

RELATÓRIOS CIENTÍFICOS E TÉCNICOS

SÉRIE DIGITAL

**MODELAÇÃO ECOSSISTÉMICA:
O PAPEL DA SARDINHA NO ECOSSISTEMA IBÉRICO**

Dorota Szalaj, Laura Wise, Alexandra Silva e Susana Garrido

2024

46

Relatórios Científicos e Técnicos do IPMA - Série Digital

Destinam-se a promover de forma simples e acessível a divulgação de resultados de carácter científico e técnico, resultantes das atividades de investigação e do desenvolvimento e inovação tecnológica nas áreas de investigação do mar e da atmosfera. Esta publicação é aberta à comunidade científica e tem, para além desta, como público-alvo, as diversas fileiras de atividade económica e ainda a sociedade em geral, podendo os trabalhos serem escritos em português, francês ou inglês.

Temas e Corpo Editorial:

Meteorologia

Diamantino Henriques, Lourdes Bugalho

Sismicidade, Geomagnetismo e Tsunamis

Célia Marreiros, Jorge Cruz

Clima, Variabilidade e Alterações Climáticas

Emília Salgueiro, Sílvia Antunes

Biogeoquímica e Geologia Marinha

Mário Mil-Homens, Vítor Magalhães

Estrutura e Dinâmica dos Ecossistemas Marinhos e de Águas de Transição

André Gonçalves, Teresa Moura, Victor Henriques

Biologia, Ecologia e Exploração de Recursos Vivos Marinhos

Rogélia Martins, Rui Coelho

Aquacultura

Laura Ribeiro, Paula Ramos

Qualidade e Valorização do Pescado e outros Produtos Marinhos

Amparo Gonçalves, Carla Pires

Contaminação, Salubridade e Segurança Alimentar

Helena Silva, Miguel Caetano

Desenvolvimentos Tecnológicos Laboratoriais, de Análise e de Monitorização

Corina Chaves, Susana Rodrigues

Coordenação: Maria Manuel Angélico, Francisco Ruano, Irineu Batista

Edição digital e capa: Conceição Almeida

ISSN: 2183-2900

Instruções para os autores

<http://ipma.pt> ou através do endereço rct@ipma.pt

Edição

IPMA - Instituto Português do Mar e da Atmosfera; Rua C, Aeroporto de Lisboa; 1749-007 Lisboa, Portugal

Todos os direitos reservados

Modelação ecossistémica: o papel da sardinha no ecossistema Ibérico

Dorota Szalaj, Laura Wise, Alexandra Silva, Susana Garrido

IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera, Av. Dr. Alfredo Magalhães Ramalho, 6, 1495-165, Algés

Recebido em: 02/04/2024

Aceite em: 24/04/2024

Resumo

O projeto SARDINHA2030, iniciado em janeiro de 2024, tem o objetivo de desenvolver investigação que permita conhecer e melhor prever as pressões e impactos das várias componentes do ecossistema pelágico, contribuindo para a sustentabilidade e resiliência dos recursos pesqueiros envolvidos na pescaria do cerco. Entre outras tarefas, diretamente relacionadas com a investigação da dinâmica das populações das espécies-alvo da pescaria, e os fatores que influenciam a sua variabilidade, pretende-se incluir informação do ecossistema no desenvolvimento de estratégias de exploração para a gestão sustentável da pesca do cerco. Para atingir esse objetivo específico será necessário avaliar o impacto das relações inter-específicas e da pesca na dinâmica conjunta dos *stocks* de peixes pelágicos, estimando indicadores tróficos e pontos biológicos de referência que incorporem a dinâmica do ecossistema. Neste documento explora-se informação relativa ao papel da sardinha no ecossistema, utilizando como base os modelos ecossistémicos desenvolvidos para a área de distribuição da sardinha Ibérica. Compara-se a mortalidade natural assumida no modelo de avaliação com a mortalidade estimada no modelo do ecossistema da plataforma continental portuguesa, avalia-se o papel da sardinha como espécie chave de baixo nível trófico e qual o impacto de pesca de sardinha nos outros grupos funcionais do ecossistema. O modelo ecossistémico será atualizado durante o projeto, revendo as matrizes de dietas para representarem o mais fielmente possível as dietas de todos os organismos do ecossistema, tendo em conta variações ontogenéticas da dieta para os mais relevantes, principalmente os que passam de uma dieta exclusivamente planctívora para uma dieta piscívora. Este modelo ecossistémico permitirá apoiar a exploração sustentável destas espécies de baixo nível trófico e contribuir para que o impacto da pesca nas espécies exploradas não afete negativamente os restantes componentes do ecossistema.

Palavras chave: sardinha, ecossistema Ibérico-Atlântico, modelo ecossistémico

Title: Ecosystem modelling: the role of sardine in the Atlantic-Iberian ecosystem

Abstract

The national project SARDINHA2030, initiated in January 2024, aims to develop research that allows understanding and better predicting the pressures and impacts of various components of the pelagic ecosystem, contributing to the sustainability and resilience of the fisheries resources involved in purse seine fishery. Among other tasks, directly related to researching the dynamics of populations of target species in the fishery and the factors influencing their variability, it is intended to include ecosystem information in the development of harvest strategies for sustainable purse seine fishery's management. To achieve this objective, it will be necessary to assess the impact of interspecific relationships and fishing on the combined dynamics of pelagic fish stocks, estimating trophic indicators and biological reference points that incorporate ecosystem dynamics. This document explores information regarding the role of sardine in the Atlantic Iberian ecosystem, using as basis the ecosystem models developed for the distribution area of the Iberian sardine. It compares the natural mortality assumed in the assessment model with the mortality estimated in the ecosystem model of the Portuguese continental shelf, evaluates the role of sardines as a key low trophic level species and estimates the value of sardine biomass that is needed to ensure the ecosystem sustainability. During the project, the ecosystem model will be updated, revising diet matrices to represent as faithfully as possible the diets of all ecosystem organisms, considering ontogenetic variations in diet for the most relevant ones, especially those transitioning from an exclusively planktivorous diet to a piscivorous diet. This ecosystem model will support the sustainable exploitation of the low trophic level species and contribute to ensuring that the impact of fishing on exploited species does not negatively affect the remaining components of the ecosystem.

