAS II] 	• Tendência	<ul style="list-style-type: none"> • Estimativa de abundância baseada em desenho experimental: 149 indivíduos (95% CI = 70–320; CV = 0.40) [2017; MISTIC SEAS II] • Estimativa de abundância baseada em modelos: 160 indivíduos (95% CI = 78 -307; CV = 0.39) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C3	ST_DEM_BCI	• 1.74 ± 0.08 (n = 7) [2017; MISTIC SEAS II]	• Não estabelecido	• 1.74 ± 0.08 (n = 7) [2017; MISTIC SEAS II]

- Ilhas Canárias

D1C1 – ST_BYC_MR: Atualmente, não há informação disponível sobre como a captura acidental afeta a tartaruga-comum nas Ilhas Canárias.

D1C2 – ST_ABU_DS: Não se realizaram estudos sistemáticos de abundância de tartarugas-comuns no arquipélago. O projeto MISTIC SEAS II permitiu obter uma primeira estimativa de abundância (1,462 indivíduos) para todo o arquipélago utilizando métodos AD.

D1C3 – ST_DEM_BCI: Os dados de condição corporal recolheram-se como parte do projeto MISTIC SEAS II, mas não se dispõe de dados prévios. Os valores médios apresentados aqui são indicativos e podem necessitar de modificações à luz de futuras investigações sobre a classificação de BCI para a agregação (consulte a descrição dos Açores).

Não está ainda disponível uma avaliação do BEA para toda a agregação de tartaruga-comum nas Canárias.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	ST_BYC_MR	• Não disponível	• Não estabelecido	• Não disponível
D1C2	ST_ABU_DS	<ul style="list-style-type: none"> • Estimativa de abundância baseada em desenho experimental: 1,462 indivíduos (95% CI = 561-3,810; CV = 0.51) [2017; MISTIC SEAS II] 	• Tendência	<ul style="list-style-type: none"> • Estimativa de abundância baseada em desenho experimental: 1,462 indivíduos (95% CI = 561-3,810; CV = 0.51) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C3	ST_DEM_BCI	• 1.66 ± 0.24 (n = 18) [2017; MISTIC SEAS II]	• Não estabelecido	• 1.66 ± 0.24 (n = 18) [2017; MISTIC SEAS II]

Tartaruga-verde – *Chelonia mydas*

A tartaruga-verde é uma espécie “Em perigo de extinção” a nível global (Seminoff, 2004). Atualmente está a ser realizada uma revisão e atualização que também incluirá o estado das diferentes subpopulações (Annette Broderick, comunicação pessoal), embora já se saiba que algumas delas estão a aumentar (ex. Chaloupka *et al.*, 2008).

- Ilhas Canárias

D1C1 – ST_BYC_MR: Os centros de recuperação de vida selvagem das Canárias têm informação sobre os animais afetados por anzóis de pesca, mas a disponibilidade destes dados para avaliação do indicador de captura acidental ainda não foi analisado.

D1C2 – ST_ABU_PI: Foram identificadas algumas localizações com a presença da espécie, mas ainda não há estimativas de abundância disponíveis (Monzón-Argüello *et al.*, 2015, 2018a).

D1C3 – ST_DEM_BCI: Os dados sobre BCI foram compilados de vários projetos (e.g. Monzón-Argüello *et al.*, 2015, 2018a). No entanto, ainda não há estimativa de um valor de referência para BCI de animais saudáveis (Limiar) devido ao facto de que grande parte das tartarugas analisadas apresentarem dificuldades e por isso se encontrarem em centros de recuperação de vida selvagem.

Ainda não está disponível a avaliação do BEA para toda a tartaruga-verde nas Canárias.

Critério	Parâmetro	Valor de referência [ano]	Limiar	Valor atual [ano]
D1C1	ST_BYC_MR	• Não disponível	• Não estabelecido	• Não disponível
D1C2	ST_ABU_PI	• Não disponível	• Tendência	• Não disponível
D1C3	ST_DEM_BCI	• Não disponível	• Não estabelecido	• Não disponível

D. INTEGRAÇÃO

A gestão e conservação de predadores marinhos altamente migratórios, como as espécies indicadoras avaliadas, dependem da compreensão de como os seus movimentos e o seu ciclo de vida se relacionam com os processos oceânicos (Block *et al.*, 2011). Atualmente há uma falta generalizada de dados de referência, com poucas estimativas disponíveis apenas para uma ou duas das métricas, o que poderá levar a uma interpretação incorreta dos resultados e não é claro se refletirá alterações ambientais locais ou de grande escala (Mallory *et al.*, 2010). Para uma melhor avaliação e integração do estado ambiental/indicadores, é fundamental recolher um conjunto de dados mais amplo e diverso, para preencher as lacunas identificadas e proporcionar uma avaliação precisa da condição do oceano.

Algumas restrições surgem quando se trata de integrar critérios e níveis para as aves marinhas. Por exemplo, a produtividade (sucesso reprodutor) depende diretamente da disponibilidade de presas. Para a Macaronésia esta variável não se pode avaliar com os métodos atuais, apesar do seu potencial como a principal pressão que afeta a população de aves marinhas da Macaronésia, tal como ocorre com as populações britânicas de Garajau-rosado, onde as flutuações da população estão relacionadas com a disponibilidade de presas, o que representa mudanças como consequência das alterações climáticas (Green, 2017). Para além disso, dado que a avaliação de aves marinhas é realizada ao nível da colónia,

será necessário um nível adicional de agregação (ver Prins *et al.*, 2014), já que os potenciais efeitos das sub-colônias têm sido ignorados em grande medida e podem ser de importância fundamental e determinar que proporção de uma população é provável que se veja afetada por uma pressão antropogénica (Bogdanova *et al.*, 2014).

A regra de integração sugerida *One-Out-All-Out* (OOAO – em português “mau estado num ponto, mau estado em todos os pontos”), proposta no Guia para a avaliação do artigo 8 da DQEM (WG BEA, 2017), baseia-se no pressuposto de que o pior estado dos elementos usado na avaliação, determina o estado final do ecossistema sob avaliação. Isto segue o princípio da precaução e poderia oferecer um método de integração fiável e robusto se o estado de cada elemento e indicador pudesse ser avaliado sem erros, o que raramente acontece. Na prática, as graves lacunas de conhecimento e a inevitável incerteza associada com a avaliação do BEA para cada elemento e métrica conduzem a uma alta probabilidade de degradar o verdadeiro estado geral dos componentes avaliados, resultando numa avaliação muito conservadora. Adicionalmente, à medida que aumenta o número de elementos, indicadores, métricas e as áreas de avaliação, também aumenta a probabilidade de classificar erroneamente o estado geral do ecossistema como fora do BEA. Desta forma, a método OOAO implica o risco de requerer programas de medidas impraticáveis para alcançar ou manter o BEA, impondo custos e medidas de gestão que, em última instância, podem ser ineficazes para cumprir as metas da DQEM.

Os problemas associados com a aplicação do método OOAO tornaram-se evidentes no exercício de avaliação realizados durante um workshop do MISTIC SEAS II, onde se pediu aos peritos que aplicassem esta abordagem para avaliar o BEA para as espécies indicadoras de aves marinhas, mamíferos marinhos e tartarugas na Macaronésia. O grupo de peritos descobriu que a existência de um único critério numa UG que não alcançou o BEA implicaria que todas as espécies, e portanto, todo o grupo de espécies, todo o grupo funcional e todo o ecossistema ficassem fora do BEA; ou que este seja desconhecido, se os critérios avaliados não fossem considerados. Portanto, a integração dos níveis de aves marinhas, mamíferos marinhos e tartarugas sem uma maior abrangência dos seus efeitos levará a avaliações potencialmente erróneas.

Um valor de limiar mais sensível poderia ser aplicado com maior representatividade, uma vez que ainda existe uma grande lacuna no conhecimento do meio ambiente marinho e das unidades de gestão. No entanto, é necessário aprofundar o trabalho sobre métodos de integração para encontrar uma solução que minimize ou elimine os aspetos negativos da abordagem OAOO.

Devido às razões apontadas, os resultados da avaliação deste relatório não foram resultado de uma abordagem integrada uma vez que se considerou que seria inadequado ou, pelo menos, prematuro, dado o nível atual de informação e conhecimento.

5. METAS AMBIENTAIS PARA ALCANÇAR O BEA [ART. 10]

Segundo a DQEM (Art. 3.7), uma “Meta Ambiental” é uma indicação qualitativa ou quantitativa da condição desejada dos diferentes componentes das águas marinhas, assim como das pressões e impactos a que estão sujeitas para cada Região marinha ou Sub-região”. Os Estados membros deverão em relação a cada Região marinha ou Sub-região, estabelecer um conjunto integral de metas ambientais (MA) e indicadores associados para as suas águas marinhas a fim de guiar o progresso de forma a alcançar o bom estado ambiental do meio ambiente marinho, tendo em conta as listas indicativas de pressões e impactos estabelecidas a Tabela 2 do Anexo III, e das características estabelecidas no Anexo IV. Os Estados membros deverão ter em conta a aplicação continuada das MA pertinentes estabelecidas a nível nacional, a nível comunitário ou internacional com respeito às mesmas águas, garantindo que estas MA sejam compatíveis

entre si e que os impactos transfronteiriços relevantes e as características transfronteiriças também sejam tidas em conta, na medida do possível.

