



ESTRATÉGIA PARA A CONSERVAÇÃO DO LOBO-MARINHO NO ARQUIPÉLAGO DA MADEIRA



Cofinanciado pelo instrumento LIFE da Comissão Europeia



Secretaria Regional
**de Ambiente, Recursos Naturais
e Alterações Climáticas**



Instituto das Florestas e
Conservação
da Natureza IP-RAM

FICHA TÉCNICA

Coordenação Geral

Instituto das Florestas e Conservação da Natureza,
IP-RAM

Fundação CBD-Habitat, Espanha

Coordenação Técnica

Rosa Pires
Fernando Aparicio
Pablo Fernandez de Larrinoa

Coordenação estratégica

Dília Menezes
Paulo Oliveira

Colaboradores

Miguel Angel Cedenilla
Soledad Centenera

Funchal, 2020

Para efeitos bibliográficos este documento deve ser citado da seguinte forma:

Pires, R.; Aparicio, F. & Fernandez de Larrinoa, P. 2020. Estratégia para a Conservação do Lobo-marinho no Arquipélago da Madeira. Instituto das Florestas e Conservação da Natureza, IP-RAM Eds.

índice

1. <i>Resumo Executivo</i>	5
----------------------------------	---

PARTE I – AVALIAÇÃO GERAL

2. <i>Âmbito Geográfico da Estratégia</i>	6
3. <i>Contexto Histórico</i>	7
4. <i>Avaliação Biológica</i>	8
4.1. <i>Distribuição no arquipélago da Madeira</i>	8
4.2. <i>Uso do habitat terrestre</i>	8
4.3. <i>Uso do habitat marinho</i>	9
4.4. <i>Demografia, tendência e reprodução da população</i>	11
4.5. <i>Dieta</i>	13
4.6. <i>Aspetos genéticos</i>	14
5. <i>Estado de Proteção Actual do Lobo-marinho no Arquipélago da Madeira</i>	14
6. <i>Pressões</i>	17
6.1. <i>Origem humana</i>	17
6.1.1. <i>Interação com a atividade de pesca</i>	17
6.1.2. <i>Perturbação pelas atividades turísticas e de lazer</i>	20
6.2. <i>Origem natural</i>	21
6.2.1. <i>Mortalidade elevada das crias</i>	21
6.2.2. <i>Falta de conhecimento sobre a disponibilidade de recursos alimentares</i>	21
7. <i>Ameaças</i>	22
7.1. <i>Risco de interrupção da reprodução por escassez de machos na população</i>	22
7.2. <i>Perturbação do habitat de descanso e reprodução</i>	22
7.3. <i>Aquacultura</i>	23
7.4. <i>Baixa variabilidade genética</i>	25

PARTE II – AÇÕES DE RECUPERAÇÃO

8. Situação da População.....	26
9. Objetivos da Estratégia de Conservação	26
10. Vigência da Estratégia de Conservação.....	27
11. Medidas de Conservação	27
A. Pressões	
11.1. Proibição dos covos nas Ilhas Desertas e sua modificação na Madeira	27
11.2. Aumento do esforço de vigilância contra a pesca ilegal.....	27
11.3. Avaliação do impacto da pesca lúdica e caça submarina.....	28
11.4. Aplicação do decreto legislativo de observação de vertebrados marinhos	28
11.5. Diminuição da taxa de mortalidade de crias por uso de habitat subótimo.....	28
11.6. Determinação da disponibilidade de recursos alimentares para as focas.....	28
B. Ameaças	
11.7. Determinação das causas de mortalidade por género.....	28
11.8. Aumento da disponibilidade de habitat de descanso e reprodução	29
11.9. Caracterização da interação lobo-marinho-atividade de aquacultura.....	29
11.10. Avaliação do impacto da baixa variabilidade genética sobre a população e definição de possíveis medidas para minimizar esse impacto.....	29
C. Ações Transversais	
11.11. Execução do protocolo de vigilância do estado de conservação da espécie	29
11.12. Campanhas de informação social e de ciência cidadã	30
12. Bibliografia	31

ANEXOS

Anexo I - Tabela das ações de recuperação com referência ao seu grau de prioridade, resultado esperado e período de execução.

Anexo II - Protocolo para o seguimento do estado de conservação do lobo-marinho e do seu habitat na Madeira.

Anexo III - Preliminary Analysis of the Demographics of the Madeira Mediterranean Monk Seal Population.

1. RESUMO EXECUTIVO

O lobo-marinho (Nome científico: *Monachus monachus*) é a foca mais rara do mundo e está classificada pela IUCN como ameaçada. Na Madeira, o lobo-marinho é monitorizado e alvo de um projeto de conservação, desde 1988. Em 2014 deu-se início ao projeto LIFE Madeira Lobo-marinho visando a aquisição de um conhecimento do estado da população mais rigoroso e assim a definição da presente Estratégia de Conservação.

A população de lobos-marinhos do arquipélago da Madeira está estimada em 21 indivíduos e tem uma tendência positiva muito pequena (recrutamento médio anual – 1,6 indivíduo) resultado de apenas 48% das fêmeas adultas se reproduzirem e apenas 38% das crias sobreviverem ao seu primeiro ano de vida (dados de 2018). Verifica-se uma desproporção grande na taxa sexual da população de adultos (3 machos para 11 fêmeas). A sua área de distribuição inclui as Ilhas Desertas e ilha da Madeira. É uma população essencialmente costeira com um habitat marinho e terrestre muito limitado. O lobo-marinho alimenta-se essencialmente no fundo marinho desde a linha de costa até aos 200 m de profundidade e utiliza unicamente 2 grutas para reprodução.

Atualmente as principais pressões de origem humana para esta espécie na Madeira são a interação com a atividade de pesca nomeadamente com os covos, a existência de perseguição direta e o uso de meios de pesca ilegais, e a perturbação pelas atividades turísticas e de lazer. As principais pressões de origem natural são a mortalidade de crias elevada devido ao uso de um habitat de reprodução subótimo e a falta de conhecimento sobre a disponibilidade de recursos alimentares.

As principais ameaças são o risco de interrupção da reprodução por escassez de machos na população, a perturbação do habitat de repouso e reprodução, as atividades de aquacultura em mar aberto (offshore) e a baixa variabilidade genética.

Neste contexto, o principal objetivo da presente Estratégia de Conservação é assegurar a sobrevivência da população de lobo-marinho no arquipélago da Madeira visando atingir um estado de conservação favorável. Assim, de forma a combater as referidas pressões preconizam-se as seguintes medidas durante os próximos 12 anos: a substituição dos covos nas Ilhas Desertas e sua modificação na Madeira, o aumento do esforço de vigilância contra a pesca ilegal, a aplicação do Decreto Legislativo de Observação de Vertebrados Marinhos, a diminuição da taxa de mortalidade de crias por uso de habitat de reprodução subótimo e a determinação da disponibilidade de recursos alimentares para as focas.

Para fazer face às ameaças preconizam-se a determinação das causas de mortalidade por género, o aumento da disponibilidade de habitat de descanso e reprodução, a caracterização da interação do lobo-marinho com a atividade de aquacultura e como ações transversais a execução do protocolo de vigilância do estado de conservação da espécie e campanhas de informação social e de ciência cidadã.

Esta é uma população extremamente reduzida e muito vulnerável que requer um esforço de conservação efetivo para garantir a sua viabilidade.

PARTE I – AVALIAÇÃO GERAL

2. ÂMBITO GEOGRÁFICO DA ESTRATÉGIA

A presente Estratégia de Conservação circunscreve-se unicamente às ilhas da Madeira e Desertas onde o lobo-marinho ocorre de forma quase exclusiva. Não ocorre nas Ilhas Selvagens e na ilha do Porto Santo existem, apenas, alguns registos esporádicos.

A presente Estratégia de Conservação surge no seguimento do Plano de Conservação para a Conservação do Lobo-marinho no Atlântico Oriental (Gonzalez *et al.* 2006) desenvolvido pelas autoridades de Portugal, Espanha, Marrocos e Mauritânia, no âmbito da Convenção de Espécies Migratórias e Animais Selvagens (CMS/PNUMA).

Na presente Estratégia especifica-se com maior pormenor as ameaças e as necessidades de ação de conservação da população do lobo-marinho do arquipélago da Madeira, resultado do aumento notável de conhecimentos sobre o estado de conservação da espécie e do seu habitat adquirido através da execução do projeto LIFE MADEIRA MONK SEAL (LIFE13 NAT/ES/000974) “Conservação do lobo-marinho na Madeira e desenvolvimento de um sistema de vigilância do seu estado de conservação”, financiado pela União Europeia.

3. CONTEXTO HISTÓRICO

Quando os primeiros navegantes europeus chegaram à ilha da Madeira, em 1420, o lobo-marinho era abundante no arquipélago e utilizava para descansar tanto praias abertas, como a de Câmara de Lobos, como pequenas praias no interior de grutas (Barros, 1570, *in* Borges *et al.* 1978). A população de lobos-marinhos foi explorada para uso da sua pele e gordura (Machado, 1979). Esta exploração descontrolada e o aumento da pressão humana levaram a uma diminuição acentuada da abundância de lobos-marinhos na ilha (Borges *et al.* 1978; Machado, 1979; Biscoito, 1988). Em 1978 existiam, apenas, 6 indivíduos na ilha da Madeira (Machado, 1979) e cerca de 50 indivíduos nas Ilhas Desertas (Sergeant *et al.* 1978). A intensificação e expansão das atividades pesqueiras na área e o aumento das capturas deliberadas e acidentais nas redes de emalhar conduziram a uma redução drástica da espécie nas Ilhas Desertas (Neves & Pires, 1999; Pires & Neves, 2001). Na década de 1980 a espécie estaria representada por, apenas, 6 a 8 exemplares confinados às Ilhas Desertas (Reiner & Dos Santos, 1984; Biscoito, 1988; Marchessaux, 1989).



Fig. 1 - Representação da caça à baleia nas costas portuguesas e o encontro de navegadores portugueses com lobos-marinhos à chegada à ilha da Madeira. Fresco de 2000 patente no teto da Igreja da Ponta Delgada, Madeira. In Brito (2012).

Em 1988, o serviço do Parque Natural da Madeira iniciou um projeto para a conservação do lobo-marinho nas Ilhas Desertas através de uma campanha de informação e sensibilização *in loco* dos pescadores que frequentavam aquelas ilhas e que levou, em 1990, à criação da Área de Proteção Especial das Ilhas Desertas onde as redes de emalhar passaram a ser proibidas. Para minimizar a perda financeira que esta medida poderia ter sobre a comunidade piscatória, incluiu-se na área protegida, uma área de proteção parcial onde a pesca comercial é permitida de forma controlada e foram oferecidas artes de pesca alternativas aos pescadores em troca das suas redes de emalhar (Pires & Neves, 2001). Em 1995, a Área de Proteção Especial passa a ter o estatuto de Reserva Natural.

As redes de emalhar foram proibidas em todo o arquipélago da Madeira em 2000 (Portaria nº 1102-H/200022 de novembro de 2000).

4. AVALIAÇÃO BIOLÓGICA

4.1. Distribuição no arquipélago da Madeira

Atualmente, a população do lobo-marinho distribui-se pela ilha da Madeira e Ilhas Desertas (Ilhéu Chão, Deserta Grande e Ilhéu Bugio), usando principalmente o meio marinho desde a costa até à batimétrica dos 200 metros.

Ocasionalmente estes animais são observados na ilha do Porto Santo.

4.2. Uso do habitat terrestre

Embora as descrições dos navegantes portugueses descrevam como habitat original do lobo-marinho no arquipélago da Madeira, praias abertas e pequenas praias em grutas (Barros, 1570, in Borges *et al.* 1978), atualmente as praias no interior de grutas, protegidas do mar ou da perturbação humana, são quase exclusivamente o seu habitat de criação e de repouso.

As zonas litorais das ilhas do arquipélago são na sua maioria constituídas por zonas de arriba rochosa, que pode ser muito elevada e que cai a pique, alternadas por zonas de praias de calhau. Nas zonas dos acantilados formam-se numerosas cavidades que resultaram da erosão marinha e deram origem a numerosas grutas marinhas, algumas com praia interior e de considerável profundidade. Este é um dos habitats que figuram no Anexo I da Diretiva Habitats (92/43/CEE): Grutas marinhas submersas ou semi-submersas (8330).

Ilha da Madeira

Das inúmeras grutas localizadas ao longo dos 153 km de linha de costa da ilha da Madeira existem 12 com interesse para o lobo-marinho, das quais duas são atualmente utilizadas pelo lobo-marinho. Uma localiza-se a Norte da Ponta de São Lourenço e a outra na Ponta da Atalaia (Santa Cruz). Esta última é uma gruta com entrada submarina sem zona de descanso em terra, e ambas são utilizadas para descanso por diferentes animais.

Ilhas Desertas

Nas Ilhas Desertas existem 13 grutas de interesse para o lobo-marinho, uma localizada no Bugio e todas as outras na Deserta Grande.

Atualmente, são utilizadas pelo lobo-marinho 9 destas grutas, 7 unicamente como locais de descanso e duas, também como locais de reprodução.

Para além destas grutas, a praia aberta do Tabaqueiro também é utilizada habitualmente pelas fêmeas reprodutoras durante a época de cria. Após terem as suas crias numa gruta próxima, as fêmeas deslocam-se para estas praias com os filhotes onde permanecem um tempo variável que pode levar várias semanas. Esta praia juntamente com as duas grutas de reprodução têm um papel vital para esta população.

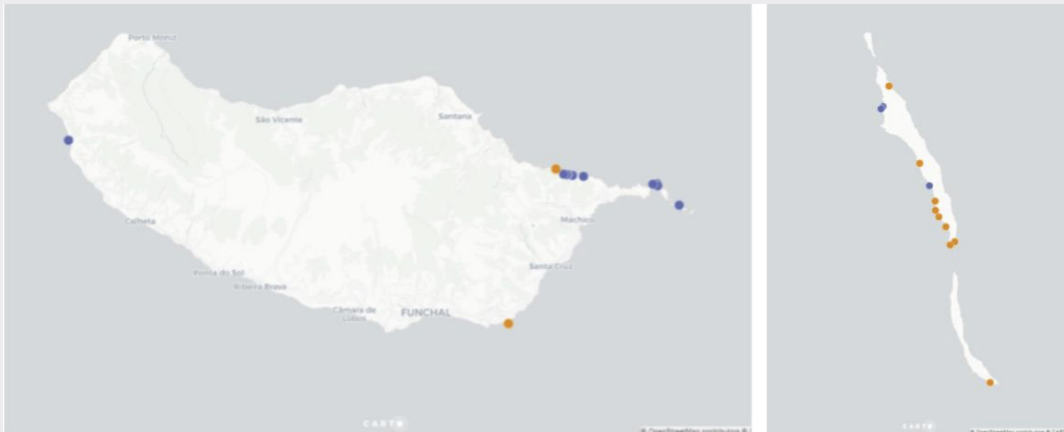


Fig. 2 - Localização das grutas de interesse para o lobo-marinho. A laranja as grutas utilizadas atualmente.