Keywords: sardine, Atlantic-Iberian ecosystem, ecosystem model

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA: Szalaj, D.; Wise, L.; Silva, A.; Garrido, S. 2024. Modelação ecossistémica: o papel da sardinha no ecossistema Ibérico. **Relatórios Científicos e Técnicos do IPMA** (<http://ipma.pt>), nº 46, 48 pp.

1. Introdução

Os peixes pelágicos são o principal alvo das pescarias Ibéricas, em particular a sardinha (*Sardina pilchardus*), o carapau (*Trachurus trachurus*), o biqueirão (*Engraulis encrasicolus*), a cavala (*Scomber colias*) e a sarda (*Scomber scombrus*). Estes peixes são caracterizados por terem uma grande variabilidade interanual de biomassa, que é principalmente consequência da grande variabilidade do recrutamento. Como consequência, a gestão da pesca destas espécies é complexa, especialmente num contexto de alterações climáticas em que as mudanças nos ecossistemas e nos organismos que deles fazem parte, ocorrem a um ritmo cada vez mais elevado.

O *stock* Ibérico de sardinha ocupa as Divisões 8c e 9a do Conselho Internacional para a Exploração do Mar (CIEM), distribuindo-se desde o Mar Cantábrico até ao Golfo de Cádiz. A área mais importante para o desenvolvimento das sardinhas jovens em águas Atlanto-Ibéricas é na costa noroeste de Portugal, seguida do Golfo de Cádiz. A sardinha é uma espécie muito importante nas águas Ibéricas, representando a presa principal de um elevado número de predadores, como as aves e os mamíferos marinhos, para além da sua enorme relevância sócio-económica, quer para a pescaria do cerco quer para todas as comunidades que dependem direta ou indiretamente dela.

A avaliação do estado de exploração do *stock* Ibérico de sardinha é realizada anualmente no âmbito do CIEM pelo Grupo de Trabalho para o estudo do carapau, biqueirão e sardinha (WGHANSA). Neste grupo participam investigadores de Portugal (Instituto Português do Mar e da Atmosfera, IPMA I.P., Laboratório de Estado), investigadores de Espanha (Instituto Español de Oceanografía, IEO e Centro de Investigación Marina y Alimentaria, AZTI), investigadores de França (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, IFREMER) e do Reino Unido (Center for Environment, Fisheries & Aquaculture Science, CEFAS). A mais recente avaliação do estado do *stock* da sardinha Ibérica indica que a biomassa do *stock* desta espécie está acima do ponto de referência $MSY B_{trigger}$ desde 2020 e que a mortalidade por pesca é inferior ao nível máximo sustentável, F_{MSY} desde 2018 (ICES, 2023a). Nos últimos anos, os resultados do modelo de avaliação da sardinha Ibérica têm evidenciado um padrão retrospectivo médio de subestimação da biomassa reprodutiva e sobre estimação da mortalidade por pesca, muito provavelmente devido a algumas inconsistências entre os sinais das estimativas de abundância das campanhas de rastreio acústico de primavera e de outono.

Desde 1978 a biomassa do *stock* de sardinha variou entre 125 mil e 1.2 milhões de toneladas, tendo atingido o máximo em 1984 e o mínimo em 2013. Nos últimos anos a biomassa do *stock* encontra-se estável. As flutuações da abundância da sardinha refletem variações no recrutamento, isto é, na quantidade de sardinhas jovens que é acrescentada ao *stock* anualmente, e nos níveis de pesca. O recrutamento da sardinha é muito variável, havendo anos de elevado recrutamento com alguma regularidade. Com exceção do ano de 2023, observaram-se anos de bom recrutamento desde 2019, contrastando com os observados na década anterior.

No ano de 2021, foram propostos e adotados novos pontos de referência biológicos para o *stock*, assumindo o regime de produtividade baixa (2006-2019) e uma relação *stock*-recrutamento do tipo Hockey-stick (ICES, 2021). No mesmo ano, um novo Plano de Gestão e Recuperação para o *stock* de sardinha ibérico (2021-2026) elaborado por Portugal e Espanha foi submetido ao CIEM para este avaliar se as regras de controlo de pesca nele incluídas são precaucionárias de acordo com o critério do CIEM. O CIEM avaliou a regra de gestão genérica (Figura 1) como precaucionária para capturas máximas até 50 000 toneladas. Esta regra de controlo de pesca foi considerada precaucionária a curto e a longo prazo, tanto no atual regime de produtividade baixo bem como num hipotético cenário de transição de produtividade baixa para produtividade média. Este cenário hipotético de transição consiste na possibilidade da função de recrutamento mudar do nível baixo para um nível médio semelhante ao recrutamento observado durante o período de 1993-2019. A regra de gestão genérica determina os níveis de mortalidade por pesca (F) a aplicar ao *stock* que dependem, em cada ano, do valor da biomassa reprodutora da sardinha (B_{1+}) e que se pode descrever da seguinte forma:

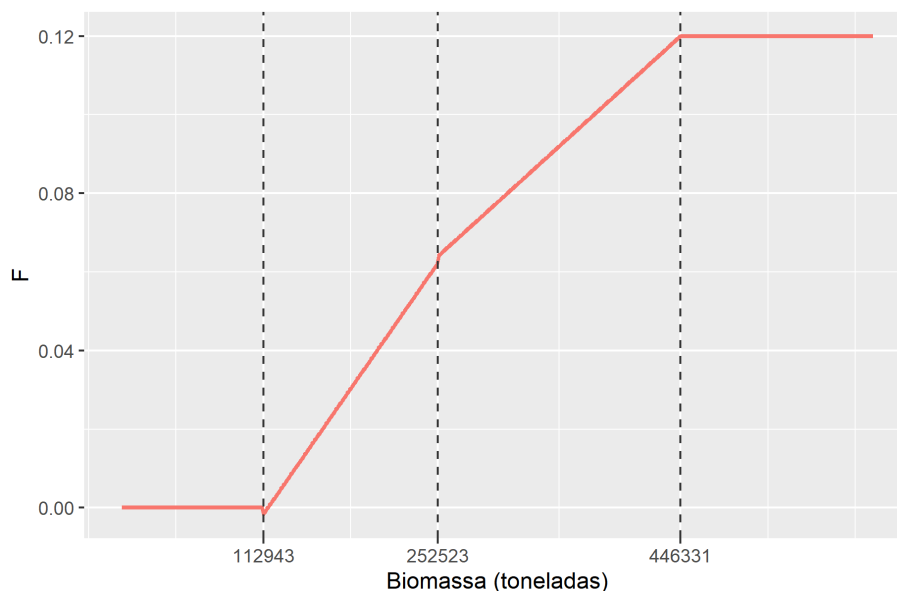


Figura 1 - Descrição da regra de controlo de capturas genérica de sardinha Ibérica avaliada pelo CIEM em 2021 como precaucionária. F: anos⁻¹.

Figure 1 - Description of the generic control rule for Iberian sardine catches assessed by ICES in 2021 as precautionary. F: years⁻¹.

- (i) Se $B_{1+} \leq 112\,943$ t então $F = 0$;
- (ii) Se $112\,943$ t < $B_{1+} \leq 252\,523$ t então F aumenta linearmente entre 0 e 0.064;
- (iii) Se $252\,523$ t < $B_{1+} \leq 446\,331$ t então F aumenta linearmente entre 0.064 e 0.12;
- (iv) Se $B_{1+} > 446\,331$ t então $F = 0.12$

Em todas as condições as capturas máximas não podem ser superiores a 30 000 t ou 50 000 t (capturas máximas variam entre cenários).

As capturas anuais de Portugal e Espanha têm vindo a adaptar-se às variações de biomassa, através da implementação de medidas técnicas e com uma redução muito grande do esforço de pesca a partir de 2010, de forma a repor a biomassa a níveis mais elevados. A mortalidade por pesca é atualmente reduzida. Até 2011 a sardinha foi a espécie alvo da pesca de cerco em Portugal. Desde esse ano, e como consequência da diminuição da biomassa e limitações de desembarque, aumentaram os desembarques de outras espécies como o carapau, a cavala e, a partir de 2015, o biqueirão.

A aplicação de modelos matemáticos para avaliar o estado dos *stocks* pelágicos, sob a égide do CIEM, permite a determinação da biomassa existente e a previsão das quantidades sustentáveis que devem servir de base à fixação de limites para as capturas. Esta avaliação é independente e baseada exclusivamente no melhor conhecimento científico disponível. Contudo, apesar da distribuição e muitos aspetos da biologia da sardinha nas águas europeias estarem em geral bem estudados, as relações entre a sardinha e as condições ambientais são mal compreendidas, em particular as razões que levaram ao declínio do recrutamento do *stock* ibérico na última década, bem como a sua recente recuperação. Do mesmo modo, as interações tróficas entre a sardinha e os outros componentes do ecossistema pelágico, a biologia e a abundância destas outras espécies e as componentes sociais e económicas da pescaria do cerco merecem um estudo mais detalhado. Uma vez que a produtividade do *stock* de sardinha tem vindo a ser alterada, torna-se indispensável o desenvolvimento de investigação científica multidisciplinar para avaliar como o ambiente físico, as interações com outras espécies e a pesca afetam a biologia e abundância da sardinha. Este conhecimento permitirá modelar a resposta futura da população de sardinha a diferentes cenários (clima, exploração, predação, etc.). Em colaboração com o setor e a administração, será assim possível desenvolver medidas de gestão da

pesca do cerco, com foco na exploração da sardinha, tendo em conta os impactos em todo o ecossistema marinho inclusivamente de todas as espécies exploradas, bem como as componentes sociais e económicas, potenciando a sustentabilidade dos recursos e a revitalização da biodiversidade no ecossistema pelágico. Este é o objetivo do projeto SARDINHA2030 coordenado pelo IPMA.

O ecossistema Atlanto-Ibérico é regulado por espécies de níveis tróficos baixos e intermédios, compostos principalmente por grupos planctónicos e peixes pelágicos costeiros como a sardinha, carapau, cavala, biqueirão, entre outros. Estes grupos de níveis tróficos baixos representam a maioria da biomassa, controlando grande parte dos fluxos energéticos e exercendo uma influência substancial sobre outros componentes do ecossistema, especialmente predadores de níveis tróficos superiores e as pescas (Veiga-Malta *et al.*, 2019). Desta forma, garantir a sua exploração sustentável exige uma compreensão abrangente das repercussões da sua exploração na dinâmica do ecossistema e nos restantes grupos constituintes.