As MA devem, sempre que possível, basear-se nas características do BEA e, portanto, devem estabelecer-se tendo em conta os critérios e indicadores de BEA estabelecidos pela Decisão 2017/848 / UE da Comissão (2017).

A avaliação técnica das obrigações da DQEM 2012 (artigo 12) proporcionada pela Comissão Europeia para Espanha (Dupont *et al.*, 2014a) e Portugal (Dupont *et al.*, 2014b), reportou que não foram providenciadas MA por parte de Portugal, enquanto que as MA Espanholas receberam uma avaliação positiva, mas destacando que “Algumas metas ambientais para o Descritor 1 estão mais relacionados com o Descritor 2 e 4; A maioria das MA estão relacionadas com pressões ou impactos; várias metas relacionam-se com a implementação dos acordos existentes; metas que abordam atividades específicas; termos gerais utilizados, por exemplo, “Reduzir”, “manter”; não se definem limiares / valores de referência; e várias metas estão relacionados com o aumento do conhecimento e da monitorização, mas falta uma linha de tempo específica para torná-los úteis para melhorar o BEA”.

O projeto MISTIC SEAS II reviu e harmonizou as MA para os critérios comuns e as UG selecionadas entre os três arquipélagos da Sub-região da Macaronésia. Foi feita uma revisão do conhecimento científico, dos resultados da monitorização e das avaliações atuais para avaliar quais seriam as MA mais adequadas para as aves marinhas, mamíferos marinhos e tartarugas marinhas na Sub-região, tendo em consideração as propostas de melhoria enumeradas na avaliação técnica da Comissão (Dupont *et al.*, 2014a, 2014b). No entanto, observou-se que devido à falta de informação prévia, às limitações da monitorização e às curtas séries temporais de dados, não é possível definir MA concretas e mensuráveis nesta etapa. Assim sendo, os períodos de tempo específicos necessários para alcançar a maioria das MA são também desconhecidos.

As MA comuns propostas na tabela em baixo derivam dos resultados de atualização da avaliação inicial e têm em consideração as principais pressões antropogénicas identificadas para aves marinhas, mamíferos marinhos e tartarugas marinhas. No entanto, o estado ambiental da maioria das UG avaliadas é ainda desconhecido e outras pressões mais leves e / ou desconhecidas podem pôr as populações em risco e evitar que se alcance ou mantenha o BEA. Assim sendo, alguns programas de monitorização necessários para a sua avaliação devem ser ainda implementados e devem ser calculados os parâmetros necessários para a sua avaliação.

METAS AMBIENTAIS - GERAIS

MA-GERAIS	Tipo	Critérios relacionados
Estabelecer um grupo internacional na Macaronésia em que participem cientistas, técnicos e responsáveis políticos para coordenar os programas de monitorização para a avaliação de aves marinhas, mamíferos marinhos e tartarugas marinhas.	<ul style="list-style-type: none"> Operacional 	<ul style="list-style-type: none"> Todo o D1
Desenvolver planos de gestão (quando necessário) para minimizar o impacto das atividades recreativas e / ou os usos derivados destas atividades, como ancoragem fundeamento de embarcações, o mergulho, a pesca desportiva, os desportos aquáticos, etc. em mamíferos marinhos, aves marinhas e tartarugas.	<ul style="list-style-type: none"> Operacional 	<ul style="list-style-type: none"> All D1
Implementar os programas de monitorização necessários para avaliar os critérios de todas as UG propostas para aves marinhas, mamíferos marinhos e tartarugas marinhas	<ul style="list-style-type: none"> Operacional 	<ul style="list-style-type: none"> All D1
Manter populações viáveis de espécies-chave e predadores de topo (Mamíferos marinhos, répteis, aves marinhas e peixes), mantendo-os dentro de limites biológicos seguros.	<ul style="list-style-type: none"> Estado 	<ul style="list-style-type: none"> All D1
Manter atualizadas as listas de espécies ameaçadas assim como a avaliação das suas populações.	<ul style="list-style-type: none"> Operacional 	<ul style="list-style-type: none"> D1
Incentivar a cooperação internacional no estudo e monitorização das populações de grupos com uma ampla distribuição geográfica (por exemplo, ICES, OSPAR).	<ul style="list-style-type: none"> Operacional 	<ul style="list-style-type: none"> D1
Aumentar o conhecimento sobre as as redes tróficas, incluindo o estudo de predadores de topo, de forma a desenvolver novos indicadores para avaliar o estado das redes tróficas marinhas.	<ul style="list-style-type: none"> Operacional 	<ul style="list-style-type: none"> D4C1
Tomar as medidas necessárias para manter ou melhorar os parâmetros demográficos de aves marinhas, mamíferos marinhos e tartarugas marinhas (por exemplo, taxa de reprodução e taxa de sobrevivência) de forma a aumentar os seus números.	<ul style="list-style-type: none"> Estado 	<ul style="list-style-type: none"> D1C3
Reduzir o lixo marinho para reduzir o risco de ingestão e enredamento de aves marinhas, mamíferos marinhos e tartarugas marinhas.	<ul style="list-style-type: none"> Pressão 	<ul style="list-style-type: none"> D10C3-4

I. MA – AVES MARINHAS

MA – AVES MARINHAS	Tipo	Critérios relacionados
Reduzir a intensidade luminosa na proximidade das colónias afetadas por esta pressão, pelo menos durante os períodos mais sensíveis (por ex. , quando os juvenis abandonam o ninho e / ou a migração, dependendo da espécie e da localização).	• Pressão	• D1C1
Manter as colónias de aves marinhas que atualmente não têm predadores introduzidos (por ex., gatos e ratos) permanentemente livres desta ameaça..	• Pressão	• D1C1
Eradicar os predadores (por ex., gatos e ratos) das colónias prioritárias de todos os ilhéus e reduzir o impacto nas ilhas principais em 10 anos, e em 25% das colónias de prioridade média em 20 anos.	• Pressão	• D1C1
Aumentar o número de casais reprodutores e a área que estes ocupam em áreas protegidas relevantes para a nidificação de aves marinhas, instalando ninhos artificiais e através da restauração do habitat (espécies invasoras) e controlando a presença de predadores.	• Estado	• D1C5

II. MA – MAMÍFEROS MARINHOS

MA-MAMÍFEROS MARINHOS	Tipo	Critérios relacionados
A mortalidade de cachalotes devido a colisões com embarcações (por ex., com ferry's rápidos) deve ser mantida próxima de zero.	• Pressão	• D1C1
A mortalidade de cetáceos causada pela captura acidental deve ser mantida abaixo dos valores internacionais recomendados (não mais de 1% da abundância da população).	• Pressão	• D1C1
O tamanho da população deve ser igual ou estar acima dos níveis de referência sem ser observada ou estimada uma redução de $\geq 10\%$ durante um período de 20 anos.	• Estado	• D1C2
A taxa de sobrevivências dos mamíferos marinhos não deve sofrer diminuições estatisticamente significativas em relação aos valores de referência.	• Estado	• D1C3
Assegurar a gestão adequada da atividade de observação de cetáceos e garantir o cumprimento da legislação nacional e internacional.	• Operacional	• D1C3