4.3. Uso do habitat marinho

Os dados disponíveis sobre o uso do habitat marinho por parte do lobo-marinho são muito escassos. Contudo, recentemente obteve-se informação muito relevante de uma fração da população adulta através de localizações GPS e de registos de profundidade e perfis de imersão.

De acordo com estes dados, a população adulta tem um comportamento essencialmente costeiro, alimentando-se principalmente nos fundos marinhos que vão desde o litoral até aos 200m de fundo, tanto na Madeira como nas Ilhas Desertas.

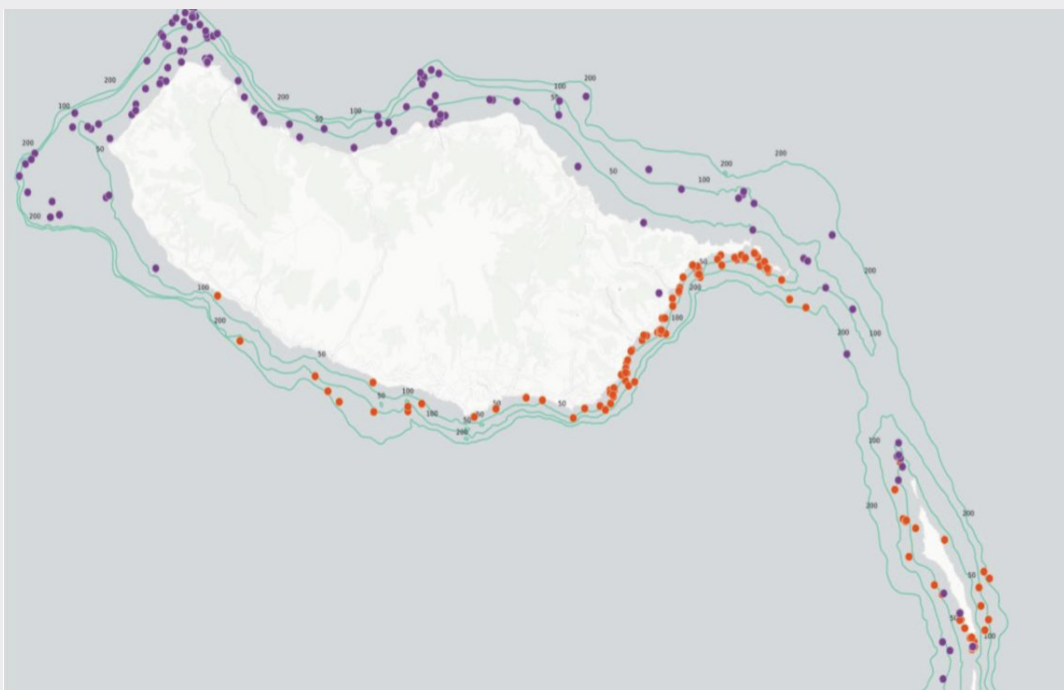


Fig.3 - Nesta imagem registam-se as posições de duas fêmeas marcadas durante 9 meses.

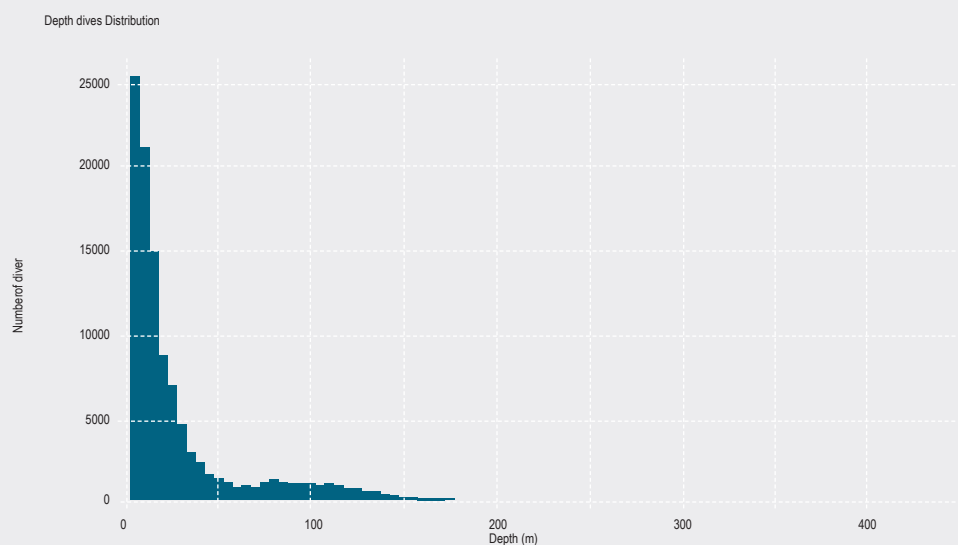


Fig.4 - Distribuição dos mergulhos de 2 fêmeas adultas (352 e 355 dias) e de um macho adulto (30 dias) em função da sua profundidade.

Apesar de se terem registado profundidades máximas de mergulho de 393m num macho adulto e 429m numa fêmea reprodutora, cerca de 80% das imersões é realizada entre 0 e 49 m de profundidade e 99,6% das imersões ocorrem até aos 200 m de profundidade (resultados preliminares LIFE Madeira Lobo-marinho). Isto indica que a população adulta não utiliza de forma significativa, profundidades superiores aos 200 metros, tendo assim um habitat de alimentação em redor do litoral com uma faixa estreita de, apenas, 743 Km².

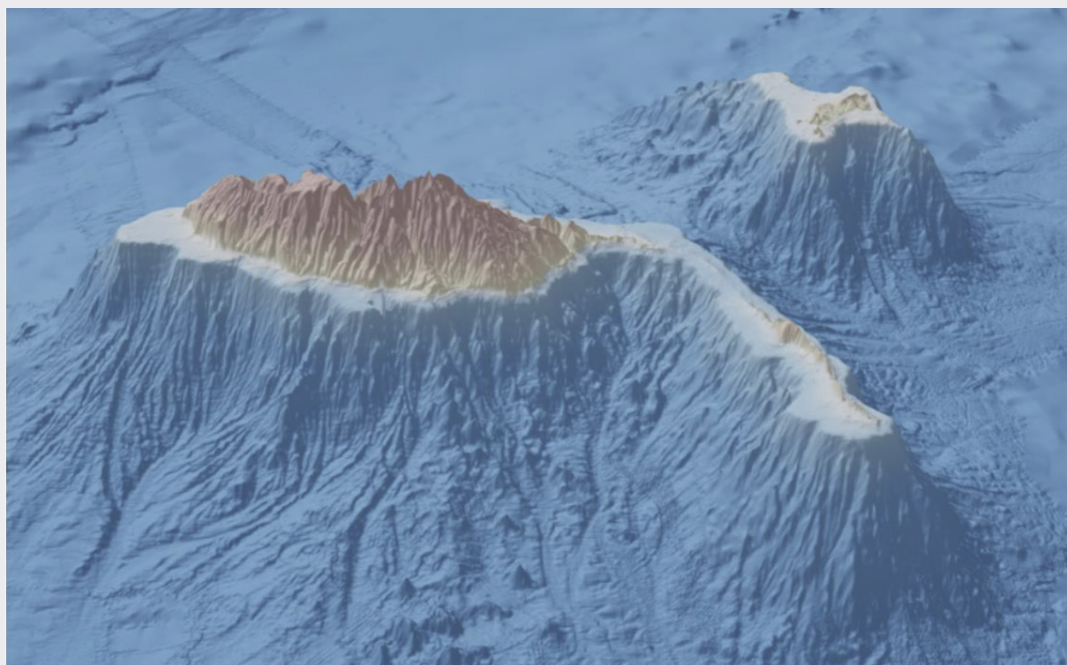


Fig. 5- Nesta imagem do fundo do mar do arquipélago da Madeira verifica-se uma faixa continental estreita e que cai a pique após a batimétrica dos 200m (Fonte: EMODnet Bathimetry).

4.4. Demografia, tendência e reprodução da população

Tamanho e tendência populacional

O cálculo do tamanho populacional inclui, apenas, os indivíduos que sobreviveram ao seu primeiro ano de vida. Desta forma, em 2018 a população estava estimada em 21 indivíduos.

Como se pode ver no gráfico seguinte, a população de lobo-marinho no arquipélago da Madeira manteve-se praticamente estável entre 2012 e 2018 com um ligeiro crescimento no último ano.

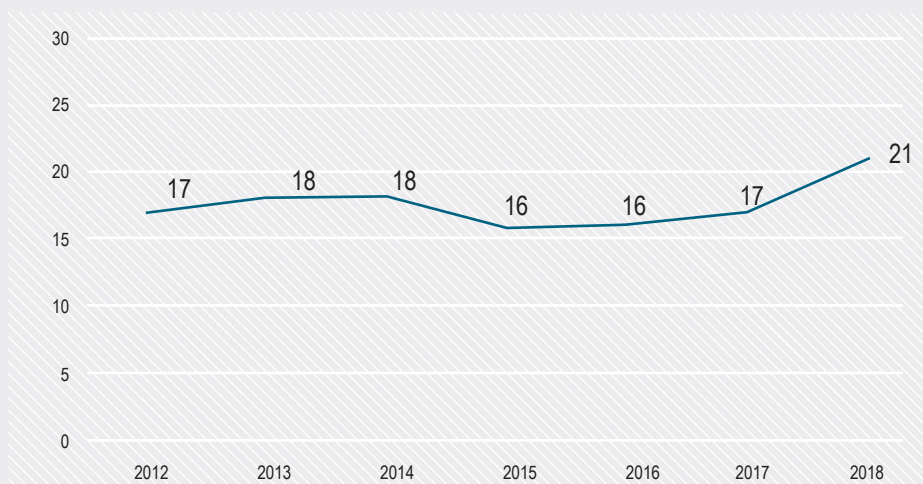


Fig. 6 – Evolução da população de lobo-marinho na Madeira.

Composição da população por sexo e idade

A maior parte da população é composta por fêmeas adultas¹, as quais representam metade da população (52%). Os juvenis representam 19%, os machos adultos e os imaturos com 3 indivíduos cada, representam 14%.

População	2018	%
Machos adultos	3	14
fêmeas adultas	11	52
Imaturos	3	14
Juvenis	4	19
Total	21	100

A taxa sexual (macho: fêmea) é de 1:2,5, ou seja, as fêmeas são mais do dobro dos machos.

Esta desproporção entre machos e fêmeas torna-se ainda mais acentuada entre os animais adultos (1:3,6).

¹ Consideram-se adultos os animais com mais de 5 anos de idade, imaturos com 2-5 anos e juvenis 1-2 anos.

<u>Taxa sexual 2018</u>	<u>Machos</u>	<u>Fêmeas</u>
Adultos	3	11
Imaturos	1	2
Juvenis	2	2
Total	6	15

Contudo durante o período 2012-2018, no total o número de crias macho e fêmea foi semelhante.

Recrutamento

Durante o período de 7 anos (2012-2018), incorporam-se na população 11 novos indivíduos, os indivíduos que sobreviveram ao seu primeiro ano de vida. Desta forma, neste período, a taxa média de recrutamento foi de 1,6 exemplares por ano.

Taxas de sobrevivência

A taxa de sobrevivência durante o primeiro ano de vida nesta população, principalmente durante os primeiros meses de vida, é muito baixa o que leva a um recrutamento anual de novos indivíduos, reduzido.

A taxa de sobrevivência dos juvenis, imaturos e fêmeas adultas é alta, e é o que está a sustentar a população (ver anexo III).

<u>Categoria</u>	<u>Idade</u>	<u>Taxa sobrevivência</u>
Crias	0 - 1 ano de idade	0,38
Crias antes 1ª muda	0 - 2 meses idade	0,52
Crias depois 1ª muda	2 meses -1 ano idade	0,73
Juvenil-imaturo	1 - 4 anos de idade	0,96
Adultos	+ 5 anos de idade	0,96
Machos adultos	+ 5 anos de idade	0,94
Fêmeas adultas	+ 5 anos de idade	0,97

Produtividade

Durante o período 2012-2018 detetaram-se 25 nascimentos (média de 3,6 crias por ano) com um mínimo de 2 nascimentos em 2013 e um máximo de 5 em 2017.

Parâmetros reprodutivos

• Idade da primeira reprodução

Os primeiros dados disponíveis sobre a idade de reprodução das fêmeas nesta população mostram que se situa entre os 6 e 7 anos. Uma idade bastante superior à idade de 3 anos que ocorre na Mauritânia (Fundação CBD-Habitat, dados não publicados).

- **Taxa reprodutiva das fêmeas reprodutoras**

A taxa reprodutiva anual das fêmeas de lobo-marinho na Madeira entre os anos 2012 e 2017 foi de 0,48. Este valor é significativamente mais baixo que a taxa reprodutiva anual registada na outra população Atlântica, na Mauritânia que varia entre 0,7 e 0,8 (CBD-Habitat, dados não publicados).

- **Taxa de crescimento anual e efeitos sobre a recuperação da população**

Numa análise preliminar da demografia desta população (ver anexo III) verificou-se que as estimativas atuais das taxas vitais combinadas com a pirâmide de idade da população parecem favorecer um crescimento lento estimado em 1,8% por ano.

A taxa de sobrevivência baixa das crias durante o primeiro ano (0,38) é o principal fator que limita atualmente o crescimento da população e onde existe uma maior margem para melhorar. Um incremento pequeno da taxa de sobrevivência das crias até 0,5 (o que se verifica em Cabo Branco) aumentaria até 3,4% a taxa de crescimento anual da população.

Qualquer alteração negativa das taxas de mortalidade dos indivíduos com idade superior a um ano (atualmente com valores favoráveis) teria um impacto relevante sobre a viabilidade populacional. Neste panorama, as fêmeas reprodutoras são o fator chave para a sobrevivência desta população.

Estes resultados são de grande importância, contudo devem ser considerados com cautela considerando o tamanho pequeno da população e o curto período de seguimento mais intensivo de 6 anos.

4.5. Dieta

A informação disponível sobre a dieta do lobo-marinho na Madeira é muito escassa. Contudo, já foram encontrados num conteúdo estomacal de um adulto, 50 chicharros (*Trachurus sp*) 1 pargo (*Pagrus pagrus*) e uma raia (*Rajidae sp*) (Maul,1957).