Os modelos de ecossistemas como o ECOPATH com ECOSIM (EwE; Christensen e Pauly 1992; Christensen e Walters, 2004; www.ecopath.org), são utilizados globalmente (Colléter *et al.*, 2015) na avaliação dos impactos da pesca no ecossistema (*e.g.* Coll *et al.*, 2008), na investigação de alterações relacionadas com as mudanças climáticas (*e.g.* Serpetti *et al.*, 2017) e no apoio direto à gestão das pescas através de contribuições para processos de aconselhamento (*e.g.* Bentley *et al.*, 2021; ICES, 2023b). A robustez destes modelos depende fortemente de uma extensa base de dados e requer atualizações regulares para produzir resultados plausíveis e confiáveis. O modelo dinâmico do ecossistema da plataforma continental portuguesa (Szalaj *et al.*, 2021) aborda especificamente o declínio da sardinha Ibérica e as suas implicações no ecossistema. O modelo ecossistémico da plataforma continental portuguesa foi ajustado a séries temporais entre 1986-2017, considerando todos os níveis tróficos do ecossistema, desde os produtores primários até aos mamíferos marinhos. Este modelo foi parametrizado com foco no domínio pelágico do ecossistema; a sardinha e seus predadores e presas foram parametrizados com mais detalhe, como grupos funcionais separados. Os grupos agregados no modelo seguem as orientações de Fulton *et al.*, (2003). Na área de distribuição do *stock* de sardinha Ibérica, existem outros dois modelos ecossistémicos EwE, desenvolvidos para o Mar Cantábrico (López-López, 2017) e para o Golfo de Cádiz (Torres *et al.*, 2013), descrevendo fluxos tróficos em 1994 e em 2009, respectivamente, sendo o modelo do Mar Cantábrico calibrado para séries temporais entre 1994 e 2013. Ambos os modelos são parametrizados com maior foco no domínio demersal do ecossistema, tendendo a incluir os grupos demersais e bentónicos com maior detalhe.

Neste documento pretende-se analisar o papel da sardinha no ecossistema Ibérico com base na informação e parametrizações dos modelos ecossistémicos existentes. Em particular, analisa-se a mortalidade natural utilizada no modelo de avaliação tendo em conta a necessidade dos predadores, o papel da sardinha como espécie chave de baixo nível trófico, a importância da sardinha nos fluxos de energia do ecossistema, e os impactos no ecossistema pescando a sardinha a F_{MSY} . Esta análise permite identificar pontos chave para futura investigação no âmbito do projeto SARDINHA2030 relacionados com a integração de informação ecossistémica na avaliação do *stock* da sardinha Ibérica.

2. Mortalidade natural da sardinha: modelo de avaliação e modelo ecossistémico

O modelo atual de avaliação do estado do *stock* de sardinha Ibérica (ICES, 2023c) não inclui explicitamente informação ecossistémica. Na última revisão da mortalidade natural (M) no modelo de avaliação (ICES, 2017), não estavam disponíveis estimativas específicas de mortalidade por predação, por exemplo produzidas através de um modelo multiespecífico. O modelo ecossistémico recentemente desenvolvido para a plataforma continental portuguesa (Veiga-Malta *et al.*, 2019; Szalaj *et al.*, 2021), e os seus resultados podem agora ser usados para integrar a informação ecossistémica na avaliação do *stock*, de acordo com uma abordagem amplamente discutida na comunidade científica nos últimos anos (Howell *et al.*, 2021; Bentley *et al.*, 2021). Essa integração pode ser implementada utilizando as estimativas de mortalidade natural, calculadas pelo modelo ecossistémico, diretamente no modelo de avaliação do *stock* (Plagányi *et al.*, 2022; Adams *et al.*, 2022). Para verificar se a

mortalidade por predação está refletida na mortalidade natural considerada no atual modelo de avaliação, procedeu-se à sua comparação com a mortalidade natural obtida a partir do modelo ecossistémico (Szalaj *et al.*, 2021).

A mortalidade natural representa toda a mortalidade dos indivíduos de um *stock* que não está diretamente associada à pesca e é um parâmetro muito importante, tendo um impacto direto na produtividade dos *stocks* (*e.g.* Punt *et al.*, 2021). A mortalidade natural tem também um impacto nas taxas de mortalidade por pesca, uma vez que estas são frequentemente escalonadas com *M*. Na reunião “benchmark” sobre Recursos Pelágicos (WKPELA) realizado em 2017 (ICES, 2017), a mortalidade natural da sardinha Ibérica foi calculada utilizando a fórmula de Gislason (Gislason *et al.*, 2010), sendo os parâmetros de crescimento utilizados os seguintes: $K = 0.44$ e $L^\infty = 23.2$ cm (Silva *et al.*, 2008). No final foi adotada para o modelo de avaliação uma parametrização que corresponde a 0.7M, parametrização que otimizou o ajuste do modelo de avaliação tendo em conta a combinação de vários cenários de *M*, seletividade por pesca e capturabilidade das campanhas (Tabela 1). A mortalidade natural média das idades 2-5 foi calculada em 0.39 e das idades 1-5 em 0.44, assumindo-se que os valores são fixos ao longo do tempo (Tabela 1).

Tabela 1. A mortalidade natural à idade assumida no atual modelo de avaliação da sardinha Ibérica.

Table 1. Natural mortality at age assumed in the current assessment model of Iberian sardine.