6. BIBLIOGRAFIA

- Aguilar, A., and García-Vernet, R. 2018. Fin whale, *Balaenoptera physalus*. In Encyclopedia of Marine Mammals Third Edition, pp. 368–371. Ed. by B. Würsig, J. G. M. Thewissen, and K. M. Kovacs. Academic Press, San Diego, USA.
- Almalki, M., Kupán, K., Carmona-Isunza, M. C., López, P., Veiga, A., Kosztolányi, A., Székely, T., *et al.* 2017. Morphological and Genetic Differentiation Among Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* Populations in Macaronesia. *Ardeola*, 64: 3–16.
- Almeida, J., Catry, P., Encarnação, V., Franco, C., Granadeiro, J. P., Lopes, R., Moreira, F., *et al.* 2005. *Sterna albifrons* Chilreta Pp. In Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Ed. by M. J. Cabral and *et al.* Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, Portugal.
- Alves, F., Dinis, A., Cascão, I., and Freitas, L. 2010. Bryde's whale (*Balaenoptera brydei*) stable associations and dive profiles: new insights into foraging behavior. *Mar Mamm Sci*, 26: 202–2012.
- Alves, F., Querouil, F., Dinis, A., Nicolau, C., Ribeiro, C., Freitas, L., Kaufmann, M., *et al.* 2013. Estrutura da população of short-finned pilot whales in the oceanic archipelago of Madeira based on photo-identification and genetic analyses: implications for conservation. *Aquat Conserv: Mar Freshw Ecosyst*, 5: 758–776.
- Anderson, O. R. J., Small, C. J., Croxall, J. P., Dunn, E. K., Sullivan, B. J., Yates, O., and Black, A. 2011. Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research*, 14: 91–106.
- Avens, L., and Snover, M. L. 2013. Age and age estimation in sea turtles. *The biology of sea turtles*, 3: 97–134.
- Baker, B., Jenz, K., Double, M., and Cunningham, R. 2007. Data collection of demographic, distributional and trophic information on selected seabird species to allow estimation of effects of fishing on population viability.
- Barreiros, J. P., and Raykov, V. S. 2014. Lethal lesions and amputation caused by plastic debris and fishing gear on the loggerhead turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). Three case reports from Terceira Island, Azores (NE Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, 86: 518–522.
- Baulch, S., and Perry, C. 2014. Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin*, 80: 210–221. Elsevier Ltd.
- Bécares, J., Gil-Velasco, M., Morales, E., and Aguilar, N. 2015. Canarias con la Mar. Conservación de cetáceos y Aves marinas en Canarias (Memoria Técnica).
- Bécares, J., Gil-Velasco, M., and Aguilar, N. 2016. Canarias con la Mar II. Conservación de cetáceos y Aves marinas en Canarias (Memoria Técnica). Informe de GIC-ULL a la Fundación Biodiversidad-MAGRAMA.
- Bérubé, M., Aguilar, A., Dendanto, D., Larsen, F., Notarbartolo Di Sciara, G., Sears, R., Sigurjónsson, J., *et al.* 1998. Population genetic structure of North Atlantic, Mediterranean Sea and Sea of Cortez fin whales, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus 1758): Analysis of mitochondrial and nuclear loci. *Molecular Ecology*, 7: 585–599.
- Bessa Pacheco, M. 2013. Medidas da Terra e do Mar - apontamento. Instituto Hidrográfico.
- BirdLife International. 2013. European Union Plan of Action for reducing incidental catches of seabirds in fishing gears.
- BirdLife International. 2014. IUCN Red List for birds.
- BirdLife International. 2018a. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- BirdLife International. 2018b. Important Bird Areas factsheet: Graciosa.
- BirdLife International. 2018c. Pterodroma madeira. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22698062A132622973.
- Bjorndal, K., Bolten, A., and Chaloupka, M. 2000. Green Turtle Somatic Growth Model: Evidence Fordensity Dependence. *Ecological Applications*, 10: 269–282.
- Bjorndal, K. A. 1997. Foraging Ecology and Nutrition of Sea Turtles. In *The Biology of Sea Turtles.*, pp. 198–230. Ed. by P. L. Lutz and J. A. Musick. CRC Press, Boca Ratón, Florida.

- Block, B. A., Jonsen, I. D., Jorgensen, S. J., Winship, A. J., Shaffer, S. A., Bograd, S. J., Hazen, E. L., *et al.* 2011. Tracking apex marine predator movements in a dynamic ocean. *Nature*, 475: 86–90. Nature Publishing Group.
- Blumstein, D. T., Mennill, D. J., Clemins, P., Girod, L., Yao, K., Patricelli, G., Deppe, J. L., *et al.* 2011. Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: applications, technological considerations and prospectus. *Journal of Applied Ecology*, 48: 758–767.
- BOE-A-2018-15138. 2018. Ley Orgánica 1/2018, de 5 de noviembre, de reforma del Estatuto de Autonomía de Canarias.
- Bogdanova, M. I., Wanless, S., Harris, M. P., Lindström, J., Butler, A., Newell, M. A., Sato, K., *et al.* 2014. Among-year and within-population variation in foraging distribution of European shags *Phalacrocorax aristotelis* over two decades: Implications for marine spatial planning. *Biological Conservation*, 170: 292–299. Elsevier Ltd.
- Bolten, A. B., Martins, H. R., Bjørndal, K. A., and Gordon, J. 1993. Size distribution of pelagic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the waters around the Azores and Madeira. *ARQUIPÉLAGO. Ciências Biológicas e Marinhas = Life and Marine Sciences*, 11: 49–54.
- Bolten, A. B., Bjørndal, K. A., Martins, H. R., Dellinger, T., Bischoito, M. J., Encalada, S. E., and Bowen, B. W. 1998. Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. *Ecological Applications*, 8: 1–7.
- Bolten, A. B., and Witherington, B. E. 2003. *Loggerhead Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Bolten, A. B. 2003. Active swimmers passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerheads in the Atlantic system. *In* *Loggerhead Sea Turtles*, pp. 63–78. Ed. by A. B. Bolten and B. E. Witherington. Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- Bolten, A. B., and Bjørndal, K. A. 2005. Experiment to Evaluate Gear Modification on Rates of Sea Turtle Bycatch in the Swordfish Longline Fishery in the Azores. Phase 4.
- Bolton, M. 2001. Census of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea* in the Azores Archipelago 2001-Final Report. Horta, Portugal.
- Bolton, M., Medeiros, R., Hothersall, B., and Campos, A. 2004. The use of artificial breeding chambers as a conservation measure for cavity-nesting procellariiform seabirds: A case study of the Madeiran storm petrel (*Oceanodroma castro*). *Biological Conservation*, 116: 73–80.
- Bolton, M., Smith, A. L., Gómez-Díaz, E., Friesen, V. L., Medeiros, R., Bried, J., Roscales, J. L., *et al.* 2008. Monteiro's Storm-petrel *Oceanodroma monteiroi*: A new species from the Azores. *Ibis*, 150: 717–727.
- Borker, A. L., McKown, M. W., Ackerman, J. T., Eagles-Smith, C. A., R. Tershy, B., and Croll, D. A. 2014. Vocal activity as a low cost and scalable index of seabird colony size. *Conservation Biology*, 28: 1100–1108.
- Bost, C. A., and Le Maho, Y. 1993. Seabirds as bio-indicators of changing marine ecosystems: new perspectives. *Acta*, 14: 463–470.
- Boys, R. M., Oliveira, C., Pérez-Jorge, S., Prieto, L., Steiner, L., and Silva, M. A. 2019. Multi-state open robust design applied to opportunistic data reveal dynamics of wide-ranging taxa: the sperm whale case. *Ecosphere*.
- Braulik, G., and Jefferson, T. A. 2018. *Stenella frontalis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T20732A50375312.
- Bried, J. 2005. Diving Ability of the Madeiran Storm Petrel. *Waterbirds*, 28: 162–166.
- Bried, J., Magalhães, M. C., Bolton, M., Neves, V. C., Bell, E., Pereira, J. C., Aguiar, L., *et al.* 2009. Seabird Habitat restoration on praia islet, Azores Archipelago. *Ecological Restoration*, 27: 27–36.
- Bried, J., and Neves, V. C. 2015. Habitat restoration on Praia Islet, Azores Archipelago, proved successful for seabirds, but new threats have emerged. *Airo*, 23: 25–35.
- Brooke, M. 2004. *Albatrosses and petrels across the world*. Oxford University Press, Oxford.
- Brothers, N. P., Cooper, J., and Løkkeborg, S. 1999. The incidental catch of seabirds by longline fisheries: worldwide review and technical guidelines for mitigation.
- Buckland, S. T. T., Rexstad, E. A. A., Marques, T. A. A., and Oedekoven, C. S. S. 2015. *Distance Sampling: Methods and Applications*. Springer International Publishing.
- Burger, A. E. 2001. Diving depths of shearwaters. *The Auk*, 118: 755–759.
- Buxton, R. T., and Jones, I. L. 2012. Measuring nocturnal seabird activity and status using acoustic recording devices: Applications for island restoration. *Journal of Field Ornithology*, 83: 47–60.

- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P. R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, J. M., *et al.* 2005. Livro vermelho dos vertebrados de Portugal.
- Campos, A., and Granadeiro, J. P. 1999. Breeding Biology of White-faced Storm-Petrel *Pelagodroma marina* in Selvagem Grande Island, North-east Atlantic. *Waterbirds*, 22: 199–206.
- Carboneras, C., Jutglar, F., and Kirwan, G. M. 2014. Manx Shearwater (*Puffinus puffinus*). In *Handbook of the Birds of the World Alive*. Ed. by J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana. Lynx Edicions, Barcelona.
- Carey, M. J. 2009. The effects of investigator disturbance on procellariiform seabirds: A review. *New Zealand Journal of Zoology*, 36: 367–377.
- Carrillo, M., and Ritter, F. 2010. Increasing numbers of ship strikes in the Canary Islands: proposals for immediate action to reduce risk of vessel-whale collisions. *Journal of Cetacean Research and Management*, 11: 131–138.
- Casale, P., and Marco, A. 2015. *Caretta caretta* (North East Atlantic subpopulation). <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T83776383A83776554.en> (Accessed 13 July 2018).
- Casale, P., and Tucker, A. D. 2017. *Caretta caretta* (amended version of 2015 assessment). <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T3897A119333622.en> (Accessed 6 July 2018).
- Catry, P., Geraldes, P., Pio, J. P., and Almeida, A. 2010. Aves marinhas da Selvagem Pequena e do Ilhéu de Fora: censos e notas, com destaque para a dieta da gaivota-de-patas-amarelas. *Airo*, 20: 29–35.
- Catry, P., Dias, M., Catry, T., Pedro, P., Tenreiro, P., and Menezes, D. 2014. Bulwer's petrels breeding numbers on the Desertas Islands (Madeira): improved estimates indicate the NE Atlantic population to be much larger than previously thought. *Airo*, 23: 10–14.
- Chaloupka, M., Bjørndal, K. A., Balazs, G. H., Bolten, A. B., Ehrhart, L. M., Limpus, C. J., Suganuma, H., *et al.* 2008. Encouraging outlook for recovery of a once severely exploited marine megaherbivore. *Global Ecology Biogeography*, 17: 297–304.
- Clarke, M. R., Martins, H. R., and Pascoe, P. 1993. The diet of sperm whales (*Physeter macrocephalus* Linnaeus 1758) off the Azores. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 339: 67–82.
- Clukey, K. E., Lepczyk, C. A., Balazs, G. H., Work, T. M., and Lynch, J. M. 2017. Investigation of plastic debris ingestion by four species of sea turtles collected as bycatch in pelagic Pacific longline fisheries. *Marine Pollution Bulletin*, 120: 117–125. Elsevier.
- Clukey, K. E., Lepczyk, C. A., Balazs, G. H., Work, T. M., Li, Q. X., Bachman, M. J., and Lynch, J. M. 2018. Persistent organic pollutants in fat of three species of Pacific pelagic longline caught sea turtles: Accumulation in relation to ingested plastic marine debris. *Science of the Total Environment*, 610–611: 402–411. Elsevier B.V.
- Coelho, R., Santos, M. N., Fernandez-Carvalho, J., and Amorim, S. 2015. Effects of hook and bait in a tropical northeast Atlantic pelagic longline fishery: Part I-Incidental sea turtle bycatch. *Fisheries Research*, 164: 302–311. Elsevier B.V.
- Commission Decision 2010/477/EU. 2010. of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters. 2010/477/EU.
- Commission Decision 2017/848/EU. 2017. COMMISSION DECISION (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU.
- Commission Directive 2017/845/CE. 2017. of 17 May 2017 amending Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council as regards the indicative lists of elements to be taken into account for the preparation of marine strategies. 2017/845.
- Cooke, J. G. 2018. *Balaenoptera physalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2478A50349982.
- Cooper, J., Baccetti, N., Belda, E. J., Borg, J. J., and Oro, D. Papaconstantinou, C. Sanchez, A. 2003. Seabird mortality from longline fishing in the Mediterranean Sea and Macronesian waters: a review and a way forward. *Scientia Marina*, 67: 57–64.
- Cormack, R. M. 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika*, 51: 429–438.
- Council Directive 92/43/EEC. 1992. of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. OJ L 206/7. 92/43/EEC.
- Council Regulation (EC) 812/2004. 2004. of 26.4.2004 laying down measures concerning incidental

- catches of cetaceans in fisheries and amending Regulation (EC) No 88/98.
- Cruz, M. J., Machete, M., Menezes, G., Rogan, E., and Silva, M. A. 2018. Estimating common dolphin bycatch in the pole-and-line tuna fishery in the Azores. *PeerJ*, 6: e4285.
- Cunha, I., Freitas, L., Alves, F., Dinis, A., Ribeiro, C., Nicolau, C., Ferreira, R., *et al.* 2017. Marine traffic and potential impacts towards cetaceans within the Madeira EEZ. *Journal of Cetacean Research and Management*, 16: 17–28.
- del Hoyo, J., Elliot, A., and Sargatal, J. 1992. *Handbook of the Birds of the World, Vol. 1: Ostrich to Ducks*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Delgado, C., Canário, A. V. M. M., and Dellinger, T. 2010. Sex ratios of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* during the juvenile pelagic stage. *Marine Biology*, 157: 979–990.
- Dellinger, T., and Encarnação, H. 2000. Accidental capture of sea turtles by the fishing fleet based at Madeira Island, Portugal. US Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-443, 218.
- Dinis, A., Alves, F., Nicolau, C., Ribeiro, C., Kaufmann, M., Cañadas, A., and Freitas, L. 2016. Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* group dynamics, site fidelity, residency and movement patterns in the Madeira Archipelago (North-East Atlantic). *African Journal of Marine Science*, 38: 151–160.
- Dinis, A. M. 2014. Ecology and Conservation of Bottlenose Dolphins in Madeira Archipelago, Portugal. 158 pp.
- Directive 2000/60/CE. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- Directive 2008/56/EC. 2008. of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). OJ L 164/19. 2008/56/EC.
- Directive 2009/147/EC. 2009. of the European Parliament and of the Council on the conservation of wild birds.
- Directive 79/409/EEC. 1979. Council Directive of 2 April 1979 on the conservation of wild birds (79/409/EEC).
- Dupont, C., Belin, A., Moreira, G., and Vermonde, B. 2014a. Article 12 Technical Assessment of the MSFD 2012 obligations. Spain. Belgium. 69 pp.
- Dupont, C., Belin, A., Moreira, G., and Vermonde, B. 2014b. Article 12 Technical Assessment of the MSFD 2012 obligations. Portugal. Belgium. 35 pp.
- Equipa Atlas. 2008a. Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005). Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio & Alvim, Lisboa.
- Equipa Atlas. 2008b. Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005). Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio & Alvim, Lisboa.
- Fagundes, A. I., Ramos, J. A., Ramos, U., Medeiros, R., and Paiva, V. H. 2016. Breeding biology of a winter-breeding procellariiform in the North Atlantic, the Macaronesian shearwater *Puffinus lherminieri baroli*. *Zoology*, 119: 421–429. Elsevier GmbH.
- Fais, A., Lewis, T. P., Zitterbart, D. P., Álvarez, O., Tejedor, A., and Aguilar Soto, N. 2016. Abundance and Distribution of Sperm Whales in the Canary Islands: Can Sperm Whales in the Archipelago Sustain the Current Level of Ship-Strike Mortalities? *Plos One*, 11: e0150660.
- Fernández, R., Santos, M. B., Carrillo, M., Tejedor, M., and Pierce, G. J. 2009. Stomach contents of cetaceans stranded in the Canary Islands 1996–2006. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89: 873.
- Ferreira, R. L., Martins, H. R., Silva, A. A., and Bolten, A. B. 2001. Impact of swordfish fisheries on sea turtles in the Azores.
- Ferreira, R. L., Martins, H. R., Bolten, A. B., Santos, M. A., and Erzini, K. 2011. Influence of environmental and fishery parameters on loggerhead sea turtle by-catch in the longline fishery in the Azores archipelago and implications for conservation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91: 1697–1705.
- Fjeldså, J., and Kirwan, G. M. 2014. Monteiro's Storm-petrel (*Hydrobates monteiroi*). In *Handbook of the Birds of the World Alive*. Ed. by J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.

- Fontaine, R., Gimenez, O., and Bried, J. 2011. The impact of introduced predators, light-induced mortality of fledglings and poaching on the dynamics of the Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*) population from the Azores, northeastern subtropical Atlantic. *Biological Conservation*, 144: 1998–2011. Elsevier Ltd.
- Freitas, C., Caldeira, R., Reis, J., and Dellinger, T. 2018. Foraging behavior of juvenile loggerhead sea turtles in the open ocean: from Lévy exploration to area-restricted search. *Marine Ecology Progress Series*, 595: 203–215.
- Freitas, L., Dinis, A., Alves, F., and Nóbrega, F. 2004. Cetáceos no arquipélago da Madeira. Edição Museu da Baleia. 108 pp.
- Freitas, L., Dinis, A., Nicolau, C., Ribeiro, C., and Alves, F. 2012. New records of cetaceans' species for Madeira Archipelago with an updated checklist. *Bol Mus Mun Funchal*, 62: 25–43.
- Freitas, L., Ribeiro, C., Dinis, A., Nicolau, C., Alves, F., and Carvalho, A. 2014a. Estudo técnico-científico de suporte à criação de um Sítio de Importância Comunitária (SIC) para o golfinho-roaz (*Tursiops truncatus*) no Arquipélago da Madeira (Deliverable A.7_IA). Technical report of the project CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/0).
- Freitas, L., Alves, F., Ribeiro, C., Dinis, A., Nicolau, C., and Carvalho, A. 2014b. Estudo técnico-científico de suporte à proposta de criação de áreas de operação para a actividade de whale watching e a respectiva capacidade de carga (Deliverable A.7_IIA). Technical report of the project CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646), Madeira.
- García-Álvarez, N., Martín, V., Fernández, A., Almunia, J., Xuriach, A., Arbelo, M., Tejedor, M., *et al.* 2014. Levels and profiles of POPs (organochlorine pesticides, PCBs, and PAHs) in free-ranging common bottlenose dolphins of the Canary Islands, Spain. *Science of the Total Environment*, 493: 22–31. Elsevier B.V.
- García-Álvarez, N., Fernández, A., Boada, L. D., Zumbado, M., Zaccaroni, A., Arbelo, M., Sierra, E., *et al.* 2015. Mercury and selenium status of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): A study in stranded animals on the Canary Islands. *Science of the Total Environment*, 536: 489–498. Elsevier B.V.
- Giménez, J., Ramírez, F., Almunia, J., G. Forero, M., and de Stephanis, R. 2016. From the pool to the sea: Applicable isotope turnover rates and diet to skin discrimination factors for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 475: 54–61. Elsevier B.V.
- Granadeiro, J. P., Dias, M. P., Rebelo, R., Santos, C. D., and Catry, P. 2006. Numbers and Population Trends of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* at Selvagem Grande, Northeast Atlantic. *Waterbirds*, 29: 56–60.
- Green, E. 2017. Tern diet in the UK and Ireland: a review of key prey species and potential impacts of climate change. Royal Society for the Study of Birds. LIFE14 NAT/UK/394 ROSEATE TERN.
- Green, R., and Giese, M. 2004. Negative Effects of Wildlife Tourism on Wildlife. *In* *Wildlife Tourism: Impacts, Management and Planning*. Ed. by K. Higginbottom.
- Griffin, R., and Griffin, N. J. 2004. Temporal variation in Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) and bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) densities on the west Florida continental shelf. *Aquatic Mammals*, 30: 380–390.
- Groombridge, B. 1993. 1994 IUCN Red list of threatened animals. Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- Hammond, P. P. S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., MacLeod, K., *et al.* 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Scotland, UK. 39 pp.
- Hammond, P. S. 2009. Mark–recapture. *In* *Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition)*. 705–709 pp.
- Hammond, P. S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K. A., Karkzmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W. F., *et al.* 2012. *Tursiops truncatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T22563A17347397.
- Hammond, P. S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D. L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., *et al.* 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation*, 164: 107–122. Elsevier.
- Hart, K., and Fujisaki, I. 2010. Satellite tracking reveals habitat use by juvenile green sea turtles *Chelonia mydas* in the Everglades, Florida, USA. *Endanger. Species Res*, 11: 221–232.
- Hartert, E., and Ogilvie-Grant, W. R. 1905. On the birds of the Azores. *Novitates Zoologicae*, XII: 80–128.
- Hartman, K. L., Fernandez, M., and Azevedo, J. M. N. 2014. Spatial segregation of calving and nursing

- Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Azores, and its conservation implications. *Marine Biology*, 161: 1419–1428.
- Hartman, K. L., Fernandez, M., Wittich, A., and Azevedo, J. M. N. 2015. Sex differences in residency patterns of Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Azores: Causes and management implications. *Marine Mammal Science*, 31: 1153–1167.
- Hartman, K. L. 2018. Risso's dolphin *Grampus griseus*. In *Encyclopedia of Marine Mammals*, Third Edition., pp. 824–826. Ed. by B. Würsig, J. G. M. Thewissen, and K. M. Kovacs. Academic Press.
- Hatase, H., Takai, N., Matsuzawa, Y., Sakamoto, W., Omuta, K., Goto, K., Arai, N., *et al.* 2002. Size-related differences in feeding habitat use of adult female loggerhead turtles *Caretta caretta* around Japan determined by stable isotope analyses and satellite telemetry. *Marine Ecology-Progress Series*, 233: 273–281.
- Hays, G. C., Fossette, S., Katselidis, K. A., Schofield, G., and Gravenor, M. B. 2010. Breeding periodicity for male sea turtles, operational sex ratios, and implications in the face of climate change. *Conservation Biology*, 24: 1636–1643.
- Hervías, S., Henriques, A., Oliveira, N., Pipa, T., Cowen, H., Ramos, J. A., Nogales, M., *et al.* 2013. Studying the effects of multiple invasive mammals on Cory's shearwater nest survival. *Biological Invasions*, 15: 143–155.
- Herzing, D. L., and Perrin, W. F. 2018. Atlantic Spotted Dolphin: *Stenella frontalis*. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (Third Edition), pp. 40–42. Ed. by B. Würsig, J. G. M. Thewissen, and K. M. Kovacs. Academic Press.
- Hill, W. L. 1995. Intraspecific variation in egg composition. *The Wilson Bulletin*, 107: 382–387.
- Hipfner, J. M., Charette, M. R., and Blackburn, G. S. 2007. Subcolony Variation in Breeding Success in the Tufted Puffin (*Fratercula cirrhata*): Association With Foraging Ecology and Implications. *The Auk*, 124: 1149–1157.
- ICES. 2013. Report of the Joint ICES/OSPAR Expert Group on Seabirds (WGBIRD), 22–25 October 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:78. 77 pp.
- ICES. 2014. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). 10–13 March, 2014. Woods Hole, Massachusetts, USA. ICES CM 2014/ACOM:27. 234 pp.
- ICES. 2015. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). 9–12 February 2015, London, UK. ICES CM 2015/ACOM:25. 114 pp.
- ICES. 2017a. Report of the Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC). 12–15 June 2017, Woods Hole, Massachusetts, USA. ICES CM 2017/ACOM:24. 82 pp.
- ICES. 2017b. Bycatch of small cetaceans and other marine animals – Review of national reports under Council Regulation (EC) No . 812 / 2004 and other published documents.
- ICG COBAM. 2012. MSFD Advice Manual and Background Document on Biodiversity. A living document - Version 3.2 of 5 March 2012. Approaches to determining good environmental status, setting of environmental targets and selecting indicators for Marine Strategy Framework Direc. 141 pp.
- Jenouvrier, S., Barbraud, C., Cazelles, B., and Weimerskirch, H. 2016. Modelling Population Dynamics of Seabirds: Importance of the Effects of Climate Fluctuations on Breeding Proportions. *Oikos*, 108: 511–522.
- Jesus, J., Menezes, D., Gomes, S., Oliveira, P., Nogales, M., and Brehm, A. 2009. Phylogenetic relationships of gadfly petrels *Pterodroma* spp. from the Northeastern Atlantic Ocean: Molecular evidence for specific status of Bugio and Cape Verde petrels and implications for conservation. *Bird Conservation International*, 19: 199–214.
- Jolly, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic models. *Biometrika*, 52: 225–247.
- Karamanlidis, A., and Dendrinou, P. 2015. *Monachus monachus* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T13653A117647375.
- Kendall, W. L., Nichols, J. D., and Hines, J. E. 1997. Estimating temporary emigration using capture–recapture data with Pollock's robust design. *Ecology*, 78: 563–578.
- Kiszka, J., and Braulik, G. 2018. *Grampus griseus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T9461A50356660. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T9461A50356660.en> (Accessed 4 December 2018).
- Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L., and Franeker, J. A. 2015. Deleterious Effects of Litter on Marine Life. In *Marine Anthropogenic Litter*. Ed. by M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages. Springer, Cham.

- Le Grand, G., Emmerson, K., and Martin, A. 1984. The status and conservation of Seabirds in the Macaronesian Islands. ICBP Technical Publication No. 2. *In* Status and Conservation of the World's Seabirds., pp. 377–391. Ed. by J. P. Croxall, E. P. G. H., and S. R. W. Cambridge.
- Lebreton, J. D., Burnham, K. P., Clobert, J., and Anderson, D. R. 1992. Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs*, 62: 67–118.
- Lewison, R., Oro, D., Godley, B. J., Underhill, L., Bearhop, S., Wilson, R. P., Ainley, D., *et al.* 2012. Research priorities for seabirds: Improving conservation and management in the 21st century. *Endangered Species Research*, 17: 93–121.
- Lewison, R. L., and Crowder, L. B. 2007. Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. *Conservation Biology*, 21: 79–86.
- Lewison, R. L., Crowder, L. B., Wallace, B. P., Moore, J. E., Cox, T., Zydelski, R., McDonald, S., *et al.* 2014. Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111: 5271–6.
- López Jurado, L. F. 2007. Historical review of the archipelagos of Macaronesia and the marine turtles. *Monografías del Instituto Canario de Ciencias Marinas (España)*.
- Lorenzo, J. A., and Barone, R. 2007. Charrán común, *Sterna hirundo*. *In* Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003), pp. 123–126. Ed. by J. A. Lorenzo. Dirección General de la conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología., Madrid, Spain.
- Lormee, H., Delord, K., Letournel, B., and Barbraud, C. 2012. Population Survey of Leach's Storm-Petrels Breeding at Grand Colombier Island, Saint-Pierre and Miquelon Archipelago. *The Wilson Journal of Ornithology*, 124: 245–252.
- Louis, M., Viricel, A., Lucas, T., Peltier, H., Alfonsi, E., Berrow, S., Brownlow, A., *et al.* 2014. Habitat-driven Estrutura da população of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the North-East Atlantic. *Molecular Ecology*, 23: 857–874.
- Luzardo, J., López-Darias, M., Suárez, V., Calabuig, P., García, E., and Martín, C. 2008. First breeding population of Bulwer's petrel *Bulweria bulwerii* recorded on Gran Canaria (Canary Islands) - population size and morphometric data. *Marine Ornithology*, 36: 159–162.
- Madroño, A., González, C., and Atienza, J. C. 2004. Libro Rojo de Las Aves de España. Dirección General para la Diversidad-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Mallory, M. L., Robinson, S. A., Hebert, C. E., and Forbes, M. R. 2010. Seabirds as indicators of aquatic ecosystem conditions: A case for gathering multiple proxies of seabird health. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 7–12. Elsevier Ltd.
- MAPAMA. 2012. Estrategias Marinas. Evaluacion Inicial - Buen Estado Ambiental. Mamíferos Marinos y Tortugas. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, Spain.
- Martín, A., Nogales, M., Quilis, V., Delgado, G., Hernández, E., Trujillo, O., Santana, F., *et al.* 1987. Distribución y status de las aves marinas nidificantes en el archipiélago canario con vistas a su conservación. Tenerife, Spain.
- Martín, V. M., Servidio, A., Tejedor, M., Arbelo, M., Braderlau, B., Nieves, S., Pérez, M., *et al.* 2009. Cetaceans and conservation in the Canary Islands. *In* 18th Biennial Conference of the Society for Marine Mammals. Quebec City, Canada.
- Medina, F. M., and Nogales, M. 2009. A review on the impacts of feral cats (*Felis silvestris catus*) in the Canary Islands: Implications for the conservation of its endangered fauna. *Biodiversity and Conservation*, 18: 829–846.
- Meylan, P. A., Meylan, A. B., and Gray, J. A. 2011. The ecology and migrations of sea turtles 8. Tests of the developmental habitat hypothesis. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist*, 357: 1–70.
- Minton, G., Braulik, G., and Reeves, R. 2018. *Globicephala macrorhynchus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T9249A50355227.
- MISTIC SEAS. 2015. Macaronesia Islands Standard Indicators and Criteria: Reaching Common Grounds on Monitoring Marine Biodiversity in Macaronesia. No. 11.0661/2015/712629/SUB/ENVC.2 pp.
- MISTIC SEAS. 2016a. MISTIC SEAS - Technical Report 1. 190 pp.
- MISTIC SEAS. 2016b. MISTIC SEAS - Technical Report 2. 145 pp.
- MISTIC SEAS II. 2017a. Applying a subregional coherent and coordinated approach to the monitoring and assessment of marine biodiversity in Macaronesia for the second cycle of the MSFD 'MISTIC SEAS

2'.