Nas Ilhas Desertas, observações diretas permitiram registar lobos-marinhos a alimentarem-se de chocos (*Sepia officinalis*), taínhas (*Liza aurata*), bodiões (*Sparisoma cretense*), peixes-cão (*Bodianus scrofa*) e salemas (*Sarpa salpa*) (Neves, 1998; Neves & Pires, 1999). Existem também, diversas observações realizadas na Madeira, por cidadãos madeirenses e pessoal do IFCN do lobo-marinho a alimentar-se tendo sido possível identificar a presa. As espécies identificadas nestas situações foram: congro (*Conger conger*), moreia-preta (*Muraena augusti*), salema (*Sarpa salpa*), dourada (*Sparus aurata*), bodião (*Sparisoma cretense*), tainha (*Liza aurata*), peixe-porco (*Balistes capriscus*), facaio (*Trachinotus ovatus*), diferentes espécies de rajiformes, polvo e choco.

Recentemente foi efetuada a análise de um conteúdo estomacal de um macho adulto encontrado morto ao largo da Ribeira Brava (março de 2015). Identificou-se um total de 59 presas do qual 88,1% (n=52) foram douradas (*Sparus aurata*) de tamanho semelhante. As outras espécies identificadas foram: 1 congro, 1 sargo (*Diplodus sp*), 1 chicharro (*Trachurus sp.*), 2 cavalas (*Scomber colias*), 1 lula (*Loligo sp*) e 1 polvo do género Eledone.

Associou-se a proporção elevada de douradas encontradas no conteúdo estomacal às jaulas de aquacultura que se encontram nas proximidades do local onde o animal foi encontrado.

O tipo de presas descritas neste indivíduo, sugere que se trata de um predador oportunista que se alimenta principalmente de espécies associadas ao fundo marinho, estando em consonância com a informação disponível para a espécie em toda a área da sua distribuição (Gonzalez, M. *comunicação pessoal*).

4.6. Aspetos genéticos

A população de focas da Madeira sofreu recentemente uma diminuição drástica dos seus efetivos. Nos anos 80 as estimativas referiam, apenas, 6-8 exemplares (Reiner & dos Santos, 1984; Biscoito, 1988; Marchessaux, 1989). Este “bottleneck” recente terá conduzido a uma redução da variabilidade genética acentuada e a um aumento da consanguinidade.

Num estudo recente com amostras de toda a área de distribuição da espécie, identificaram-se, apenas 5 haplotipos diferentes, e todos os exemplares da Madeira e da península de Cabo Blanco apresentam apenas um só haplotipo. Para além disso, identificaram-se claramente e pela primeira vez, três subpopulações geneticamente distintas: uma no Oceano Atlântico Norte (a que corresponde às populações da Cabo Blanco Mauritânia, Marrocos e da Madeira), e duas no Mediterrâneo (uma no Mar Jónico e outra no Mar Egeu) (Karamanlidis *et al.* 2016).

Esta informação está de acordo com estudos genéticos recentes que envolveram amostras da população da Madeira. Estes estudos confirmam a presença de apenas um haplótipo e uma reduzida diversidade genética na população da Madeira, assim como o facto das populações do Atlântico Norte pertencem claramente ao mesmo grupo genético, aparecendo a população da Madeira como uma subpopulação empobrecida da população de Cabo Branco, em termos genéticos (Dayon *et al.* 2020; Rey-Iglesia *et al.* 2020).

5. ESTADO DE PROTEÇÃO ACTUAL DO LOBO-MARINHO NA MADEIRA

Figuras de proteção da espécie

O lobo-marinho tem um estatuto de proteção prioritário no âmbito da conservação internacional e da União Europeia, o que implica uma grande responsabilidade por parte dos países da sua área atual de distribuição.

Ao nível internacional:

- Catalogada Em Perigo na lista Vermelha de espécies da UICN.
Apêndices I e II da Convenção sobre Diversidade Biológica.
- Anexos I e II da Convenção de Bona relativa à Conservação de Espécies Migradoras da Fauna Selvagem.
- Anexo I da Convenção de Berna relativo à Conservação da Vida Selvagem e dos Habitats Naturais de Europa.
- Anexo II da Convenção de Barcelona para a Proteção do Mar Mediterrâneo contra a Contaminação.

- Anexo I da Convenção de Washington relativa ao Comércio Internacional de Espécies de Fauna e Flora Selvagens Ameaçadas de Extinção (CITES).
- A população de lobo-marinho de Portugal forma parte do Plano de Ação para a recuperação do lobo-marinho no Atlântico Oriental, juntamente com a Mauritânia, Marrocos e Espanha, que firmaram um acordo através de um Memorandum de Entendimento (MoU) entre os quatro países, em 2007.

À escala comunitária:

- Anexos II* (espécie protegida prioritária) e IV da Diretiva 92/43/CEE do Conselho relativa à Conservação dos Habitats Naturais e da Fauna e Flora Selvagem. Código 1366*.

À escala nacional e regional:

- Decreto Legislativo 6/86/M de 30 de maio sobre a Proteção dos Mamíferos Marinhos na Zona Costeira e subárea 2 da zona Económica Exclusiva Portuguesa (ZEE Madeira).
- Decreto Legislativo Regional n.º 5/2006/M de 2 de março de 2006 que adapta à Região Autónoma da Madeira o Decreto-Lei n.º 140/99 de 24 de abril, alterado pelo Decreto-Lei n.º 49/2005 de 24 de fevereiro, que procede à revisão da transposição para o direito interno da Diretiva 92/43/CEE.
- Decreto Legislativo Regional n.º 15/2013/M de 14 de maio de 2013 que regulamenta a Atividade de Observação de Vertebrados Marinhos na Região Autónoma da Madeira.

Proteção do habitat de reprodução, repouso e alimentação

Praticamente todo o habitat terrestre (grutas e praias) e marinho atualmente utilizado pela população de lobos-marinhos encontra-se protegido pelo conjunto de áreas classificadas e protegidas existentes na Região Autónoma da Madeira: a Reserva Natural das Ilhas Desertas, a Reserva Natural do Sítio da Rocha do Navio, a Reserva Natural Parcial do Garajau, a Área Protegida do Cabo Girão e a Área Protegida da Ponta do Pargo. As duas primeiras integram ainda as áreas da Rede Natura 2000 como Zonas Especiais de Conservação (ZECs) (PTDES0001 e PTMAD0004) assim como o habitat da Ponta de São Lourenço (PTMAD003).

O único local utilizado pelo lobo-marinho que se encontra fora destas figuras de proteção é a gruta da Atalaia, na Madeira, uma gruta subaquática que não dispõe de superfície de descanso seca, mas que é utilizada pelos animais para repousar no mar.

No que se refere ao habitat marinho há que considerar ainda o Sítio de Importância Comunitária – Cetáceos da Madeira (PTMMD0001), um polígono desenhado desde 1 milha náutica da costa das ilhas do arquipélago até à profundidade dos 2600 metros. Embora a primeira milha náutica da Madeira não se encontre dentro deste SIC, as áreas mais importantes para o lobo-marinho estão protegidas pelas outras áreas marinhas protegidas da região.

A área marinha utilizada pelo lobo-marinho na Madeira e Desertas desde a linha de costa até à batimétrica dos 200m está ainda classificada, pela IUCN, como Área Importante para Mamíferos Marinhos (IMMA).

Neste mapa (Fig. 7) podem-se ver todas as áreas protegidas e classificadas do arquipélago da Madeira.

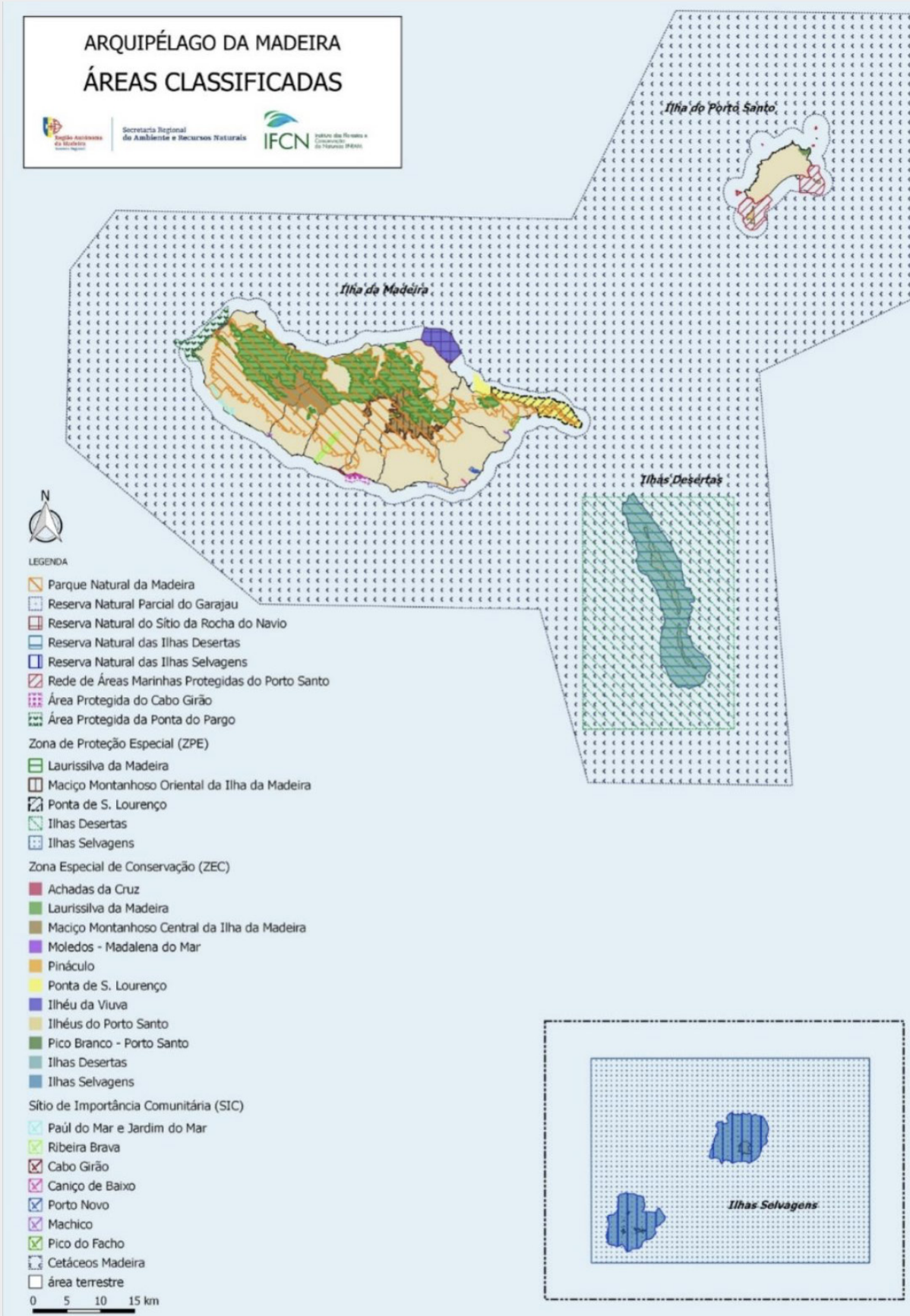


Fig. 7 - Áreas protegidas e classificadas do arquipélago da Madeira.

6. PRESSÕES

As pressões referem-se aos fatores que atuam atualmente de forma negativa sobre a população (DG Environment, 2017). Diferenciam-se dois grandes grupos de pressões considerando a sua origem, humana ou natural, para entender a natureza do problema e facilitar a tomada de decisões no que respeita às ações a implementar para a sua mitigação.

6.1. Origem humana

6.1.1. Interação com a atividade de pesca

A atividade de pesca foi, a partir da década de 1950, a principal pressão para a população de lobos-marinhos na Madeira, resultado de capturas acidentais e da morte deliberada dos animais pelos pescadores que os consideravam seus competidores. Esta ameaça foi mitigada a partir de 1988 quando se implementou o plano de conservação do lobo-marinho na região. Este plano levou à criação da Área de Proteção Especial das Ilhas Desertas, o último reduto do lobo-marinho, e aí à proibição das redes de emalhar, responsáveis por grande parte das capturas acidentais. A legislação da Área de Proteção Especial das Ilhas Desertas associada ao Decreto Legislativo Regional nº 6/86/M de 30 de maio que regulamenta a proteção dos mamíferos marinhos no arquipélago da Madeira, permitiu a realização de um trabalho de vigilância dirigida à proteção efetiva do lobo-marinho, e desta forma e com a proibição das redes de emalhar em todo o arquipélago em 2000, a atividade de pesca deixou de ser uma ameaça significativa.

Hale *et al.* (2011) verificou que na Madeira a interação negativa entre o lobo-marinho e a atividade de pesca é bastante mais reduzida que nas outras áreas de distribuição desta espécie, resultado da proibição das redes de emalhar na região. Esta arte de pesca foi responsável pelo declínio acentuado da espécie na região na década de 1980 e no Mediterrâneo é considerada uma das principais pressões.

A partir de 2000 o lobo-marinho começou a ser observado de novo na ilha da Madeira e assim a ter interação com a atividade de pesca. Embora exista atualmente uma maior consciência ambiental e respeito perante a legislação em vigor por parte dos pescadores, são várias as ocorrências que demonstram a existência de capturas acidentais e a existência de ataques deliberados a indivíduos desta espécie.

Embora existam registos de lobos-marinhos capturados em linhas de pesca (Machado, 1979) e redes de cerco (relatórios do Museu da Baleia), e atualmente estas artes de pesca continuem a ser utilizadas no arquipélago, atualmente não existe informação disponível de capturas acidentais através destas artes de pesca.

A informação existente mais atual permite concluir que a principal pressão associada à pesca está relacionada com:

a) Mortalidade por interação com covos

Os covos parecem representar atualmente a arte de pesca mais lesiva para esta espécie. A zona de pesca com covos (essencialmente costeira indo até aos 200m de fundo) coincide com as zonas de

alimentação do lobo-marinho. Além disso, num total de 200 embarques realizados em 20 barcos de pesca distintos, no âmbito do projeto LIFE13 NAT/ES/000974, os únicos 2 avistamentos de lobos-marinhos ocorreram, ambos, a partir de embarques feitos em barcos de covos.