Idade	Mortalidade natural (M; anos⁻¹)
0	0.98
1	0.61
2	0.47
3	0.4
4	0.36
5	0.35
6+	0.32
Média (1-5)	0.44
Média (2-5)	0.39

No modelo EwE, a mortalidade natural é a soma da mortalidade por predação e da mortalidade por outras causas (*e.g.* doença, competição, senescência, poluição). A mortalidade por predação foi calculada tendo por base a composição das dietas e os dados de biomassa da sardinha e de outros organismos do ecossistema da plataforma continental portuguesa. A mortalidade por outras causas foi calculada como a diferença entre a mortalidade total e a mortalidade explicada no modelo de ecossistema, nomeadamente a mortalidade por predação e a mortalidade por pesca. Por outras palavras, a “outra mortalidade” é a mortalidade que não é explicada por predação nem por pesca. Esta mortalidade pode estar relacionada com fatores ambientais, como a temperatura, que é utilizada no modelo como uma variável explicativa significativa para as alterações de biomassa da sardinha. Para mais detalhes, deve-se consultar o trabalho de Szalaj *et al.*, (2021).

Entre 1986-2017, a mortalidade por predação e outras fontes de mortalidade obtidas a partir do modelo ecossistémico variaram entre 0.33-0.47 e 0.28-0.69, respectivamente, enquanto a mortalidade natural total variou entre 0.61-1.13 (Tabela 2). A mortalidade natural média para todo o período analisado foi de 0.91. Este valor é mais elevado do que a mortalidade natural média das idades 1-5 utilizada no modelo de avaliação (0.44). Os resultados preliminares indicam uma mortalidade natural superior no modelo ecossistémico à utilizada no modelo de avaliação. Para estimar a mortalidade natural inicial do modelo do ecossistema utilizou-se uma abordagem semelhante à utilizada para estimar a mortalidade natural utilizada no modelo de avaliação de *stock*. Ambas basearam-se em métodos empíricos que têm em consideração os parâmetros de crescimento da espécie. No entanto, o facto de se terem utilizado os parâmetros de crescimento diferentes entre modelos faz com que a

mortalidade natural inicial considerada no modelo ecossistémico seja diferente da mortalidade natural assumida no modelo de avaliação do *stock*. Acresce ainda o facto de a M usada no modelo de avaliação ser na realidade uma proporção de M (0.7M), como explicado anteriormente.

Tabela 2 - Valores de mortalidade obtidos a partir do modelo ecossistémico dinâmico temporal (ECOSIM) parametrizado para o modelo da plataforma continental portuguesa entre 1986-2017 (Szalaj *et al.*, 2021). Nota: a mortalidade por pesca no modelo ECOSIM é igual à mortalidade por pesca obtida a partir do modelo de avaliação de *stocks* em 2017 (ICES, 2017). Os valores de mortalidade são expressos em anos⁻¹.

Table 2 - Mortality values obtained from the dynamic temporal ecosystem model (ECOSIM) parameterized for the Portuguese continental shelf model between 1986-2017 (Szalaj *et al.*, 2021). Note: fishing mortality in the ECOSIM model is equal to fishing mortality obtained from the stock assessment model in 2017 (ICES, 2017). The mortality values are expressed in year⁻¹.

SARDINHA ADULTA (>16 cm)

Ano	Mortalidade Total	Mortalidade por predação	Mortalidade por pesca (F)	Outra mortalidade	Mortalidade natural (M)
1986	0.99	0.38	0.28	0.33	0.71
1987	0.93	0.33	0.32	0.28	0.61
1988	1.11	0.36	0.40	0.35	0.71
1989	1.24	0.41	0.38	0.45	0.86
1990	1.47	0.47	0.42	0.58	1.05
1991	1.37	0.45	0.38	0.55	0.99
1992	1.15	0.40	0.28	0.47	0.87
1993	1.08	0.37	0.27	0.44	0.81
1994	1.31	0.44	0.23	0.64	1.08
1995	1.20	0.42	0.23	0.56	0.97
1996	1.06	0.34	0.31	0.41	0.75
1997	1.24	0.36	0.42	0.47	0.82
1998	1.53	0.42	0.46	0.65	1.07
1999	1.51	0.43	0.42	0.66	1.09
2000	1.43	0.43	0.37	0.63	1.06
2001	1.22	0.37	0.35	0.49	0.87
2002	1.10	0.35	0.30	0.45	0.80
2003	1.12	0.37	0.26	0.49	0.86
2004	1.29	0.41	0.29	0.59	1.00
2005	1.23	0.39	0.29	0.55	0.94
2006	1.01	0.36	0.17	0.47	0.83
2007	1.07	0.37	0.21	0.49	0.86
2008	1.42	0.44	0.33	0.65	1.09
2009	1.39	0.42	0.37	0.60	1.02
2010	1.25	0.34	0.47	0.44	0.78
2011	1.53	0.39	0.57	0.58	0.96
2012	1.59	0.45	0.46	0.69	1.13
2013	1.41	0.41	0.44	0.57	0.97
2014	1.13	0.37	0.29	0.47	0.84
2015	1.18	0.43	0.18	0.57	1.00
2016	1.02	0.38	0.19	0.45	0.83
2017	1.05	0.40	0.17	0.48	0.88

Assim, para avaliar qual o impacto da estimativa inicial de mortalidade natural considerada no modelo do ecossistema (ECOPATH) na mortalidade variável no tempo obtida pelo modelo ecossistémico dinâmico (ECOSIM), realizaram-se três parametrizações adicionais do modelo de ECOPATH, assumindo