- MISTIC SEAS II. 2017b. Abundance of Oceanic Cetaceans and Loggerhead Census (OCEANIC).
- MISTIC SEAS II. 2017c. Workshop for coastal surveys, July 2017, following on the MISTIC SEAS I project which established the general design of the surveys.
- Monteiro, L. R., Ramos, J. A., and Furness, R. W. 1996a. Past and present status and conservation of the seabirds breeding in the Azores archipelago. *Biological Conservation*, 78: 319–328.
- Monteiro, L. R., Ramos, J. A., Furness, R. W., and del Nevo, A. J. 1996b. Movements, morphology, moult, diet and feeding of seabirds in the Azores. *Colonial Waterbirds*, 19: 82–9.
- Monteiro, L. R., Ramos, J. A., Pereira, J. C., Monteiro, P. R., Feio, R. S., Thompson, D. R., Bearhop, S., *et al.* 1999. Status and Distribution of Fea's Petrel, Bulwer's Petrel, Manx Shearwater, Little Shearwater and Band-Rumped Storm-Petrel in the Azores Archipelago. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, 22: 358.
- Monteiro, L. R. 2000. The Azores. *In* Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation, Volume 2., pp. 463–471. Ed. by M. F. Heath and M. I. Evans. Cambridge: BirdLife International.
- Montevocchi, W. A., Hedd, A., McFarlane Tranquilla, L., Fifield, D. A., Burke, C. M., Regular, P. M., Davoren, G. K., *et al.* 2012. Tracking seabirds to identify ecologically important and high risk marine areas in the western North Atlantic. *Biological Conservation*, 156: 62–71. Elsevier Ltd.
- Monzón-Argüello, C., Varo-Cruz, N., Liria-Loza, A., and López-Jurado, L. F. 2015. La tortuga verde (*Chelonia mydas*) y la Red Natura 2000 en Canarias. 134 pp.
- Monzón-Argüello, C., Varo-Cruz, N., and Orós, J. 2018a. La tortuga verde (*Chelonia mydas*) y la red Natura 2000 en Canarias. Fase II. 138 pp.
- Monzón-Argüello, C., Cardona, L., Calabuig, P., Camacho, M., Crespo-Picazo, J. L., García-Párraga, D., Mayans, S., *et al.* 2018b. Supplemental feeding and other anthropogenic threats to green turtles (*Chelonia mydas*) in the Canary Islands. *Science of the Total Environment*, 621: 1000–1011. Elsevier B.V.
- Moore, C. C. 1994. Transect counts of pelagic seabirds in Azorean waters. *Arquipélago: Life and Marine Sciences*, 12: 111–116.
- Musick, J. A., and Limpus, C. J. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. *The biology of sea turtles*, 1: 137–163.
- Neves, V., Nava, C. P., Cormons, M., and Bremer, E. 2015. Migration routes and non-breeding areas of Common Terns *Sterna hirundo* from the Azores Journal. *Emu Austral Ornithology*, 115: 158–167.
- Neves, V. C. 2005. Towards a Conservation Strategy of the Roseate Tern *Sterna dougallii* in the Azores Archipelago. University of Glasgow. 222 pp.
- Neves, V. C., Murdoch, N., and Furness, R. W. 2006. Population status and diet of the Yellow-legged Gull in the Azores. *Arquipélago. Life and Marine Sciences*, 23A: 59–73.
- Neves, V. C., Nolf, D., and Clarke, M. R. 2011a. Diet of Bulwer's petrel (*Bulweria bulwerii*) in the Azores, NE Atlantic. *Waterbirds*, 34: 357–362.
- Neves, V. C., Bried, J., González-Solís, J., Roscales, J. L., and Clarke, M. R. 2012. Feeding ecology and movements of the Barolo Shearwater *Puffinus baroli baroli* in the Azores, NE Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 452: 269–285.
- Neves, V. C., Nava, C. P., Cormons, M., Bremer, E., Castresana, G., Lima, P., Azevedo Júnior, S. M., *et al.* 2016. Migration routes and non-breeding areas of Common Terns (*Sterna hirundo*) from the Azores. *Emu*, 115: 158–167.
- Neves, V. C., Nava, C., Monteiro, E. V., Monteiro, P. R., and Bried, J. 2017. Depredation of Monteiro's Storm-Petrel (*Hydrobates monteiroi*) Chicks by Madeiran Wall Lizards (*Lacerta dugesii*). *Waterbirds*, 40: 82–86.
- Neves, V. C. V., Panagiotakopoulos, S., and Ratcliffe, N. 2011b. Predation on roseate tern eggs by European starlings in the Azores. *Arquipélago - Life and Marine Sciences*, 28: 15–23.
- Newell, M., Harris, M. P., Gunn, C. M., Burthe, S., Wanless, S., and Daunt, F. 2016. Isle of May seabird studies in 2013. JNCC Report No: 475i.
- Nicolau, C., Alves, F., Ferreira, R., Henriques, F., Carvalho, A., Cunha, I., and Freitas, L. 2014. Surveillance of the conservation status of cetaceans' species in Madeira offshore waters (Deliverable A.8_1). Technical report of the project CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646). Madeira.
- Okuyama, T., and Bolker, B. M. 2005. Combining genetic and ecological data to estimate sea turtle origins. *Ecological Applications*, 15: 315–325.

- Oliveira, C. I. B. de. 2005. A actividade de observação turística de cetáceos no arquipélago dos Açores Contribuição para o seu desenvolvimento sustentável. Departamento de Ciências Agrárias, Mestrado e.
- Oliveira, N., Pipa, T., Silva, C., Teodósio, J., and Andrade, J. 2016. Final Report of the Monteiro's Storm-petrel Project (phase 1). Lisboa, Portugal.
- Oliveira, P., and Moniz, P. 1995. Population size, breeding chronology, annual cycle and effects of inter-specific competition on the reproductive success of little shearwater *Puffinus assimilis baroli* in Selvagem. In Threats to seabirds: Proceedings of the 5th International Seabird Group conference. Seabird Group, Sandy, p. 35. Tasker, M. L.
- Oppel, S., Beaven, B. M., Bolton, M., Bodey, T., Gerales, P., Oliveira, N., Parejo, S., *et al.* 2011. Plans to eradicate invasive mammals on an island inhabited by humans and domestic animals (Corvo, Azores, Portugal). In 8th European Conference Vertebrate Pest Management Conference. Julius-Kühn-Archiv., Berlin, 26-30 September.
- Oppel, S., Hervías, S., Oliveira, N., Pipa, T., Cowen, H., Silva, C., and Gerales, P. 2012. Estimating feral cat density on Corvo Island, Azores, to assess the feasibility of feral cat eradication. *Airo*, 22: 3–11.
- Oppel, S., Hervías, S., Oliveira, N., Pipa, T., Silva, C., Gerales, P., Goh, M., *et al.* 2014. Estimating population size of a nocturnal burrow-nesting seabird using acoustic monitoring and habitat mapping. *Nature Conservation*, 7: 1–13.
- Orós, J., Torrent, A., Calabuig, P., and Déniz, S. 2005. Diseases and causes of mortality among sea turtles stranded in the Canary Islands, Spain (1998-2001). *Diseases of aquatic organisms*, 63: 13–24.
- Orós, J., Montesdeoca, N., Camacho, M., Arencibia, A., and Calabuig, P. 2016. Causes of stranding and mortality, and final disposition of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) admitted to a wildlife rehabilitation center in Gran Canaria Island, Spain (1998-2014): A long-term retrospective study. *PLoS ONE*, 11: 1–14.
- Orrell, T., and Nicolson, D. 2018. ITIS Global: The Integrated Taxonomic Information System (version Jun 2017). Species 2000 & I. In Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 29th November 2018. Ed. by Y. Roskov, G. Ower, T. Orrell, D. Nicolson, N. Bailly, P. M. Kirk, T. Bourgoin, *et al.* Species 2000, Naturalis, Leiden, the Netherlands.
- OSPAR. 2009. Assessment of the environmental impact of underwater noise. Biodiversity Series. Londres. 43 pp.
- Paiva, V. H., Ramos, J. A., Nava, C., Neves, V., Bried, J., and Magalhães, M. 2018. Inter-sexual habitat and isotopic niche segregation of the endangered Monteiro's storm-petrel during breeding. *Zoology*, 126: 29–35. Elsevier GmbH.
- Parsons, E. C. M. 2012. The Negative Impacts of Whale-Watching. *Journal of Marine Biology*, 2012: 8072.
- Parsons, M., Mitchell, I., Butler, A., Ratcliffe, N., Frederiksen, M., Foster, S., and Reid, J. B. 2008. Seabird as indicators of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 1520–1526.
- Pham, C. K., Rodríguez, Y., Dauphin, A., Carriço, R., Frias, J. P. G. L., Vandeperre, F., Otero, V., *et al.* 2017. Plastic ingestion in oceanic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the North Atlantic subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 121: 222–229. Elsevier.
- Piatt, J. F., Harding, A. M., Shultz, M., Speckman, S. G., Van Pelt, T. I., Drew, G. S., and Kettle, A. B. 2007. Seabirds as indicators of marine food supplies: Cairns revisited. *Marine Ecology Progress Series*, 352: 221–234.
- Pinela, A. M., Quérrouil, S., Magalhães, S., Silva, M. A., Prieto, R., Matos, J. A., and Santos, R. S. 2009. Population genetics and social organization of the sperm whale (*Physeter macrocephalus*) in the Azores inferred by microsatellite analyses. *Canadian Journal of Zoology*, 87: 802–813.
- Plotkin, P. 2003. Adult migrations and habitat use. *The biology of sea turtles*, 3: 225–241.
- Pollock, K. H. 1982. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *The Journal of Wildlife Management*, 46: 752–757.
- Pollock, K. H., Nichols, J. D., Brownie, C., and Hines, J. E. 1990. Statistical Inference for Capture-Recapture Experiments. *Wildlife Monographs*, 2: 3–97.
- Precheur, C., Barbraud, C., Martail, F., Mian, M., Nicolas, J. C., Brithmer, R., Belfan, D., *et al.* 2016. Some like it hot: Effect of environment on population dynamics of a small tropical seabird in the Caribbean region. *Ecosphere*, 7: 1–18.
- Prieto, R., and Silva, M. A. 2010. Mammalia. In A list of the terrestrial and marine biota from the Azores, p. 432. Ed. by P. A. V. Borges and *et al.* Cascais: Príncipeia.