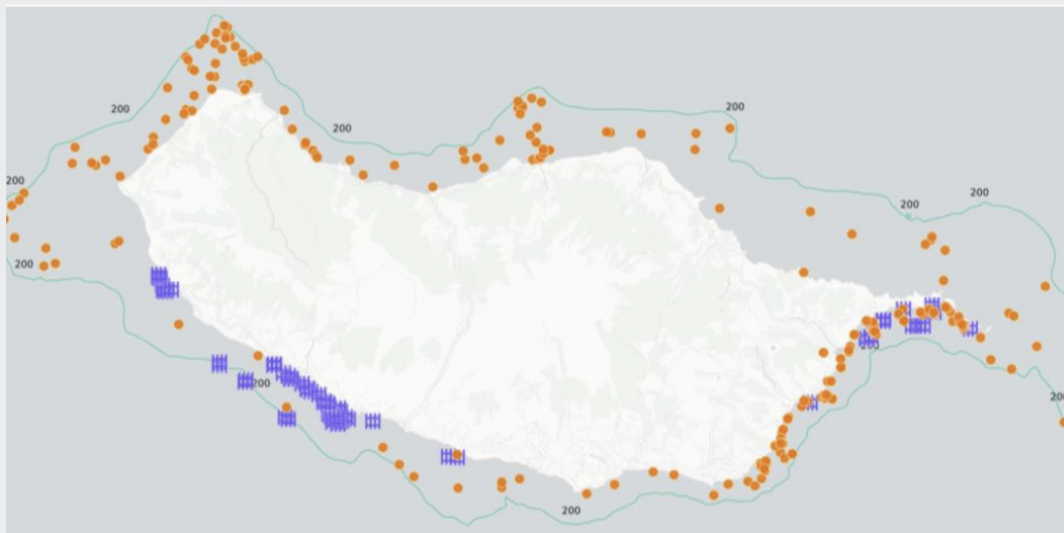


Fig. 8 - Os pontos cor de laranja representam as localizações GPS de lobos-marinhos. As marcas a azul representam as zonas de colocação de covos registados durante os embarques a bordo de barcos de pesca durante um ano.

Existem, também, registos que confirmam o risco que esta arte de pesca representa para o lobo-marinho. Em 2016, foi encontrado um lobo-marinho juvenil afogado no interior de um covo colocado ilegalmente, nas Ilhas Desertas (fig. 9).



Fig. 9 – Lobo-marinho juvenil encontrado morto dentro de um covo a Leste da Deserta Grande, a 33 m de profundidade, na área de Reserva Parcial (12-5-16).

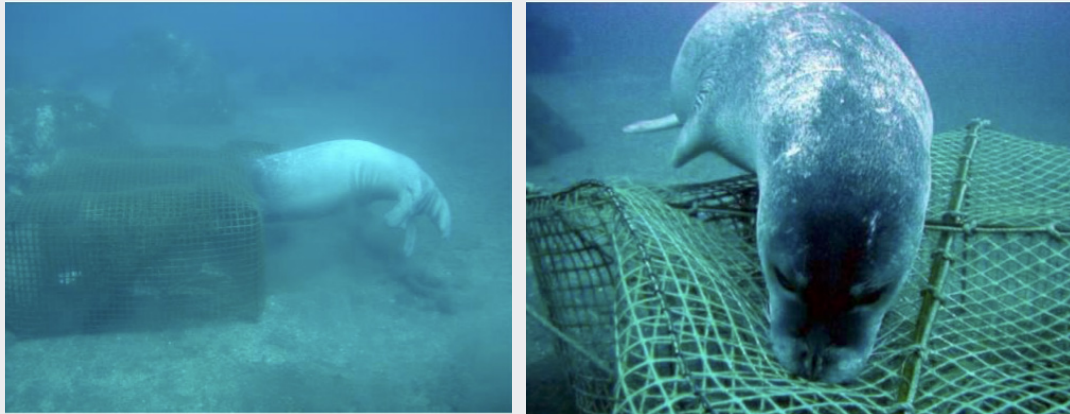


Fig. 10 – Lobo-marinho macho adulto “Metade” registado a interagir com um covo (fotos de Tubarão Madeira Diving Center).

São vários os registos de mergulhadores que descrevem lobos-marinhos que procuram entrar no covo para recolherem o peixe que ali se encontra (fig. 10). E há relatos da colocação de arame farpado ou objetos cortantes na boca do covo para evitar que os lobos-marinhos “roubem” o peixe. Em 2014, encontraram-se dois machos adultos com cortes profundos no pescoço (fig. 10), e embora não tenha sido possível confirmar a origem destes ferimentos, não se pode descartar a possibilidade de estes serem resultado da interação com os covos.

b) Mortalidade por perseguição direta

Existem evidências de ataques deliberados a lobos-marinhos. Foram encontrados, nos últimos anos, quatro animais com ferimentos graves como os dois atrás descritos com o corte no pescoço, um com um corte profundo na base de um dos membros posteriores e outro com uma perfuração no lado esquerdo do pescoço. As características destes ferimentos indicam terem sido feitas pelo Homem. Embora estes ferimentos possam não ter sido a causa principal de morte destes animais, é certo que conduziram a um estado notório de debilidade acabando por levar, mais tarde, à sua morte.



Fig. 11 - Lobo-marinho macho adulto “Metade” encontrado em 2014 com um ferimento grave na zona do pescoço.

c) Uso ilegal de redes de emalhar e explosivos

Atualmente as redes de emalhar e os explosivos são práticas ilegais e condenadas pela comunidade madeirense no geral, contudo existem ainda registos esporádicos destas práticas. Nas Ilhas Desertas e Ponta de São Lourenço têm sido encontradas pelos vigilantes da natureza, pontualmente, redes de emalhar. Quanto aos explosivos existem observações ocasionais que referem a sua utilização em zonas como o Campanário ou o Faial.

Considerando que estes meios de pesca foram, no passado, responsáveis pela quase extinção do lobo-marinho, mesmo não sendo frequentes constituem uma pressão que pode ter um impacto bastante negativo nesta população de pequenas dimensões.

6.1.2. Perturbação pelas atividades turísticas e de lazer

A presença do lobo-marinho na Madeira é motivo de orgulho por parte da maioria dos madeirenses gerando um forte apoio para a sua conservação. Muitos madeirenses veem no lobo-marinho um animal amigável e dócil não tendo consciência de que se trata de um animal selvagem. A falta de conhecimento sobre os animais e o comportamento a ter na sua presença leva a condutas que perturbam e colocam em causa o seu bem-estar. São exemplos a aproximação e perseguição dos animais para observar melhor ou recolher imagens, as tentativas de os alimentar ou hidratar e a pressão que é feita ao IFCN para que se tomem medidas quando são observados animais a dormir numa praia ou no mar porque se interpreta este comportamento como estando perante animais debilitados.

Por outro lado, as atividades de turismo de natureza no mar, principalmente o mergulho desportivo e a observação de vida selvagem, podem constituir uma fonte de perturbação para os animais se não forem conduzidas de forma adequada.



Fig. 12 – Duas situações de encontros de mergulhadores com lobos-marinhos.

Existem evidências de interação e perseguição dos animais por parte dos mergulhadores, e que por vezes termina com mergulhadores mordidos. A habituação dos animais ao Homem pode levar a que estes passem a procurar esta interação potenciando assim acidentes graves e consequentemente uma inversão do apoio que a comunidade madeirense tem dado à conservação desta espécie.

Com o objetivo de evitar esta situação, e de salvaguardar o bem-estar do lobo-marinho e de todos os vertebrados marinhos foi criado o Decreto Legislativo Regional n.º 15/2013/M, de 14 de maio de 2013 que regulamenta a Atividade de Observação de Vertebrados Marinhos na Região Autónoma da Madeira.

Através deste Decreto está proibida a entrada de pessoas nas grutas utilizadas pelos lobos-marinhos sem uma autorização prévia do IFCN. Contudo no caso da gruta da Atalaia sendo um dos locais de mergulho tradicionais da Madeira e que passou, entretanto, a ser utilizada pelo lobo-marinho para dormir no mar por forma a evitar prejudicar a atividade de mergulho, abriu-se uma exceção. Assim o IFCN, autoriza a entrada na gruta mediante o seguimento de um código de conduta estabelecido que visa evitar a perturbação dos animais quando estes estão presentes, o qual será anulado caso se registem incidentes de perturbação dos animais.

Embora não existam registos que colocam em causa o bem-estar do lobo-marinho resultantes das atividades de turismo e lazer, esta deve ser seguida com atenção por forma a monitorizar potenciais incidentes negativos.

6.2. Origem natural

6.2.1. Mortalidade de crias elevada

Em toda a área de distribuição mundial, o lobo-marinho utiliza como habitat terrestre principal de descanso e reprodução, praias no interior de grutas marinhas em zonas de falésia costeira. Este habitat de reprodução, considerado subótimo para a espécie, é um habitat de refúgio que permitiu a algumas populações de lobo-marinho sobreviver até aos nossos dias (González *et al.* 2006; Gonzalez, 2015). Contudo, tem associada uma baixa taxa de sobrevivência de crias, como é o caso da população de lobo-marinho de Cabo Branco (Gazo *et al.* 1999) e da Madeira onde no período 2012-2018 a taxa de sobrevivência de crias, durante os primeiros meses de vida, foi de 0,52.

A mortalidade das crias, antes da primeira muda, detetada nas Ilhas Desertas tem sido associada às fortes tempestades marinhas que se fazem sentir em outubro e novembro. Estas tempestades podem ser a causa de morte de forma direta ou indireta quando as mesmas levam a que as crias percam o contacto com as progenitoras (Pires *et al.* 2008).

Embora não esteja determinado de forma clara os motivos desta taxa de mortalidade elevada, no caso de Cabo Branco, a combinação da reprodução em grutas com a presença dos temporais, fazem com que as praias interiores fiquem completamente inundadas durante as marés altas e os temporais, o que leva a que as crias sejam separadas das mães, afogadas ou mortas contra as rochas, ou ainda possam provocar problemas de termorregulação das crias nos seus primeiros dias de vida, podendo provocar a sua morte.

6.2.2. Falta de conhecimento sobre a disponibilidade de recursos alimentares

As características do arquipélago, com uma plataforma insular estreita e íngreme e a baixa produtividade das suas águas (sistema oligotrófico), impõem restrições de habitat para as espécies demersais e a abundância de peixes residentes (Hermida & Delgado, 2016), o que pode condicionar a disponibilidade de alimento para o lobo-marinho. Esta situação de origem natural agrava-se pelo facto do lobo-marinho se alimentar principalmente de espécies que habitam e dependem do fundo marinho, numa faixa de profundidade dos 0 aos 200 metros de profundidade, o que faz com que a superfície disponível de habitat de alimentação nas ilhas da Madeira e Desertas seja reduzida.

Para além disso, tendo como exemplo as Canárias, a pesca intensiva de várias espécies costeiras apreciadas tem sido uma preocupação na região durante décadas (Tuya *et al.* 2006; Hernandez *et al.* 2008; Sangil *et al.* 2013). Isto não só reduziu os stocks de peixes litorais como, também, produziu um efeito cascata em todo o ecossistema ao eliminar os predadores dos ouriços-do-mar os quais proliferaram na ausência destes predadores. Esta hiper abundância de ouriços teve como consequência a eliminação do coberto vegetal ereto dos recifes, criando zonas estéreis que reduziram ainda mais a produtividade dos ecossistemas costeiros (Sala *et al.* 1998; Clemente *et al.* 2010; Ling *et al.* 2015). Estudos recentes mostram que numa área protegida como as Ilhas Selvagens, a biomassa total de peixes é três vezes maior do que na Madeira, e a biomassa dos predadores superiores, 10 vezes superior (Friedlander *et al.* 2017).

Estudos realizados nas décadas de 1990 documentaram um número reduzido de peixes predadores superiores e outras espécies de alto valor (Ribeiro *et al.* 2005; Andrade *et al.* 1995; Delgado, 1998), sugerindo que estas espécies podiam ter sido objeto de sobrepesca durante muitos anos.

Este habitat marinho costeiro limitado em extensão e degradado, pode então estar a afetar a disponibilidade de alimento para o lobo-marinho do arquipélago da Madeira. Existem diversas evidências que apoiam esta hipótese, como o estado nutritivo pobre dos indivíduos de lobo-marinho observados em alguns anos e uma maior mortalidade das crias nos meses que seguem o desmame (antes de 1 ano de idade). Também se regista um crescimento dos animais desta população mais lento do que o dos indivíduos da outra população do Atlântico, na Mauritânia.

Para além disso, a idade da primeira reprodução das fêmeas da população da Madeira, aos 6 anos, é o dobro da idade de reprodução da população da Mauritânia, e a taxa de reprodução de 47,8% é muito inferior à da Mauritânia.

Outro aspeto a ser estudado é o que motivará as fêmeas reprodutoras, que têm as suas crias nas Desertas, a efetuarem vários deslocamentos até à ilha da Madeira para se alimentarem e depois voltar às ilhas Desertas para cuidar das crias implicando um maior desgaste energético e metabólico.

7. AMEAÇAS

As ameaças são fatores que se espera virem a atuar de uma forma negativa sobre a população, no futuro (DG Environment, 2017).

7.1. Risco de interrupção da reprodução por escassez de machos na população

Durante os últimos anos, a população de machos adultos reduziu de 5 a 3 indivíduos. A sua evolução é a seguinte:

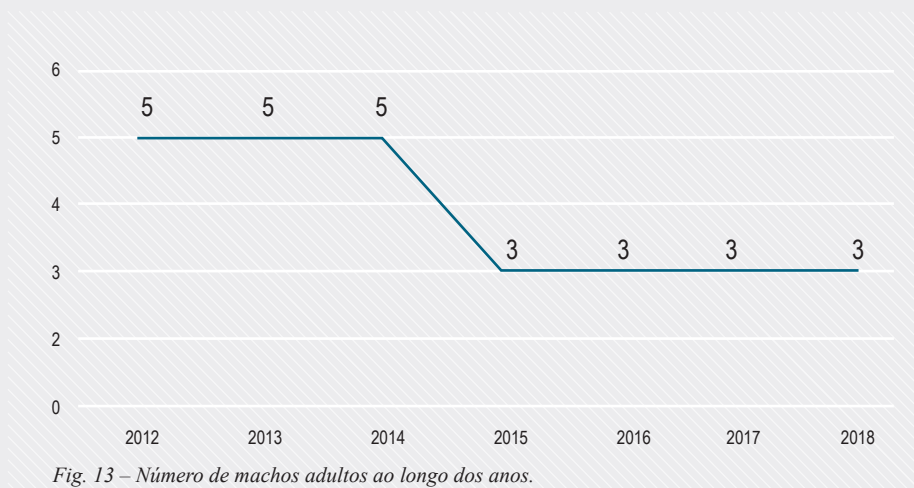


Fig. 13 – Número de machos adultos ao longo dos anos.

A taxa sexual da população adulta está muito desequilibrada a favor das fêmeas o que por si só não representa risco para a população. O que representa um risco para a população é o facto dos machos, devido a um número tão baixo, poderem desaparecer colocando em perigo a viabilidade reprodutiva desta população.

7.2. Perturbação do habitat de descanso e reprodução

A perturbação do habitat terrestre do lobo-marinho é atualmente uma das pressões existentes para a espécie em praticamente toda a área de distribuição no Mediterrâneo.