M inicial no modelo ECOPATH como: (i) 0.44, para representar o valor de 0.7 de Gislason utilizado na avaliação de *stock*; (ii) 0.87, valor de M calculado utilizando a equação de Pauly (1980) com os mesmos parâmetros de crescimento utilizados para calcular M no modelo de avaliação através da fórmula de Gislason; (iii) 0.625, M (1-5 anos), calculado usando a fórmula de Gislason. Em todos os cenários, o modelo foi recalibrado para garantir uma dinâmica de ecossistema consistente com as observações. Os resultados das diferentes parametrizações do modelo são apresentados na Tabela A1 do material suplementar A1. Desta análise, verificou-se que a escolha de M para definir as condições iniciais no modelo do ecossistema é crucial pois influencia significativamente a dinâmica no tempo que emerge das dinâmicas do ecossistema, o que reforça a importância de uma seleção cuidadosa de M no modelo ECOPATH de Szalaj *et al.*, (2021) e revela a necessidade da revisão de M de acordo com a investigação a desenvolver no âmbito do projeto SARDINHA2030.

3. Sardinha Ibérica: espécie chave no ecossistema?

Para analisar o papel da sardinha no ecossistema Ibérico, foram calculadas três métricas frequentemente utilizadas para identificar se uma espécie é chave de baixo nível trófico num determinado ecossistema. Em particular as métricas são: a proporção de biomassa total de consumidores (*Consumer biomass ratio* - CBR), a conectância relativa das espécies na teia alimentar, denominada Conectância Proporcional (*Proportional connectance* - PC), ambas propostas por Smith *et al.*, (2011), e uma métrica alternativa de conectância denominada Índice de Suporte aos Ecossistemas Pesqueiros (*Supportive Role to Fishery ecosystems* - SURF), proposta por Plagányi e Essington (2014).

A métrica CBR, que descreve a transferência de energia, permite verificar se um grande volume de energia passa entre os níveis tróficos inferiores e superiores através das populações do *stock*, e é calculada da seguinte forma:

$$CBR = B_{LTL} / B_{Consumers}$$

em que:

B_{LTL} - é a biomassa do *stock* potencialmente chave de baixo nível trófico,

$B_{consumers}$ - é a biomassa de todos os consumidores no ecossistema (ou seja, todos os componentes do ecossistema que não são produtores primários ou detritos).

De acordo com a análise realizada por Smith *et al.*, (2011), se a CBR for inferior a 5% a espécie é considerada não chave de baixo nível trófico, e se for superior a 5% a espécie é considerada chave de baixo nível trófico.

A métrica PC da presa i é calculada a partir de uma matriz de dieta que possui n componentes, e requer apenas o conhecimento da interação entre os grupos, não a fração de dieta proporcional de cada grupo, e pode ser descrita por:

$$PC_i = C_i / T$$

em que:

T - representa o valor total de conectância T numa matriz de dieta que é o número de todas as interações de dieta positivas (não nulas) entre os componentes (ou seja, predador-presa),

C_i - representa a conectância de um componente i que é o número total de interações de presa mais o número total de interações de predador desse componente i calculado a partir da matriz de dieta.

De acordo com a análise realizada por Smith *et al.*, (2011), se a PC for inferior a 4% a espécie é considerada não chave de baixo nível trófico e se for superior a 8% a espécie é considerada chave de baixo nível trófico.

A métrica alternativa de conectância, ou seja, o índice SURF é calculada a partir de uma matriz de dieta que possui n componentes e considera a fração de dieta do predador j na presa i . Desta forma, o índice discrimina entre espécies que possuem muitas conexões fracas e aquelas que têm menos conexões mais fortes e é descrita por:

$$SURF_i = \frac{\sum_{j=1}^n p_{ij}^2}{T}$$

em que:

p_{ij} - é fração de dieta do predador j na presa i (fração de sardinha na dieta dos seus predadores),

T - é o número total de conexões numa teia alimentar.

De acordo com a análise realizada por Plagányi e Essington (2014), se o índice SURF for inferior a 0.001 a espécie é considerada não chave de baixo nível trófico enquanto se o índice SURF for superior a 0.001 a espécie é considerada chave de baixo nível trófico.

Para avaliar a transferência de energia através do *stock* de sardinha no ecossistema Ibérico, foi calculada a CBR para a plataforma continental portuguesa com base no modelo de ECOPATH de Szalaj *et al.* (2021), considerando como base para o cálculo o período do regime de produtividade recente da sardinha (2006-2023). Para determinar se a consideração do período para o qual o cálculo é realizado pode ter impacto na estimativa final, foi ainda calculada a mesma métrica utilizando a média do período total, ou seja, 1986-2017, e também para os cinco anos mais recentes (2019-2023).

Para avaliar a conectância da sardinha na teia alimentar do ecossistema Ibérico, foram calculadas as métricas PC e SURF, quer para a plataforma continental portuguesa com base no modelo ECOPATH de Szalaj *et al.*, (2021) quer para o Golfo de Cádiz com base no modelo ECOPATH de Torres *et al.*, (2013). Para investigar se a inclusão do estágio de vida da sardinha juvenil influencia os cálculos destas métricas, foram consideradas duas opções: (i) analisar apenas a fase do ciclo de vida adulta e (ii) considerar as fases do ciclo de vida adulta e juvenil. A fase juvenil apenas é considerada no modelo desenvolvido para a plataforma continental portuguesa. Ao incluir ambas as fases do ciclo de vida nos cálculos de PC, foram considerados apenas predadores e presas únicos de cada fase de vida, ou seja, se ambas as fases juvenil e adulta partilharem o mesmo predador/presa, essa conexão foi contabilizada apenas uma vez. Finalmente, para verificar se a estrutura do modelo ECOPATH influencia os cálculos das métricas acima referidas, estas foram calculadas para a plataforma continental portuguesa com base num modelo de Szalaj *et al.*, (2021) modificado para se assemelhar ao nível de agregação/desagregação dos grupos tróficos do modelo ECOPATH do Mar Cantábrico de López-López (2017). Como referido anteriormente, este modelo tem maior foco no domínio demersal do ecossistema e tende a agregar grupos pelágicos, ao contrário do modelo ECOPATH da plataforma continental portuguesa de Szalaj *et al.*, (2021), que é mais orientado para espécies pelágicas e tende assim para os desagregar (Material suplementar A2).