- Prins, T. C., Borja, A., Simbora, N., Tsangaris, C., Van der Meulen, M. D., Boon, A. R., Menchaca, I., *et al.* 2014. Coherent geographic scales and aggregation rules for environmental status assessment within the Marine Strategy Framework Directive. Towards a draft guidance. Deltares/AZTI/HCMR, Report 1207879-000-ZKS-0014 to the European Commission: 130.
- Puig-Lozano, R., Bernaldo de Quirós, Y., Díaz-Delgado, J., García-Álvarez, N., Sierra, E., De la Fuente, J., Sacchini, S., *et al.* 2018. Retrospective study of foreign body-associated pathology in stranded cetaceans, Canary Islands (2000–2015). *Environmental Pollution*, 243: 519–527. Elsevier Ltd.
- Putman, N. F., and Mansfield, K. L. 2015. Direct evidence of swimming demonstrates active dispersal in the sea turtle ‘lost years’. *Current Biology*, 25: 1221–1227. Elsevier Ltd.
- Quérrouil, S., Silva, M. A., Freitas, L., Prieto, R., Magalhães, S., Dinis, A., Alves, F., *et al.* 2007. High gene flow in oceanic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of the North Atlantic. *Conservation Genetics*, 8: 1405–1419.
- Quérrouil, S., Freitas, L., Cascão, I., Alves, F., Dinis, A., Almeida, J. R., Prieto, R., *et al.* 2010. Molecular insight into the Estrutura da população of common and spotted dolphins inhabiting the pelagic waters of the Northeast Atlantic. *Marine Biology*, 157: 2567–2580.
- Ramírez, I., Paiva, V. H., Menezes, D., Silva, I., Phillips, R. A., Ramos, J. A., and Garthe, S. 2013. Year-round distribution and habitat preferences of the Bugio petrel. *Marine Ecology Progress Series*, 476: 269–284.
- Ramírez, J. 2017. Estimación de la densidad del Paiño de Monteiro (*Hydrobates monteiroi*) mediante bioacústica. Universidad de Vigo.
- Ramos, R., Sanz, V., Militão, T., Bried, J., Neves, V. C., Biscoito, M., Phillips, R. A., *et al.* 2015. Leapfrog migration and habitat preferences of a small oceanic seabird, Bulwer’s petrel (*Bulweria bulwerii*). *Journal of Biogeography*, 42: 1651–1664.
- Rayner, M. J., Gaskin, C. P., Stephenson, B. M., Fitzgerald, N. B., Landers, T. J., Robertson, B. C., Scofield, R. P., *et al.* 2013. Brood patch and sex-ratio observations indicate breeding provenance and timing in New Zealand Storm-Petrel *Fregetta maoriana*. *Marine Ornithology*, 41: 107–111.
- Reeves, R., McClellan, K., and Werner, T. 2013. Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. *Endangered Species Research*, 20: 71–97.
- Reijnders, P. J. H. 1997. Towards Development of Conservation objectives for ASCOBANS.
- Reyes, C., Schiavi, A., and Aguilar, de S. N. 2015. Zifios de Blainville y de Cuvier en El Hierro: estima poblacional, parámetros de vida y estructura social. *In* 1st National Biodiversity Congress. April 2015, La Orotava. Tenerife, Canary Islands.
- Robert, A., Paiva, V. H., Bolton, M., Jiguet, F., and Bried, J. 2012. The interaction between reproductive cost and individual quality is mediated by oceanic conditions in a long-lived bird. *Ecology*, 93: 1944–1952.
- Roberts, J. J., Best, B. D., Mannocci, L., Fujioka, E., Halpin, P. N., Palka, D. L., Garrison, L. P., *et al.* 2016. Habitat-based cetacean density models for the U.S. Atlantic and Gulf of Mexico. *Scientific Reports*, 6: 1–12. Nature Publishing Group.
- Rodrigues, P., Aubrecht, C., Gil, A., Longcore, T., and Elvidge, C. 2012. Remote sensing to map influence of light pollution on Cory’s shearwater in São Miguel Island, Azores Archipelago. *European Journal of Wildlife Research*, 58: 147–155.
- Rodríguez-Godoy, F., and Padrón, A. 2016. Seguimiento de poblaciones de especies amenazadas. Pelagodroma marina (Latham, 1790) Lanzarote. Julio de 2016. Gobierno de Canarias y Dracaena. Informe Inédito.
- Rodríguez, A., Rodríguez, B., and Lucas, M. P. 2012. Trends in numbers of petrels attracted to artificial lights suggest population declines in Tenerife, Canary Islands. *Ibis*, 154: 167–172.
- Rodríguez, A., Holmes, N. D., Ryan, P. G., Wilson, K. J., Faulquier, L., Murillo, Y., Raine, A. F., *et al.* 2017. Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conservation Biology*, 31: 986–1001.
- Rodríguez, B., de León, L., Martín, A., Alonso, J., and Nogales, M. 2003. Status and distribution of breeding seabirds in the northern islets of Lanzarote, Canary Islands. *Atlantic Seabirds*, 5: 41–56.
- Ruiz de la Rosa, M., Tuya, F., Herrera, R., Moro-Abad, L., Espino, F., Haroun, R., and Manen, P. 2015. Praderas de angiospermas marinas de las Islas Canarias. *In* Atlas de las praderas marinas de España, pp. 425–487. Ed. by J. M. Ruiz, J. E. Guillén, A. R. Segura, and M. M. Otero.
- Santos, M. B., Martin, V., Arbelo, M., Fernández, A., and Pierce, G. J. 2007. Insights into the diet of beaked whales from the atypical mass stranding in the Canary Islands in September 2002. *Journal of the*