No arquipélago da Madeira, praticamente todas as grutas utilizadas pelo lobo-marinho encontram-se nas Ilhas Desertas dentro da Reserva Integral, onde a atividade humana está proibida. E as grutas existentes na Madeira, nomeadamente a gruta da Atalaia está a ser monitorizada para minimizar esta perturbação e uma outra encontra-se numa área remota de difícil acesso.

Contudo é importante monitorizar o uso do habitat terrestre por parte destes animais de forma a garantir que a perturbação humana não seja uma limitação para um aumento do uso do habitat terrestre tanto nas Ilhas Desertas como na ilha da Madeira.

7.3. Aquacultura

O grande número de peixes confinados nos sistemas de aquacultura num ambiente aberto atrai predadores piscívoros, entre eles, as várias espécies de foca (Wiirsig & Gailey, 2002). Por exemplo, na Turquia estão documentadas diversas situações de ataque/destruição das redes dos sistemas de aquacultura por parte do lobo-marinho (Guçlusoy & Savas, 2003).

Na Madeira, os únicos registos deste tipo ocorreram em 1996 quando se instalou a primeira infra-estrutura de aquacultura na ilha, na Baía de Abra, Caniçal, para a produção de dourada (*Sparus aurata*). Durante os primeiros anos, segundo os relatos dos trabalhadores destas infraestruturas, existiram interações entre o lobo-marinho e as jaulas marinhas com rutura das redes. Contudo, tal deixou de ocorrer porque o lobo-marinho passou a predar o peixe concentrado à volta das jaulas, atraído pela

ração utilizada na aquacultura. E efetivamente são numerosos os registos que demonstram que as jaulas marinhas são um foco de atração dos lobos-marinhos devido à concentração de peixe à volta das jaulas (fig. 14 e 15).



Fig. 14 e 15 – Lobo-marinho macho adulto em redor de uma das jaulas de aquacultura da Ponta de São Lourenço (Foto: IlhaPeixe – Henrique Alves).

Contudo, o conteúdo estomacal do macho adulto encontrado morto ao largo da Ribeira Brava, onde existe uma infraestrutura de aquacultura, apresentou restos de 52 indivíduos de dourada (*Sparus aurata*) cujo peso e medidas foram estimadas em 23-25 cm e 300 e 400g (Hernández-Millán, G. *comunicação pessoal*). O facto de as presas terem um tamanho e peso aproximado demonstra que o lobo-marinho acede aos peixes das jaulas o que sem dúvida pode provocar uma atitude negativa por parte dos proprietários e trabalhadores destes sistemas e conduzir a uma perseguição direta dos animais.

Esta situação, e o facto de as atividades de aquacultura na Madeira terem tendência para aumentar nos próximos anos, pode tornar esta ameaça numa pressão real. O aumento desta atividade na região, está previsto no Plano de Ordenamento para a Aquicultura Marinha da Região Autónoma da Madeira (POAMAR) e no Plano de Situação do Ordenamento do Espaço Marítimo Nacional - Vol. III-M. Espacialização de Servidões Usos e Atividades.



Fig. 16 - Cartografia das Zonas de Interesse para a Aquicultura (ZIA) in Resolução n.º 1025/2016 que aprova o Plano de Ordenamento para a Aquicultura Marinha da Região Autónoma da Madeira (POAMAR), que constitui um instrumento de apoio ao desenvolvimento da atividade da aquicultura marinha regional.

7.4. Baixa variabilidade genética

Embora tudo indique que uma diversidade genética baixa coloca em perigo a viabilidade de uma população, no que respeita aos pinípedes esta relação não está clara sendo provável que os fatores inerentes à sua biologia e ecologia sejam mais relevantes para a recuperação da população que o nível da diversidade genética (Karamanlidis *et al.* 2016). Por exemplo, a foca-monge do Havai *Neomonachus schauinslandi*, descrita como tendo uma variabilidade genética extraordinariamente baixa, tem tido um grande crescimento nas ilhas principais do arquipélago durante as últimas décadas (Schultz *et al.* 2009).

Em todo o caso, não se pode ignorar o potencial impacto que os fatores genéticos poderão ter na viabilidade futura da população de lobo-marinho na Madeira. Em outras populações de mamíferos uma baixa diversidade genética conduziu a problemas de fertilidade masculina, taxas de reprodução baixas, alta mortalidade juvenil e maior vulnerabilidade a epidemias e doenças.

PARTE II - AÇÕES DE RECUPERAÇÃO

8. SITUAÇÃO DA POPULAÇÃO

Atualmente, a população de lobos-marinhos da Madeira conta com 21 indivíduos (com mais de 1 ano de idade em 2018) e tem uma tendência positiva muito lenta (1,8 % de crescimento anual estimado).

A sobrevivência da população deve-se às fêmeas reprodutoras e aos indivíduos entre 1 e 5 anos de idade que têm uma taxa de sobrevivência anual elevada.

O recrutamento médio anual na população é de 1,6 indivíduo, resultado de apenas 48% das fêmeas adultas se reproduzirem e apenas 38% das crias sobreviverem ao seu primeiro ano de vida.

A taxa de mortalidade das crias, elevada, durante as primeiras semanas de vida estará associado ao uso de grutas, um habitat de reprodução considerado subótimo.

O número reduzido de machos adultos (3), e a taxa sexual da fração adulta da população (1 macho: 3,6 fêmeas) sugere a existência de algum fator de mortalidade diferencial associado ao sexo dos animais. Esta ameaça pode colocar em risco a continuidade da reprodução da população no futuro.

A população pode considerar-se essencialmente costeira alimentando-se principalmente no fundo marinho desde a linha de costa até aos 200 m de profundidade, tanto na Madeira como nas Ilhas Desertas. A ausência de plataforma continental associada ao estado degradado do meio marinho pode estar a afetar a disponibilidade de alimento para esta espécie e assim a condicionar aspetos da biologia dos animais como a idade tardia da primeira reprodução, a taxa reprodutiva baixa, a mortalidade das crias na época em que iniciam a sua alimentação no mar ou uma condição física menos favorável. Esta é uma população extremamente reduzida e muito vulnerável que requer um esforço de conservação efetivo para garantir a sua viabilidade.

9. OBJETIVOS DA ESTRATÉGIA DE CONSERVAÇÃO

O objetivo principal deste plano estratégico é assegurar a sobrevivência da população de lobo-marinho no arquipélago da Madeira visando atingir um estado de conservação favorável.

Os objetivos específicos desta estratégia são:

1. Contribuir para um aumento do tamanho da população;
2. Diminuir as causas de morte de origem humana;
3. Diminuir as interações negativas entre as atividades humanas e as focas;
4. Melhorar o conhecimento sobre determinadas pressões e ameaças e as suas implicações na recuperação da população;
5. Aumentar o apoio social por parte de instituições e cidadãos.

10. VIGÊNCIA DA ESTRATÉGIA DE CONSERVAÇÃO

A Estratégia de Conservação tem uma vigência de 12 anos, equivalentes a 2 períodos informativos à Comissão Europeia de 6 anos cada um, de acordo com o artigo 17 da Diretiva Habitats.

Aquando da finalização do primeiro período informativo e coincidindo com o relatório da Comissão, a Estratégia deverá ser atualizada com a melhor informação disponível sobre a situação da espécie e a sua problemática assim como com as ações desenvolvidas e resultados obtidos durante esses 6 anos.

11. MEDIDAS DE CONSERVAÇÃO

A. PRESSÕES

11.1. Proibição dos covos nas Ilhas Desertas e sua modificação na Madeira

Considerando a importância das Ilhas Desertas para a sobrevivência do lobo-marinho, principalmente durante o primeiro ano de vida e tendo conhecimento da ameaça que os covos representam para estes animais, é fundamental iniciar um processo que culmine na eliminação dos covos em toda a área da Reserva Natural das Ilhas Desertas e área adjacente até à batimétrica dos 200m.

É também importante rever a legislação que se aplica à pesca com covos com o objetivo de contribuir para que esta atividade seja mais sustentável. Neste sentido é importante estabelecer um limite no número de covos por evento, no número de dias de cada evento, os tipos de materiais utilizados na elaboração dos covos, entre outros.

Trabalhar com a Direção Regional de Pescas no sentido de efetivar a modificação dos covos utilizados na ilha da Madeira, de forma a não constituírem uma ameaça para o lobo-marinho.

Estabelecer contacto com os pescadores que tenham problemas com o lobo-marinho para averiguar a dimensão da interação entre a sua atividade e o lobo-marinho e assim procurar medidas que visem mitigar esta interação e em última instância medidas compensatórias.

Realização de ações em colaboração com os clubes de mergulho e outros potenciais colaboradores que visem a localização e retirada de covos abandonados.

11.2. Aumento do esforço de vigilância contra a pesca ilegal

Aumento dos meios materiais e humanos para uma vigilância mais efetiva das áreas protegidas principalmente daquelas que são consideradas de grande importância para o lobo-marinho, como Reserva Natural de las Ilhas Desertas e Ponta de São Lourenço. Contemplar o uso de novas ferramentas de vigilância aérea não tripuladas (drones), para aumentar o esforço de fiscalização quando o mar apresenta condições de navegação difícil ou em lugares de acesso difícil.

Aumentar o esforço de fiscalização das atividades de pesca costeira na ilha de Madeira, visando a identificação de pesca ilegal no arquipélago como o uso de redes de emalhar, explosivos ou de covos armadilhados ou não sinalizados que podem ter um efeito negativo sobre o lobo-marinho.

Promoção de ações de informação e sensibilização sobre a situação do lobo-marinho no arquipélago e o impacto negativo que as atividades de pesca ilegais têm sobre a vida marinha procurando envolver, ainda mais, as entidades responsáveis pela fiscalização (Comando da Zona Marítima da Madeira e da Guarda Nacional Republicana) nesta missão.

11.3. Avaliação do impacto da pesca lúdica e caça submarina sobre o lobo-marinho

Determinar o tipo de interação existente entre as diferentes atividades de pesca de lazer e a caça submarina com o objetivo de propor e implementar medidas de mitigação caso sejam necessárias.

11.4. Aplicação do decreto legislativo de observação de vertebrados marinhos

Aumentar o esforço de fiscalização para efetivar o cumprimento do Decreto Legislativo Regional n.º 15/2013/M, de 14 de maio de 2013, no que respeita a interação com as focas, assim como a sua divulgação e informação geral.

11.5. Diminuição da taxa de mortalidade de crias por uso de habitat de reprodução subótimo

Determinar se o uso da praia do Tabaqueiro aumenta as possibilidades de sobrevivência das crias e proporcionar as condições necessárias para favorecer a presença das focas no local (tranquilidade, limpeza do lixo marinho e eliminação de potenciais ameaças que possam surgir).

11.6. Determinação da disponibilidade de recursos alimentares para as focas

Realização de estudos que permitam conhecer o estado dos recursos piscícolas na Região no contexto da conservação do lobo-marinho (recursos costeiros e para a área de alimentação desta espécie – desde a costa até aos 200m de fundo da ilha da Madeira e Ilhas Desertas) e promover possíveis ações que visem melhorar a situação.

B. AMEAÇAS

11.7. Determinação das causas de mortalidade por género

Considerando a elevada desproporção entre machos e fêmeas na população adulta do lobo-marinho com um número tão reduzido de machos que se coloca a possibilidade destes desaparecerem, é crucial determinar as causas da escassez dos machos adultos para aplicação das medidas necessárias para corrigir esta situação.

A monitorização da população e o seguimento sanitário previstos no protocolo de vigilância (anexo II) é essencial para esta ação.

Será também, definido um plano de contingência para a possibilidade dos machos da população desaparecerem.

11.8. Aumento da disponibilidade de habitat de descanso e reprodução

Com o crescimento da população de lobos-marinhos, a médio e longo prazo é provável que venha a existir a necessidade de alargar o habitat de reprodução e descanso. Desta forma é importante acompanhar esta situação seguindo o protocolo de seguimento (anexo II), caso seja necessário adaptar/alterar a legislação existente que protege o habitat do lobo-marinho.

11.9. Caracterização da interação lobo-marinho-atividade de aquacultura

Definir e implementar um plano de monitorização da atividade atual de aquacultura na Madeira que tenha como objetivo identificar possíveis situações de ameaça e definir medidas para minimizar o seu potencial impacto negativo. Estas medidas poderão ir ao encontro das medidas mais efetivas utilizadas nos locais onde este problema ocorre como na Turquia e Grécia.

11.10. Avaliação do impacto da baixa variabilidade genética sobre a população e definição de medidas para minimizar esse impacto

Identificar e monitorizar eventuais características da população que possam resultar da baixa variabilidade genética como a baixa taxa reprodutiva e uma baixa sobrevivência das crias procurando averiguar a sua relação.

Caso se venha a confirmar que a baixa variabilidade genética compromete a viabilidade futura da população, deve-se considerar definir uma estratégia para o desenvolvimento de um plano de resgate genético mediante a possível translocação de exemplares provenientes da população de Cabo Branco.

C. ATUAÇÕES TRANSVERSAIS

11.11. Execução do protocolo de vigilância do estado de conservação da espécie

Implementar o protocolo de vigilância do estado de conservação do lobo-marinho e do seu habitat (anexo II). Tendo em conta o tamanho reduzido desta população e a sua vulnerabilidade torna-se prioritário realizar um seguimento eficaz que permita monitorizar a sua evolução demográfica e determinar as ameaças e se as medidas de conservação implementadas estão a ser efetivas, assim como identificar novas ameaças e pressões.

O protocolo de vigilância do estado de conservação inclui um capítulo de seguimento do estado sanitário da população. Este seguimento é necessário e prioritário para detetar as possíveis causas de morte devido a qualquer problema sanitário como para detetara possíveis problemas relacionados com a variabilidade genética reduzida e consanguinidade elevada desta população.

Com a aplicação do Protocolo de Vigilância ao longo do tempo a informação existente sobre o estado da população será cada vez mais robusta.

Procurar ir experienciando a praticabilidade das novas tecnologias por forma a tornar o seguimento da população cada vez mais eficaz.

11.12. Campanhas de informação social e de ciência cidadã

Desenvolver campanhas de informação social dirigidas à população no geral e em particular à comunidade escolar, aos pescadores e aos operadores turísticos com atividades no mar. É importante informar sobre a situação do lobo-marinho na Madeira e de que forma se pode colaborar na sua conservação.

No âmbito da problemática dos covos deve-se implementar uma campanha contra os covos ilegais envolvendo as várias entidades com responsabilidades nesta matéria através da realização de um esforço de fiscalização dirigido a esta questão associada à divulgação do impacto negativo para a vida marinha.

Desenvolver campanhas de informação específicas aos clubes de mergulho e ao público em general sobre a conduta a ter na presença de lobos-marinhos e sobre o comportamento natural desta espécie. Deve-se difundir e implementar um código de conduta, estabelecido de acordo com o regulamento de observação de vertebrados marinhos, a serem colocados em prática quando ocorrerem encontros fortuitos com lobos-marinhos. Neste sentido, os clubes de mergulho devem comprometer-se a informar os seus clientes sobre este código de conduta.