Proporção de Biomassa do Consumidor (CBR)

Para a plataforma continental portuguesa, com base em Szalaj *et al.*, (2021; Tabela 3), quando se considera o período recente do regime de produtividade da sardinha até o final da calibração do modelo (2006-2017), a Proporção de biomassa do consumidor (CBR) da sardinha é estimada como $(11.08/163.65)*100 = 6.77\%$. No entanto, quando consideramos um período mais recente, a CBR é menor. Por exemplo, ao considerarmos os últimos 5 anos do modelo (média do período entre 2013-2017), a CBR é estimada como $(4.96/182.0)*100 = 2.7\%$. Verifica-se assim que os resultados são altamente dependentes do período analisado, pois a biomassa da sardinha variou consideravelmente nas últimas três décadas.

Tabela 3 - Proporção da Biomassa do Consumidor (CBR) variável no tempo estimada para a sardinha na plataforma continental portuguesa. Note-se que a biomassa total da sardinha inclui tanto a sardinha juvenil como a adulta.

Table 3 - Time-varying Consumer Biomass Ratio (CBR) estimated for sardine in the Portuguese continental shelf. Note that the total biomass of sardine includes both juvenile and adult sardine.

Year	Biomassa total de sardinha	Biomassa total dos consumidores	CBR	CBR %
1986	32.7	183.5	0.2	17.8
1987	32.3	187.9	0.2	17.2
1988	30.5	180.9	0.2	16.9
1989	28.4	170.6	0.2	16.6
1990	25.7	161.6	0.2	15.9
1991	25	155	0.2	16.2
1992	26.5	150.6	0.2	17.6
1993	29.1	149	0.2	19.5
1994	25.9	143.6	0.2	18.1
1995	24.2	140.7	0.2	17.2
1996	23.8	141.2	0.2	16.8
1997	26.1	142	0.2	18.4
1998	23	139.6	0.2	16.5
1999	18.6	141.4	0.1	13.1
2000	16.3	142.6	0.1	11.5
2001	15.5	143	0.1	10.8
2002	17.3	146.5	0.1	11.8
2003	19	148.4	0.1	12.8
2004	17.9	146.6	0.1	12.2
2005	16.7	145.3	0.1	11.5
2006	18	147.4	0.1	12.2
2007	21.4	149.7	0.1	14.3
2008	19.7	146.2	0.1	13.5
2009	16.2	146.5	0.1	11
2010	13.4	151.5	0.1	8.9
2011	11.4	154.8	0.1	7.4
2012	8.3	157.4	0.1	5.3
2013	6	166.1	0	3.6
2014	5	176.8	0	2.8
2015	4.3	183.4	0	2.4
2016	4.4	189.2	0	2.3
2017	4.9	194.8	0	2.5

Conectância Proporcional (PC) com base no modelo ecossistémico original (Szalaj et al., 2021)

Para a plataforma continental portuguesa e com base no modelo descrito em (Szalaj *et al.*, 2021), a Conectância proporcional (PC) da sardinha varia consoante os critérios considerados. Quando consideramos apenas a fase adulta do ciclo de vida, a PC foi estimada como $(21/300)*100 = 7\%$, enquanto o índice SURF = 0.0022. Quando consideramos tanto a fase adulta quanto a fase juvenil do ciclo de vida, mas sem duplicar as contagens para as interações comuns de dieta, a PC foi estimada como $(26/300)*100 = 8.7\%$, enquanto o índice SURF = 0.0023. Quando ambas as fases do ciclo de vida da sardinha são consideradas para os cálculos de PC, a sardinha é identificada como um *stock* chave

de baixo nível trófico. Quando apenas é considerada a fase adulta, a sardinha é classificada como uma espécie chave de baixo nível trófico de acordo de SURF (>0.001) e a classificação fica na zona de transição, entre 4% e 8%, para o índice PC.

Conectância Proporcional (PC) com base no modelo ecossistémico (Szalaj et al., 2021) cuja estrutura se assemelha ao modelo do Mar Cantábrico

Foi testada uma estrutura alternativa ao modelo original de Szalaj *et al.*, (2021) com diferentes níveis de agregação e desagregação dos grupos tróficos para avaliar a influência da estrutura do modelo nos cálculos de PC e do índice de SURF. Optou-se por uma configuração semelhante ao modelo desenvolvido para o Mar Cantábrico parametrizado por López-López (2017). Os detalhes relacionados com a reorganização do modelo são fornecidos no Anexo 2. Nesta estrutura alternativa, a PC da sardinha foi calculada como $(16/373)*100 = 4.3\%$, enquanto o índice SURF da sardinha foi calculado como 0.0016 (Tabela 4). Assim, o valor de PC está na faixa entre 4 e 8% e o SURF classifica a sardinha como espécie chave de baixo nível trófico. De acordo com estes resultados, não há uma indicação clara se o *stock* deve ou não ser considerado como chave de baixo nível trófico. Note-se que nesta versão do modelo, apenas o estágio de vida adulto da sardinha foi considerado, à semelhança de López-López (2017).