- Marine Biological Association of the United Kingdom, 87: 243–251.
- Santos, M. B., Read, F. L., Saavedra, C., Lens, S., Stephanis, R., Giménez-Verdugo, J., Verborgh, P., *et al.* 2012. Estrategias marinas: Grupo Mamíferos Marinos. Evaluación inicial y buen estado ambiental. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) NIPO: 280-12-175-8, Madrid, Spain. 448 pp.
- Santos, M. B., and Pierce, G. J. 2015. Marine mammals and good environmental status: science, policy and society; challenges and opportunities. *Hydrobiologia*, 750: 13–41.
- Schofield, G., Katselidis, K. A., Dimopoulos, P., and Pantis, J. D. 2008. Investigating the viability of photo-identification as an objective tool to study endangered sea turtle populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 360: 103–108.
- Schroeder, B. A., Foley, A. M., and Bagley, D. A. 2003. Nesting patterns, reproductive migrations, and adult foraging areas of loggerhead turtles. *In* *Loggerhead Sea Turtles*, pp. 114–124. Ed. by A. B. Bolten and B. E. Witherington. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Schuyler, Q. A., Wilcox, C., Townsend, K. A., Wedemeyer-Strombel, K. R., Balazs, G., van Sebille, E., and Hardesty, B. D. 2016. Risk analysis reveals global hotspots for marine debris ingestion by sea turtles. *Global Change Biology*, 22: 567–576.
- Scott Brandes, T. 2008. Automated sound recording and analysis techniques for bird surveys and conservation. *Bird Conservation International*, 18: S163–S173.
- Seber, G. A. F. . 1965. A note on the multiple-recapture census. *Biometrika*, 52: 249–259.
- Seminoff, J. A. 2004. *Chelonia mydas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T4615A11037468. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T4615A11037468.en> (Accessed 29 November 2018).
- SEO/BirdLife. 2012. Estrategias Marinas. Grupo Aves. Evaluación inicial y buen estado ambiental.
- Servidio, A. 2014. Distribution, social structure and habitat use of short-finned pilot whale, *Globicephala macrorhynchus*, in the Canary Islands. University of St. Andrews.
- Sierra, E., Fernández, A., Espinosa De Los Monteros, A., Arbelo, M., Díaz-Delgado, J., Andrada, M., and Herráez, P. 2014. Histopathological muscle findings may be essential for a definitive diagnosis of suspected sharp trauma associated with ship strikes in stranded cetaceans. *PLoS ONE*, 9.
- Silva, C. 2008. A população residente de *Tursiops truncatus* num quadro de gestão integrada do estuário do Sado: Proposta de um acordo voluntário. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal. Master's Thesis. 114 pp.
- Silva, M. A., Prieto, R., Magalhães, S., Seabra, M. I., Santos, R. S., and Hammond, P. S. 2008. Ranging patterns of bottlenose dolphins living in oceanic waters: Implications for Estrutura da população. *Marine Biology*, 156: 179–192.
- Silva, M. A., Magalhães, S., Prieto, R., Santos, R. S., and Hammond, P. S. 2009. Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. *Marine Ecology Progress Series*, 392: 263–276.
- Silva, M. A., Machete, M., Reis, D., Santos, M., Prieto, R., Dâmaso, C., Pereira, J. G., *et al.* 2011. A review of interactions between cetaceans and fisheries in the Azores. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21: 17–27.
- Silva, M. A., Prieto, R., Magalhães, S., Seabra, M. I., Machete, M., and Hammond, P. S. 2012. Incorporating information on bottlenose dolphin distribution into marine protected area design. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22: 122–133.
- Silva, M. A., Prieto, R., Jonsen, I., Baumgartner, M. F., and Santos, R. S. 2013. North Atlantic Blue and Fin Whales Suspend Their Spring Migration to Forage in Middle Latitudes: Building up Energy Reserves for the Journey? *PLoS ONE*, 8.
- Silva, M. A., Prieto, R., Cascão, I., Seabra, M. I., Machete, M., Baumgartner, M. F., and Santos, R. S. 2014. Spatial and temporal distribution of cetaceans in the mid-Atlantic waters around the Azores. *Marine Biology Research*, 10: 123–137. Taylor & Francis.
- SRA. 2014. Estratégia Marinha para a subdivisão da Madeira. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais.
- Stanley, T. R., and Richards, J. D. 2005. Software Review: A program for testing capture–recapture data for closure. *Wildlife Society Bulletin*, 33: 782–785.
- Steiner, L., Pérez, M., van der Linde, M., Freitas, L., Peres dos Santos, R., Martin, V., and Gordon, J. 2015. Long distance movements of female/immature sperm whales in the North Atlantic. *In* 21st Biennial

- Conference on the Biology of Marine Mammals: Bridging the Past Toward the Future, organised by the Society of Marine Mammalogy. San Francisco, USA, 13-18 December 2015.
- Su, C. M., Huang, C. T., and Cheng, I. J. 2015. Applying a fast, effective and reliable photographic identification system for green turtles in the waters near Luichiu Island, Taiwan. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 467: 115–120. Elsevier B.V.
- Swimmer, Y., Empey Campora, C., Mcnaughton, L., Musyl, M., and Parga, M. 2013. Post-release mortality estimates of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) caught in pelagic longline fisheries based on satellite data and hooking location. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24: 498–510.
- Sydeman, W. J., Thompson, S. A., and Kitaysky, A. 2012. Seabirds and climate change: Roadmap for the future. *Marine Ecology Progress Series*, 454: 107–117.
- Taylor, B. L., Baird, R., Barlow, J., Dawson, S. M., Ford, J., Mead, J. G., Notarbartolo di Sciara, G., *et al.* 2008a. *Ziphius cavirostris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T23211A9429826.
- Taylor, B. L., Baird, R., Barlow, J., Dawson, S. M., Ford, J., Mead, J. G., Notarbartolo di Sciara, G., *et al.* 2008b. *Physeter macrocephalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T41755A10554884.
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. R. B., *et al.* 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5–14.
- Tobeña, M., Escáñez, A., Rodríguez, Y., López, C., Ritter, F., and Aguilar, N. 2014. Inter-island movements of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* among the Canary Islands: Online catalogues and implications for conservation and management. *African Journal of Marine Science*, 36: 137–141.
- Tobeña, M., Prieto, R., Machete, M., and Silva, M. A. 2016. Modeling the Potential Distribution and Richness of Cetaceans in the Azores from Fisheries Observer Program Data. *Frontiers in Marine Science*, 3.
- Varo-Cruz, N., Monzón-Argüello, C., Carrillo, M., Calabuig, P., and Liriz-Loza, A. 2015. Tortuga olivácea - *Lepidochelys olivacea*. In *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Ed. by A. Salvador and A. Marco. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, Spain.
- Varo-Cruz, N., Bermejo, J. A., Calabuig, P., Cejudo, D., Godley, B. J., López-Jurado, L. F., Pikesley, S. K., *et al.* 2016. New findings about the spatial and temporal use of the Eastern Atlantic Ocean by large juvenile loggerhead turtles. *Diversity Distrib*, 22: 481–492.
- Varo-Cruz, N., Cejudo, D., Calabuig, P., Herrera, R., Urioste, J., and Monzón-Argüello, C. 2017. Records of the hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Canary Islands. *Marine Turtle Newsletter*, 154: 1–6.
- Viblanc, V. A., Smith, A. D., Gineste, B., and Groscolas, R. 2012. Coping with continuous human disturbance in the wild : insights from penguin heart rate response to various stressors Coping with continuous human disturbance in the wild : insights from penguin heart rate response to various stressors.
- Visser, F., Hartman, K. L., Rood, E. J. J., Hendriks, A. J. E., Zult, D. B., Wolff, W. J., Huisman, J., *et al.* 2011. Risso's dolphins alter daily resting pattern in response to whale watching at the Azores. *Marine Mammal Science*, 27: 366–381.
- Watson, R., and Pauly, D. 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*, 414: 534–536.
- Wells, R. S., and Scott, M. D. 2018. Bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, Common bottlenose dolphin. In *Encyclopedia of Marine Mammals Third Edition*, pp. 118–125. Ed. by B. Würsig, J. G. M. Thewissen, and K. M. Kovacs. Academic Press, San Diego, USA.
- Werner, S., Budziak, A., van Franeker, J., Galgani, F., Hanke, G., Maes, T., Matiddi, M., *et al.* 2016. Harm caused by Marine Litter. MSFD GES TG Marine Litter - Thematic Report; JRC Technical report; EUR 28317 EN.
- Wernham, C. V., Toms, M. P., Marchant, J. H., Clark, J. A., Siriwardena, G. M., and Baillie, S. R. 2002. The Migration Atlas: Movements of the Birds of Britain and Ireland. T. & A. D. Poyser, London, UK.
- WG GES. 2017. Guidance for Assessment under Article 8 of the MSFD.
- Whitehead, H. 2002. Estimates of the current global population size and historical trajectory for sperm whales Hal. *Marine Ecology Progress Series*, 242: 295–304.
- Whitehead, H. 2003. Sperm Whales: Social Evolution in the Ocean. University of Chicago Press, Chicago,

IL, USA.

- Wibbels, T., Owens, D. W., Limpus, C. J., Reed, P. C., and Amoss, M. S. 1990. Seasonal changes in serum gonadal steroids associated with migration, mating, and nesting in the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *General and Comparative Endocrinology*, 79: 154–164.
- Wilson, B., Hammond, P. S., and Thompson, P. M. 1999. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications*, 9: 288–300.
- Zino, F., and Bischoito, M. 1994. Breeding seabirds in the Madeira archipelago. *In Seabird on Islands. Threats, Case Studies and Action Plans.*, pp. 172–185. Ed. by D. Nettleship, J. Burger, and M. Gochfeld. BirdLife International, Cambridge.
- Zino, F., Heredia, B., and Bischoito, M. 1995. Action plan for Zino's petrel *Pterodroma madeira*.
- Zino, F., Oliveira, P., King, S., Buckle, A., Bischoito, M., Neves, H. C., and Vasconcelos, A. 2001. Conservation of Zino's petrel *Pterodroma madeira* in the archipelago of Madeira. *Oryx*, 35: 128.
- Žydelis, R., Small, C., and French, G. 2013. The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. *Biological Conservation*, 162: 76–88.