Promover a informação e formação para implementar ações de ciência cidadã baseada numa participação voluntária, ativa, informada e consciente dirigida ao aumento dos registos das observações efetuadas, ao aumento da proteção da espécie face a ameaças como artes de pesca ilegais e à criação de um grupo de trabalho disponível para apoiar em ações no terreno como a vigilância de áreas com lobos-marinhos.

Procurar aplicar novas tecnologias para promover o envolvimento dos cidadãos na conservação do lobo-marinho. O uso de aplicações para smartphones poderá ser um meio de ter uma maior participação por parte dos cidadãos madeirenses nos registos de lobos-marinhos.

12. BIBLIOGRAFIA

Andrade, C.A. & Albuquerque, F.M. 1995. Fish assemblages associated with bottom habitats on the south coast of Madeira. *Boletim do Museu Municipal do Funchal* Supplement 4: 9-20.

Biscoito, M. J. 1988. Lobos marinhos que Futuro? *Islenha* 3:100-104.

Borges, J.G. 1978. The monk seals of Madeira. *1st International Conference on the Mediterranean Monk seal*. Rhodes.

Brito, C. 2012. Portuguese sealing and whaling activities as contributions to understand early northeast Atlantic environmental history of marine mammals. *New approaches to the study of marine mammals* 207-222.

Clemente, S.; Hernández, J.C.; Rodríguez, A. & Brito, A. 2010. Identifying keystone predators and the importance of preserving functional diversity in sublittoral rocky-bottom areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 413(5):55-67.

Dayon J.; Lecompte E.; Aguilar A.; Larrinoa P. F.; Pires R. & Gaubert P. 2020. Development and characterization of nineteen microsatellite loci for the endangered Mediterranean monk seal *Monachus monachus*. *Marine Biodiversit* 50 (5): 67 [7 p.]

DG Environment. 2017. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. Brussels. Pp 18.

Delgado C. 1998. Caracterização faunística, batimétrica e geomorfológica da reserva natural do Garajau - Parque Natural da Madeira. Relatório de estágio de licenciatura, Universidade do Porto.

Gazo, J. M.; Layna, J. F.; Aparicio, F.; Cedenilla, M. A.; González, L. M. & Aguilar, A. 1999. Pupping season, perinatal sex ratio and natality rates of the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) from the Cabo Blanco colony. *J. Zool.* 249: 393-401.

González, L.M. 2015. Prehistoric and historic distributions of the critically endangered Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) in the eastern Atlantic. *Mar. Mamm. Sci.* 31: 1168–1192.

Gonzalez, L.M., Larrinoa, P., Mas, J., M' Barek, H., Cedenilla, M., Mounni, A., Idrissi, H., Jiddou, A., Araújo, A., Costa Neves, H. & Pires, R. 2006. Action Plan for the Recovery of the Mediterranean Monk Seal in the Eastern Mediterranean. *Naturaleza y Parques Nacionales, Series Especies Amenazadas*. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Medio ambiente, Madrid, Spain

Gucluçoç, H. Savas, Y. 2003. Interaction between monk seals *Monachus monachus* (Hermann, 1779) and marine fish farms in the Turkish Aegean and management of the problem. *Aquaculture Research* 34: 777-783.

Hale, R.; Pires, R.; Santos, P. & A. A. Karamanlidis. 2011. Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*): Fishery Interactions in the Archipelago of Madeira. *Aquatic Mammals* 37(3): 298-305.

Hernández, J.C.; Clemente, S.; Sangil, C. & Brito A. 2008. Actual status of the sea urchin *Diadema* aff. *Antillarum* populations and macroalgal cover in marine protected areas compared to a highly fished area (Canary Islands–eastern Atlantic Ocean). *Aquat Conserv.* 18: 1091-1108

- Karamanlidis, A. A.; Dendrinis, P.; De Larrinoa, P.; GUCU, A. C.; Jonhson, W.M; Kiraç, C. & Pires, R. 2015. The Mediterranean monk seal *Monachus monachus*: status, biology, threats, and conservation. *Mammal Review* 46(2):92–105.
- Karamanlidis, A. A.; Gaughran, S.; Aguilar, A.; Dendrinis, P.; Huber, D.; Pires, R.; Schultz, J.; Skrbinšek, T. & Amato, G. 2016. Shaping species conservation strategies using mtDNA analysis: The case of the elusive Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*). *Biological Conservation* 193: 71–79.
- Ling, S.D.; Scheibling, R.E.; Rassweiler, A.; Johnson, C.R.; Shears, N.; Connell, S.D. et al. 2015. Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Phil Trans R Soc.* 370: 20130269.18.
- Machado, A. J. M. 1979. Os Lobos-marinhos (Género *Monachus*, Fleming 1822) - Contribuição para o seu Estudo e Protecção. Museu do Mar. Câmara Municipal de Cascais.
- Marchessaux, D. 1989. Distribution et statut des populations du phoque moine *Monachus monachus* (Hermann, 1779). *Mammalia* 53, 4: 621-642.
- Neves, H. C. 1998. Preliminary findings on the feeding behaviour and general ecology strategy of the Mediterranean monk seal *Monachus monachus* – (Pinnipedia: Monachinae) on the Desertas Islands. *Bol. Mus. Mun. Funchal* 5: 263-271.
- Neves, H. C. & R. Pires. 1999. *O Lobo-Marinho no Arquipélago da Madeira*. Parque Natural da Madeira (eds.).
- Pires, R. & Neves, H. C. 2001. Mediterranean monk seal *Monachus monachus* conservation: A case study in the Desertas Islands. *Mammalia* 65: 301-308.
- Pires, R., Costa Neves, H. & A. Karamanlidis, 2008. The Critically Endangered Mediterranean monk seal *Monachus monachus* in the archipelago of Madeira: priorities for conservation. *Oryx* 42(2): 278–285.
- Pires, R. 2011. Lobos-marinhos do arquipélago da Madeira. Edições SPNM. 60p.
- Reiner, F. & Dos Santos, M. 1984. L'extinction imminente du phoque moine à Madère. Pages 79-88 in K. Ronald & R.Duguay (eds.). The monk seals, Proceedings of the Second International Conference, La Rochelle, France, 5-6 Outubro 1984. Annales de la Société des Sciences Naturelles de la Charente-Maritime, Supl. Décembre 1984, Working paper n°9.
- Rey-Iglesia, A.; Gaubert, P.; Themudo, G.; Pires, R.; De La Fuente, C.; Freitas, L.; Aguilar, A.; Borrell, A.; Krakhmalnaya, T.; Vasconcelos, R. & Campos, P. 2020. Mitogenomics of the endangered Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) reveals dramatic loss of diversity and supports historical gene-flow between Atlantic and eastern Mediterranean populations, *Zoological Journal of the Linnean Society* XX: 1-20.
- Ribeiro, C.; Almeida, A.J., Araújo, R.; Biscoito, M. & Freitas M. 2005. Fish assemblages of Cais do Carvão Bay (Madeira Island) determined by the visual census technique. *J Fish Biol.* 67: 1568-84.

Sala, E.; Boudouresque, C.F. & Harmelin-Vivien, M. 1998. Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 82: 425-439.

Shultz, J.K.; Baker, J.; Toonen, R. & Bowen, B. 2009. Extremely Low Genetic Diversity in the Endangered Hawaiian Monk Seal (*Monachus shauinslandi*). *J Hered.* 100: 25-33.

Tuya, F.; Sanchez-Jerez, P. & Haroun, R.J. 2006. Populations of inshore serranids across the Canarian Archipelago: relationships with human pressure and implications for conservation. *Biological Conservation* 128: 13-24.

Seargent, D.; Ronald, K.; Boulva, J. & Berkes, F. 1978. The recent status of *Monachus monachus*, the Mediterranean monk seal. *Biological Conservation* 14: 259-287.

Wiirsig, B., & Gailey, G. A. 2002. Marine mammals and aquaculture: conflicts and potential resolutions. *Responsible Marine Aquaculture*. CAP International Press, New York, 45-59.

ANEXO I

AÇÕES	Grau de Prioridade	Resultado esperado	Execução											
			Periodo 1*					Periodo 2*						
			2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
A. PRESSÕES														
Interação com a atividade de pesca														
11.1. Proibição dos covos nas Ilhas Desertas e sua modificação na Madeira	alto	Aumentar taxas de sobrevivência até 1 ano	x	x	x	x								
11.2. Aumento do esforço de vigilância contra a pesca ilegal	alto	Aumentar taxas de sobrevivência e aumento disponibilidade recursos marinhos	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
11.3. Avaliação do impacto da pesca lúdica e caça submarina sobre o	medio	Detectar e solucionar ameaças derivadas desta interação	x	x	x	x								
Interação com actividades turísticas														
11.4. Aplicação do decreto legislativo de observação de vertebrados marinhos	medio	Reduzir nível de perturbação	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
11.5. Diminuição da taxa de mortalidade de crias por uso de habitat de reprodução subóptimo	alto	Aumentar taxas de sobrevivência até 1 ano	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
11.6. Determinação da disponibilidade de recursos alimentares para as focas	alto	Aumentar taxas de sobrevivência até 1 ano e taxa de reprodução	x	x	x	x								
B. AMEAÇAS														
11.7. Determinação das causas de mortalidade por género	medio	Diminuir risco de desaparecimento dos machos adultos	x	x	x	x								
11.8. Aumento da disponibilidade de habitat de descanso e reprodução	baixo	Facilitar maior disponibilidade de áreas de descanso e reprodução					x	x	x	x	x	x	x	x
11.9. Caracterização da interação lobo-marinho - aquacultura	alto	Avaliar impacto e solucionar	x	x	x	x								
11.10. Avaliação do impacto da baixa variabilidade genética sobre a população e definição de medidas para minimizar esse impacto	medio	Avaliar impacto e solucionar					x	x	x	x	x	x	x	x
C. AÇÕES TRANSVERSAIS														
11.11. Execução do protocolo de vigilância do estado de conservação da espécie	alto	Seguimento intensivo da população	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
11.12. Campanhas de informação social e de ciência cidadã	alto	Melhoria da perceção da importância da conservação do lobo-marinho e aumento da colaboração institucional e de cidadãos	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

* Períodos informativos para a Comissão de acordo com o artigo 17 da Directiva Habitats

ANEXO II

PROTOCOLO PARA O SEGUIMENTO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DO LOBO-MARINHO E DO SEU HABITAT NA MADEIRA

Dezembro, 2019

INTRODUÇÃO

Este protocolo é elaborado no âmbito do projeto LIFE da União Europeia “Conservação do lobo-marinho na Madeira e desenvolvimento de um sistema de seguimento do seu estatuto de conservação” (LIFE 13 NAT/ES/00974) e figura como anexo da Estratégia para a Conservação do Lobo-marinho no Arquipélago da Madeira.

O objetivo deste protocolo é o de estabelecer uma metodologia que permita fazer um seguimento rigoroso e preciso do estado de conservação do lobo-marinho e do seu habitat assim como uma avaliação no tempo da sua resposta às medidas de conservação aplicadas, para dar cumprimento ao artigo 11 da Diretiva Habitats.

1. DEMOGRAFIA DA POPULAÇÃO

O seguimento demográfico da população baseia-se na identificação individual e posterior captura-recaptura dos indivíduos obtidos a partir de imagens de fotografia ou vídeo que são guardadas e classificadas como fonte de verificação, assim como na identificação dos nascimentos e mortes ocorridas na população.

A. Obtenção de imagens de identificação individual dos animais através de:

- Sistemas automáticos de recolha de imagens instalados de forma permanente nas grutas mais utilizadas pelo lobo-marinho nas Ilhas Desertas e Madeira.

Ilhas Desertas

- Gruta do Tabaqueiro: Seguimento durante todo o ano. Visitas para manutenção dos equipamentos em março/abril e julho/agosto (antes da época de criação);
- Praia do Tabaqueiro: Seguimento durante todo o ano. Visitas para manutenção dos equipamentos quando for necessário e de forma a assegurar a sua colocação antes da época de criação (agosto-setembro);
- Gruta do Bufador: Seguimento centrado na época de criação. Colocação/recuperação dos equipamentos entre junho a agosto;
- Gruta do Lanço do Rico: Colocação dos equipamentos em abril-maio e retirada em setembro.

Ilha da Madeira

- Gruta do Vaticano: Durante todo o ano e com manutenção entre abril e junho.

As câmaras fotográficas automáticas programam-se para realizar 1 foto a cada hora com recurso a flash infravermelho, ao longo das 24 horas do dia. Esta metodologia proporcionará uma amostragem regular e contínuo da presença/ausência de focas.

Os trabalhos de manutenção ou de colocação/recolha de equipamentos só é realizado na ausência de lobos-marinhos para evitar qualquer tipo de perturbação. O trabalho será abortado, sempre que houver focas presentes.

Será dada prioridade aos locais e às épocas do ano com presença de fêmeas lactantes por forma a fazer o seguimento dos parâmetros reprodutivos da população: grutas do Tabaqueiro e Bufador e praia do Tabaqueiro de outubro a janeiro.

As 50.000 fotografias que se prevê recolher anualmente, serão registadas na base de dados, definida para o efeito por forma a “capturar” dos indivíduos identificados e a construir o observatório demográfico da população.

Embora as imagens obtidas através destes sistemas sejam de pior qualidade do muitas das que são obtidas através de outros meios, o volume de dados que proporcionam e a sua consistência faz com que seja a principal fonte de informação demográfica da população.

- **Sessões de foto-identificação dos animais na Praia do Tabaqueiro.**

Sempre que as fêmeas e as suas crias utilizarem a praia do Tabaqueiro o que geralmente ocorre no mês de novembro, se o estado do mar permitir deve-se realizar um período mínimo de 3 dias de sessões de monitorização dos animais, para: 1) recolher imagens dos animais observados procurando registar as suas características individuais (cicatrizes e marcas naturais de pigmentação), 2) no caso de as crias registar a sua mancha branca umbilical, e 3) identificar a relação das crias com as diferentes fêmeas.

Esta é ainda uma excelente oportunidade para reunir informação sobre os parâmetros reprodutivos da população

- **Esforço de observação dirigido ao lobo-marinho** a partir de postos de observação ou durante a navegação de bote, nas Ilhas Desertas, realizado pelo pessoal do IFCN, com o objetivo de recolher imagens dos animais.

- **Rede SOS Lobo-marinho.**

É importante ir promovendo a dinâmica desta rede por forma a reunir o máximo possível das imagens registadas na Madeira por entidades e cidadãos que realizam atividades no mar, principalmente o mergulho pela qualidade das imagens para foto identificação. As imagens devem ser encaminhadas para o IFCN com referência à data, hora e local.

- **Revisão anual de vídeos nas redes sociais** (Youtube, Instagram e Facebook) complementando o objetivo do ponto anterior.

B. Atualização constante do catálogo de Identificação individual

O catálogo de Identificação individual do lobo-marinho é atualizado e completado anualmente a partir das imagens que se obtenham com maior qualidade e que permitam retratar melhor as características de cada indivíduo (coloração, cicatrizes, manchas, etc.).

C. Registro de recapturas de exemplares

Sempre que se identificar um indivíduo de lobo-marinho a partir de qualquer imagem, é registrada uma captura desse indivíduo na base de dados para o efeito, onde consta a identidade do animal, data e local da captura, comportamento e quaisquer outras observações importantes.

Esta metodologia de identificação e recaptura de exemplares é a base que permite fazer o seguimento demográfico da população.

Cada indivíduo identificado será registrado, como máximo, com uma recaptura diária em cada local em que seja localizado.

Só se registrarão recapturas associadas a imagens que sirvam de fonte de verificação e que permitam confirmar a identidade do indivíduo. Estas imagens devem ser devidamente guardadas e classificadas de forma a poderem ser revistas a qualquer momento.

O que se pretende é seguir cada indivíduo desde o seu nascimento até à sua morte. Para isso é fundamental efetuar a identificação individual das crias e efetuar um esforço de seguimento para recapturar anualmente cada indivíduo.

Este trabalho é fundamental para estimar com maior rigor os parâmetros essenciais da dinâmica populacional que exigem saber a idade dos indivíduos da população como taxas de sobrevivência das diferentes classes etárias, estrutura e idade da população, idade da maturidade sexual, curva de produtividade das fêmeas, longevidade, etc

D. Observatório da População

Mediante a análise das recapturas de animais identificados elabora-se o observatório demográfico da população, que será atualizado anualmente, tendo como resultado os seguintes indicadores:

- Número de nascimentos anuais;
- Recrutamento de animais com 1 ano;
- Mortes e baixas anuais da população;
- Tamanho e evolução anual da população;
- Composição da população por sexo e idade;
- Curva de reprodução em função da idade;
- Taxas de sobrevivência das diferentes categorias de sexo e idade;

A operação anual do observatório da população deve seguir os seguintes critérios:

- Incorporação de novos indivíduos - os indivíduos com mais de 1 ano;
- Eliminação de indivíduos - os indivíduos encontrados mortos ou que não foram recapturados durante 3 anos consecutivos considerando o ano de morte o primeiro em que deixou de ser observado;
- Determinação do número fêmeas reprodutoras com cria e de nascimentos - o número de fêmeas reprodutoras é o número de fêmeas com comportamento maternal evidente e cuja lactação tenha sido confirmada, mesmo quando se verifica que não têm cria sua. É identificada como mãe de cada cria, a fêmea que esteja lactante e que tenha sido observada com a cria nos seus primeiros dias de vida.

2. SEGUIMENTO SANITÁRIO E CAUSAS DE MORTALIDADE

A. Localização, recuperação e conservação dos cadáveres de lobo-marinho

Qualquer cadáver de lobo-marinho localizado deverá ser objeto de uma primeira inspeção externa no terreno com o objetivo de recolher e documentar qualquer informação útil que ajude a clarificar as causas de morte. Deve-se procurar identificar o indivíduo e recolher os dados biométricos e sexo do exemplar (Ponto 1 do protocolo).

Toda a informação deverá ser registada na ficha standardizada, criada para estes casos.

B. Realização de necropsias e recolha de amostras para avaliação das causas de morte

Em função do estado de conservação do exemplar, recolhem-se as amostras e realiza-se a necropsia e posteriores análises de acordo com o protocolo específico desenvolvido para estes casos, com o objetivo de determinar a causa de morte do animal.

C. Exemplares feridos ou doentes

No caso de se detetarem animais feridos ou doentes deve-se analisar e documentar a situação no terreno o melhor possível por forma a não perder informação que possa ser essencial para identificar a origem do problema. A avaliação do estado do animal e seu tratamento deverá ser orientada por veterinários especializados neste tipo de fauna selvagem.

3. HABITAT TERRESTRE

A. Avaliação do estado da conservação do habitat terrestre

- Observação e vigilância sistemática dirigida às praias e entradas das grutas da Reserva Natural das Ilhas Desertas e da ZEC da Ponta de São Lourenço (Rede Natura 2000), realizada durante os patrulhamentos efetuados nestas áreas protegidas.
- Inspeção das grutas de interesse para o lobo-marinho das Ilhas Desertas e Ponta de São Lourenço, a cada 4 anos para avaliação.

Qualquer ameaça ou alteração que possa afetar a qualidade do habitat terrestre do lobo-marinho será documentada e registada com vista a definir procedimentos para a sua mitigação.

A cada 4 anos será elaborado um relatório de avaliação do estado de conservação do habitat terrestre.

Indicadores:

- Lixo marinho;
- Presença humana;
- Alterações orográficas/derrocadas;
- Outras ameaças.

B. Avaliação do uso do habitat terrestre pelo lobo-marinho

- As câmaras fotográficas automáticas utilizadas para recolher imagens de forma permanente nos principais locais utilizados pelos lobos-marinhos (descrito no ponto 1) permitem fazer, também, o seguimento do uso do habitat terrestre do lobo-marinho.
- Seguimento ativo e permanente dos locais identificados como tendo interesse para o lobo-marinho (Ponta de São Lourenço e Desertas) para avaliar o uso das praias.
- Colocação a cada 7 anos de câmaras fotográficas automáticas nas grutas identificadas como sendo de interesse, principalmente naquelas que já se identificou o uso por parte do lobo-marinho:

Ilha de Madeira

- Atalaia.

Ilhas Desertas

- Furadinho;
- Lobos;
- Porto do Vinho;
- Agulha.

No caso de se verificar alguma alteração significativa no uso do habitat terrestre por parte do lobo-marinho e assim que se justifique, o plano de seguimento anual através dos sistemas fotográficos, definido no ponto 1, será alterado.

Indicadores:

- Presença de rastros de focas;
- Presença de focas;
- Reprodução confirmada.

4. HABITAT MARINHO

A. Avaliação do estado da conservação do habitat marinho

- Vigilância sistemática (pessoal do IFCN) para avaliação anual da área marinha desde a costa até à batimétrica dos 100 m da ilha da Madeira e das Ilhas Desertas.
- Seguimento ativo e permanente (pessoal do IFCN) dos locais utilizados pelos lobos-marinhos para repouso no mar, como por exemplo a Doca ou a gruta da Atalaia
Qualquer incidência ou ameaça que possa afetar a qualidade do habitat marinho até à profundidade dos 100 metros deverá ser documentada e registada com vista a definir procedimentos para a sua mitigação.
A cada 4 anos será elaborado um relatório de avaliação do estado de conservação do habitat marinho.

Indicadores:

- Lixo marinho;
- Licenças de pesca;
- Novas artes pesca introduzidas;
- Novos sistemas de aquicultura;
- Derrames;
- Novas construções na zona costeira;
- Presença de ciguatera;
- Derrocadas;

Especificamente para as Desertas:

- Nº de barcos nas Desertas;
- Nº de visitantes na Doca;
- Nº de barcos que fundeiam na Doca;
- Nº de mergulhadores em função dos locais de mergulho;
- Nº e tipo de infrações e incidências.

B. Avaliação do uso do habitat marinho pelo lobo-marinho

- **O seguimento do lobo-marinho com sistemas GPS e registadores de tempo e profundidade (TDRs)** permite a aquisição de informação relativa ao uso do habitat marinho extremamente relevante para definir e implementar medidas de conservação efetivas. Desta forma é importante realizar mais colocações destes dispositivos no lobo-marinho.
- Registo das observações de lobos-marinhos nas Ilhas Desertas a partir dos postos de observação ou aquando da navegação.
- Reunião dos registos de lobos-marinhos através da Rede SOS Lobo-marinho.

Indicadores:

- Localização geográfica dos avistamentos;
- Comportamento do lobo-marinho associado aos locais;
- Interação com atividades humanas e registo das pressões e ameaças;
- Localizações GPS e análise dos registadores de tempo e profundidade (TDRs)

PRODUTOS FINAIS

- Observatório demográfico (a ser atualizado anualmente);
- Tabelas com os parâmetros demográficos da população;
- Relatórios de necrópsias e relatórios veterinários;
- Relatório de avaliação do estado do habitat terrestre (a cada 4 anos);
- Relatório de identificação do habitat terrestre utilizado pelo lobo-marinho (anual);
- Relatório sobre o habitat marinho com identificação das atividades antropogénicas que podem constituir ameaça para o lobo-marinho (a cada 4 anos);
- Registo da Rede SOS Lobo-marinho (a ser sistematicamente atualizado);
- Mapeamento dos locais de ocorrência do lobo-marinho (anual);
- Análise e tratamento dos dados recolhidos através dos dispositivos GPS e TDRs.

ANEXO III

PRELIMINARY ANALYSIS OF THE DEMOGRAPHICS OF THE MADEIRA MEDITERRANEAN MONK SEAL POPULATION

Albert Harting
Harting Biological Consulting
Bozeman, MT

OVERVIEW

In collaboration with Mediterranean monk seal researchers at Instituto das Florestas e Conservação da Natureza (IFCN) and Fundación CBD-Habitat, researchers at the Pacific Island Fisheries Science Center (Honolulu, HI) and Harting Biological Consulting (Bozeman, MT) completed a preliminary demographic analysis for the Mediterranean monk seal population in the Madeira Archipelago, Portugal. The primary objective was to review the existing data to derive vital rate estimates, evaluate the growth rate of the population, and determine the sensitivity of the expected growth rate to changes in lifetable parameters, particularly survival during the first year of life. This report describes results from that analysis and identifies what data are needed to undertake a more detailed analysis in the future.

METHODS

Input data for the analysis came from Excel files provided to the investigators in April 2019. The spreadsheets included seal IDs, gender, known or estimated age and year of first sighting, subsequent years/ages observed, and pupping records for females. These data were reviewed through 2017 and some preliminary information for 2018 was also included.

The demographic analyses described in this report consisted of four main components, which jointly provide an overview of what is currently known about the demographics of the Madeira population. First, observational data were reviewed to determine whether they were sufficient to calculate age-specific vital rates, or, alternatively, could be pooled over ages to estimate rates for broader age groups (e.g., for pups, juveniles, subadults, and adults). The demographic rates thus obtained were then used to construct a standard lifetable (Leslie matrix) to evaluate the intrinsic growth rate (λ) for the population. This lifetable will be referred to as the “base” lifetable to distinguish it from the randomized lifestables described below. λ gives the expected growth rate for a population at the theoretical stable age distribution prescribed by the base lifetable; the actual growth rate displayed by a population will also depend on the current age structure of the population.

The second component of the demographic analysis involved obtaining an estimate of the uncertainty in the expected growth rate given by λ for the base lifetable. While λ can be represented as a single value (the value calculated from the mean rates in the lifetable), that single value reveals nothing about the uncertainty underlying the rates given in the lifetable. In the case of Madeira, there is considerable uncertainty in those vital rates due to the small sample sizes and limited time frame over which observations have been collected. Therefore, to better represent the uncertainty in vital rates,

2 Caswell, H. 2001. *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Sinauer: 722pp. 3 Goodman, D. 1980. *Demographic intervention for closely managed populations*. Pages 171-195 in M. Soule and B. Wilcox (eds) *Conservation Biology*. Sinauer, Stanford, Conn.

we generated 1000 random lifetables by sampling from binomial distributions with probability, p , equal to our estimated rate for the age class or group, and N trials where N matches the number of seal years used to compute that rate.

To better illustrate how the random sampling was done, consider that estimated survival from birth to 1 year (by convention referred to as “Age 0” survival) was 0.381 based on whether 21 pups in the sample survived to the year following their birth year. Repeatedly random sampling from a binomial distribution with $N=21$ and $p=0.381$ will produce a string of random pup survival values such as [0.286, 0.379, 0.429, 0.419, 0.238...]. When sampled enough times, the mean of these random values will converge on the estimated rate of 0.381. Similarly, for ages 1-4 year, sampling random values from a binomial distribution with $N=23$ and $p=0.957$ (Table 1), will give a vector of random rates such as [0.957, 1.000, 0.870, 0.913...]. Doing this for all ages (and for both survival and reproductive rates) produces a fully randomized lifetable that will have a different l than the base one, but when repeated many times, the mean λ from the full set of random lifetables will closely match l for the original lifetable. The benefit in generating all of these random lifetables is that the resulting distribution of random l s provides an estimate for the uncertainty underlying the lifetable.

The third component of the demographic analysis was a sensitivity analysis (Caswell 20012; Goodman 19803) to reveal which elements of the lifetable exerted the greatest influence on λ . This analysis, while mathematically complex, produces a simple result that shows the relative strength of different rates in determining the growth rate. For example, we may wish to know which is more important – age 0 survival or age 1 survival – and lifetable sensitivity analysis is ideally suited for answering that type of question. Another part of the sensitivity analysis was experimentation with alternative values for age 0 survival. Two trial values were used: 0.504 (the mean age 0 survival for pups born at Cabo Blanco as found in a separate analysis of that population) and 0.762 (double the estimated rate of 0.381 for Madeira).

Finally, we performed short-term, deterministic population projections to determine how much the current age structure might affect the expected growth rate, l . As noted above, while l gives the growth rate for a population at stable age structure, departures from that age structure can result in a very different growth rate for the real world population. The growth rate found in these projections will be referred as the “realized” growth rate (l_{real}) to distinguish it from the intrinsic growth rate, l . In keeping with standard demographic methods, these were female-only projections. The projections were performed once using the base lifetable, and also with the 1000 random lifetables generated from the binomial sampling described above.

RESULTS

i. Estimation of Vital Rates

Demographic data were summarized from observations of 38 seals 2001-2017 (13 males, 21 females, and 4 undetermined sex). Twenty two of the seals in the sample were first sighted as pups and hence their true age is known. Seven seals were first sighted as young animals and were assigned a starting age 1-5 based on their physical development. These “estimated age” seals were treated the same as known age seals in our analysis. The remaining 9 seals (4 males and 5 females) were first observed as adults so their true age remains unknown. These seals were assigned a minimum of age 6 when first observed.

Prior to 2012, sightings of individuals and birth records were based only on observations external to caves. In 2012, cameras were installed in the primary breeding cave and nearby beach where mothers often take their pups. In 2014, additional cameras were installed in all breeding caves, presumably providing complete surveillance of births as well as individual identification. The small sample sizes limit the ability to calculate age-specific vital rates ($N = 1-3$ seals for many ages) but do allow preliminary estimation of survival rates when grouped into age brackets (Table 1).

Table 1. Survival and reproductive rate estimates for Madeira monk seals using pooled age groups. The rates for the age/sex categories used in the demographic analysis are indicated in bold (for survival: age 0, ages 1-4, and females age 5. The reproductive rate estimate was derived by pooling data for all females age 6+.

	<u>Abreviation</u>	<u>Numbers</u>	<u>Survived (or # pups for repro)</u>	<u>Rate</u>
SURVIVAL				
Age 0-2 months	-	21	11	0.524
Age 2 months – 1 year	-	11	8	0.727
Age 0*	p_0	21	8	0.381
Age 1-4	p_{1-4}	23	22	0.957
Age 5+ females	p_{5+}	73	71	0.973
Age 5+ males	-	48	45	0.938
Age 5+ both sexe	-	121	116	0.959
REPRODUCTION				
Age 6+	m_{6+}	44 fem years	21 pups	0.477

* Age 0 (year 1) survival was calculated separately for two observation periods: 0-2 months and 2-months to 1 year. This was done to examine the timing of deaths in the first year on a finer scale. However, note that because the lifetable has an annual time step, only the full Age 0 survival rate appears in the lifetable.

Reproductive rates were estimated from observed pupping by 11 females age 6 years or older. Only data from 2012-2017 were used because observed births and maternity assignments were previously unreliable when no caves were monitored. We recognize that some births may not have been detected in 2012-2013 because only the primary breeding cave was monitored in those two years. In total, there were 44 “seal-years” for that period, with 21 pups born, giving a mean annual rate of $21/44=0.477$ for females age > 6 (denoted as m_{6-30}). No births were confirmed for females age 5 or younger, so the reproductive rate for those ages was set to 0.0. This simplified characterization of reproductive rates for just two age groups was dictated by the fact that very few observations were available, and because most of the ages of reproductive females were unknown.

ii. Intrinsic Growth Rate (λ)

The base lifetable for the Madeira population ($p_0 = .381$, $p_{1-4}=0.957$, $p_{5+} = 0.973$, and $m_{6+}=0.477$) yielded $\lambda = 1.018$, meaning the population is expected to grow at about 1.8% per year. The λ distribution from 1000 randomly sampled lifetables had 5/95% percentiles = 0.991-1.045, with 15% of the random lifetables having $\lambda < 1.0$ and 85% having $\lambda > 1.0$ (Figure 1). The threshold between population growth and decline is $\lambda = 1.0$. The evidence therefore suggests that the population has survival and reproductive rates that are likely to result in some population increase.

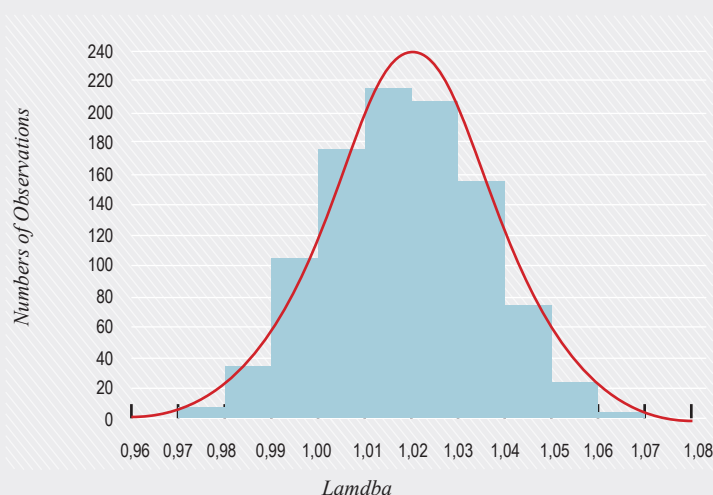


Figure 1. Distribution of intrinsic growth rates (λ) from random sampling 1000 lifetables with mean survival and reproductive rates as given in Table 1.

iii. Sensitivity analysis

Sensitivity values provide a measure for the relative influence of each lifetable element in determining the population growth rate. For Madeira, Age 0 survival exerts a much greater influence (sensitivity = 0.160) on λ than does any other element of the lifetable (next closest is survival ages 1-4 with sensitivity = 0.064) (Figure 2). It is important to note that while increasing pup survival would have the most pronounced effect on λ of any single lifetable element, sensitivities are actually additive, so that any action that benefited a range of ages (such as an intervention that improved survival of all subadult seals age 1-4) could have a greater effect than raising pup survival alone. However, the estimated subadult survival for Madeira is already very high (0.957) leaving little opportunity for improvement.

To better demonstrate the importance of pup survival in the Madeira lifetable, we experimented with raising it to match the estimated value for Cabo Blanco ($p_0 = 0.504$) (Figure 3). This single change in the lifetable raised $\lambda = 1.035$. This result indicates that a seemingly small adjustment in pup survival (from 0.381 to 0.504) could produce a pronounced benefit. Doubling pup survival from the base rate (to $p_0 = 0.762$) raised λ to 1.064 (Figure 3).

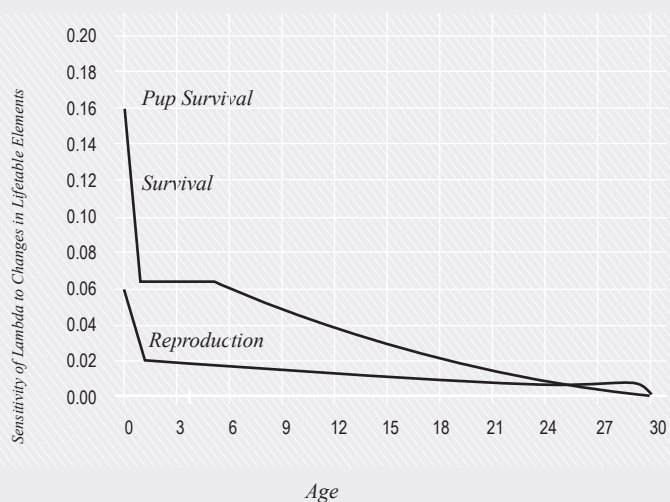


Figure 2. Sensitivity analysis for the base lifetable for Madeira seals showing the important influence of Age 0 survival on the intrinsic growth rate.

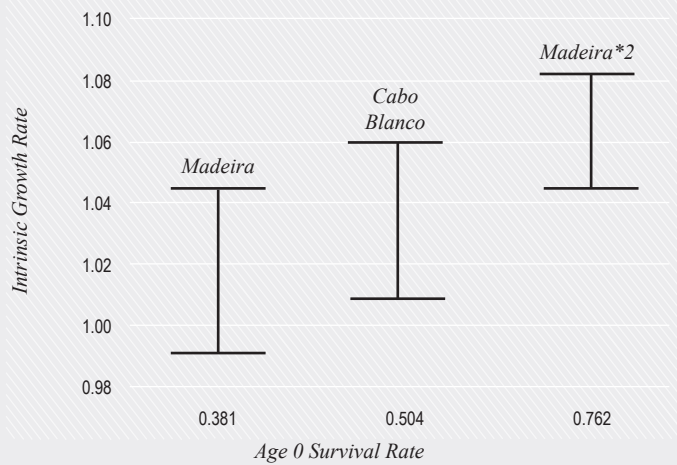


Figure 3. Comparison of intrinsic growth rate distributions using three different Age 0 survival rates: estimated Madeira rate, Cabo Blanco pup survival rate, and double the estimated Madeira rate. 1000 random lifetables were generated by binomial sampling random survival and reproductive rates for each age of the modified lifetables. Plots show the mean and 5%/95% percentiles for the distribution of lambdas for the 1000 random lifetables associated with the three Age 0 survival rates.

iv. Age Distribution and Short-term Deterministic Population Projections (females only)

Data for 2018 were not fully analyzed at the time this report was prepared, so the starting age structure for the population projections was derived from 2017 observations. The 2017 population consisted of 21 seals, including 15 females (7 known age, 4 minimum age, and 4 estimated age) and 6 males (3 known, 2 estimated age, and 1 minimum age) (Figure 4). As noted

in the methods section, the projections only applied to the 15 females. For the projections, the minimum aged seals were assigned a random age between their minimum 2017 age and a maximum age of 30, with the probability of any random age being consistent with the survivorship schedule associated with the estimated Madeira survival rates.

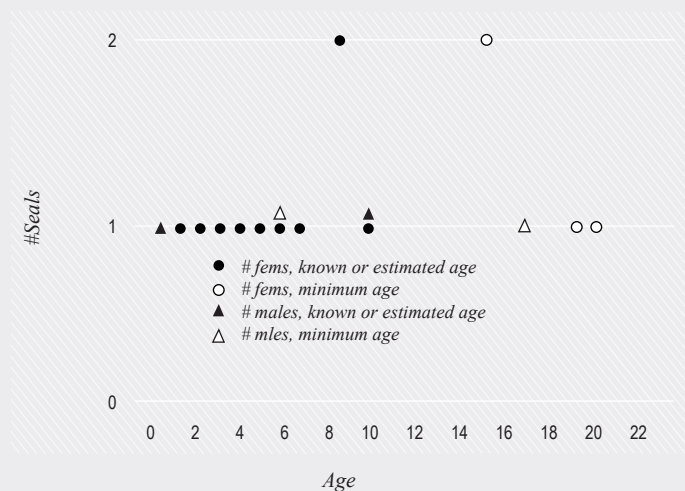


Figure 4. 2017 age composition for the Madeira population (N=21 seals).

As noted above, population age structure can have a pronounced effect on the actual growth rate that a population experiences. In the case of Madeira, the 2017 female age structure is favorable for growth in that 9 of the 15 females are of reproductive age and 4 more subadult females will attain reproductive age before the end of a 5-year projection. Based on those observations, we would expect that λ_{real} from the projections would be greater than the intrinsic λ (1.018) for the base lifetable. That expectation is borne out in the projection using the base lifetable which gave $\lambda_{real} = 1.024$ and a final

abundance of 17 females. Performing the 5-year projection using the same starting age structure but substituting the 1000 randomized lifetables used earlier to derive a distribution for lambda gave a 5%/95% percentile for $\lambda = 1.004-1.049$ and mean final abundance of 17.04 females (range 14-21), with only 2% of the projections resulting in $\lambda < 1.0$ (Figure 5). This is an important finding because it suggests that current estimates for vital rates, combined with the current age structure, appear to be favorable for slow growth of the population.

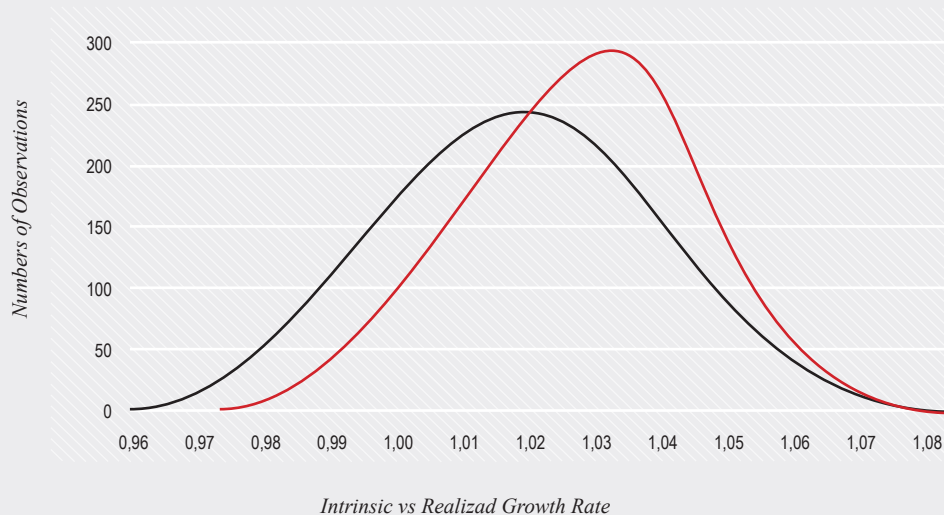


Figure 5. Comparison of the distribution of intrinsic lambda (black line) vs realized lambdas (red line) from 1000 randomized lifetables generated by binomial sampling of the estimated survival and reproductive rates at Madeira. The realized lambdas are growth rates from year 0 to year 5 (starting vs final abundance) calculated from projections initialized with the 2017 female population at Madeira.

DISCUSSION

The survival and reproductive rates used in this analysis must be considered provisional as they were estimated from small sample sizes collected over a brief time frame. Because surveillance and data quality improved greatly in 2012, vital rates estimates were primarily derived from 2012-2017 observations. Because of the very small samples for specific age classes (N=0-3 seals for some age classes), it was necessary to pool the data into age groups (age 1-4 and 5+ for survival, and ages 0 to 5 and 6+ for reproduction) to build the Madeira lifetable. As additional data are acquired for the Madeira population, the rate estimates can be refined to give better estimates of the mean rate and variation by age and cohort.

Pooling of survival and reproductive rates across ages resulted in the Madeira lifetable used in this report being much simpler than one might expect for a seal species. Typically, survival and reproductive rates have more variable patterns with age than were modeled here. Because of this, the l distributions presented in this report likely represent minimum uncertainty. That is, they represent binomial uncertainty around the pooled rates used in the analysis, assuming that the lifetable model does a good job of capturing the dynamics of the real population. However, we suspect a more complex lifetable than can be supported by the existing data would better represent the real population. Thus, uncertainty associated with the correctness of the model structure is another source of error for which we cannot currently account. Recognizing this, it would be prudent to consider the results of this report preliminary in most respects.

Despite those data limitations and various sources of uncertainty, it appears clear that low pup survival (estimate of $p_0=0.381$) is likely the main factor constraining growth in the population. Estimates of survival for seals older than 1 year were high (0.957-0.973) but are subject to revision as more data become available. Age 0 survival is the parameter with the largest influence on l as evident by the finding that relatively small improvements in pup survival (from 0.381 to 0.504) nearly doubled l (from 1.018 to 1.035, which equates to annual growth rate of 1.8% to 3.4%, respectively). Further, most of the pups that died in the first year did so within the two months after they were born. These first two months of life, then, appear to be the life stage which is currently limiting population growth to the greatest degree.

The estimated reproductive rate used for this analysis (mean rate of 0.477 for all females age 6-30) needs to be validated with additional observations. This value represents a “gross reproductive rate” (number of pups/ number of mature females) rather than a true age-specific rate. While this provisional estimate may be a reasonable approximation, it does not capture the normal ascending portion of the reproductive curve as seals younger than the prime breeding age display lower age-specific fecundity before reaching the maximum rate (asymptote of the curve) at full maturity. However, there is no indication of lower fecundity for known or estimated age females age 6-10 in the data (observed rate = 0.556 for females age 6-10). Neither does the gross reproductive rate capture the gradual decline in fecundity that is often seen in older females. There is some indication of reproductive senescence at Madeira in that the observed rate for seals > 15 years old is 0.235 (4 pups in 17 female years).



Secretaria Regional
do Ambiente e Recursos Naturais
Gabinete da Secretária