Conectância Proporcional (PC) com base no modelo ecossistémico do Golfo de Cádiz

Os cálculos obtidos a partir do modelo ECOPATH para o Golfo de Cádiz, parametrizado por Torres *et al.*, (2013), indicam que a PC da sardinha foi calculada como $(12/411)*100 = 2.92\%$, enquanto o índice de SURF da sardinha foi calculado como 0.0006%. Neste caso, ambas as métricas indicam a sardinha como *stock* não chave de baixo nível trófico. Neste modelo apenas foi considerado um estágio de vida da sardinha.

Tabela 4 - Cálculos de conectância realizados para a sardinha Ibérica modelada em diferentes áreas, levando em consideração diferentes critérios e pressupostos.

Table 4 - Connectance calculations performed for modelled Iberian sardine in different areas, considering different criteria and assumptions.

	Plataforma continental portuguesa (original)		Plataforma continental portuguesa (agregado)	Golfo de Cádiz
Publicação	Szalaj <i>et al.</i> , (2021)			Torres <i>et al.</i> , (2013)
Fase de ciclo de vida considerada	Adultos	Adultos + Juvenis	Adultos	Adultos
PC	7	8.7	4.3	2.92
SURF	0.0022	0.0023	0.0016	0.0006

4. Biomassa da sardinha: suficiente para as necessidades do ecossistema?

Avaliou-se o impacto da pesca da sardinha no ecossistema utilizando o modelo ecossistémico dinâmico EwE desenvolvido para a plataforma continental portuguesa (Szalaj *et al.*, 2021). Este modelo ecossistémico da plataforma continental portuguesa foi ajustado a séries temporais entre 1986-2017, considerando todos os níveis tróficos do ecossistema, desde os produtores primários até aos mamíferos marinhos. Para realizar simulações até ao presente, o modelo publicado em Szalaj *et al.*,

(2021) foi estendido até ao ano de 2023, atualizado com dados de mortalidade por pesca da sardinha do último relatório de aconselhamento do CIEM (ICES, 2023a). No entanto, todos os outros parâmetros como a temperatura, o esforço de pesca e a mortalidade por pesca para outras espécies não foram ainda atualizados e mantiveram-se constantes a partir do ano de 2017. Em seguida, o modelo foi recalibrado, utilizando dois métodos de calibração disponíveis, "por predador" e "por predador-presa", uma vez que não há um consenso claro sobre o método de calibração mais apropriado e seu impacto potencial nas previsões do modelo (Bentley *et al.*, 2024).

Para avaliar os impactos da pesca da sardinha nos outros grupos do ecossistema, realizaram-se simulações projetando as populações até ao final do século (2100) em dois cenários com: (i) mortalidade por pesca de sardinha de $F = 0$, para simular ausência de pesca e (ii) mortalidade por pesca de sardinha igual ao atual $F_{MSY} = 0.092$. Para avaliar os efeitos a curto e longo prazo no ecossistema, foi calculada a alteração percentual na biomassa de cada grupo funcional para os anos 2024, 2030, 2050, 2080 e 2100 entre ambos os cenários. Estas simulações e cálculos foram realizados para duas versões do modelo que se distinguem pelos métodos de calibração utilizados para contabilizar o impacto potencial nos outros grupos funcionais bem como no aconselhamento à gestão.

Verificou-se que a pesca a níveis de F_{MSY} , tem um impacto relativamente baixo nos outros grupos funcionais considerados no modelo ecossistémico (Figuras 2 e 3). As tendências são semelhantes para as duas configurações do modelo. Em geral, a configuração do modelo em que a opção "por predador" foi utilizada para calibração resulta em impactos superiores. Para ambas as configurações, os impactos tendem a aumentar com o tempo, atingindo valores máximos no final do período da simulação. Os valores máximos de impacto negativo foram observados para a própria sardinha, alcançando valores de redução de cerca de 30% até o final do século. Para os outros grupos funcionais os valores máximos observados foram até 5%, aproximadamente, para a configuração "por predador" e até 3%, aproximadamente, para a configuração "por predador-presa" (Tabela S4 do Material suplementar A3). Para ambas as configurações, os grupos funcionais impactados negativamente pela pesca da sardinha foram as raias, a baleia-anã, os cefalópodes bentónicos, os peixes bentopelágicos piscívoros, os atuns e os peixes-chatos. No caso da configuração do modelo "por predador", foram também afetados negativamente os tubarões, os cefalópodes decapodiformes (*e.g.* lulas, potas), a pescada, os esparídeos, os peixes bentopelágicos e os peixes demersais que se alimentam de invertebrados bem como todos os grupos tróficos inferiores, excluindo os grupos de zooplâncton.

Os impactos da pesca da sardinha ao nível atual de aconselhamento do CIEM ($F = 0.092$) dependem da configuração do modelo, dos grupos funcionais e do período de tempo considerado. No entanto, em geral, os impactos negativos são baixos (até 5% para todos os grupos exceto para a própria sardinha). Portanto, com base nas simulações realizadas, podemos concluir que a pesca da sardinha ao nível de $F_{MSY} = 0.092$ não impacta consideravelmente os níveis de abundância das outras espécies e grupos tróficos em comparação com a situação na ausência de pesca de sardinha.

Figura 2 - Impactos no ecossistema da pesca da sardinha de acordo com o actual F_{MSY} versus ausência de pesca simulada usando o modelo ECOSIM parametrizado para o ecossistema da plataforma continental portuguesa, calibrado usando a opção "Por predador-presa". a) Simulação de biomassa sob dois cenários de pesca da sardinha de acordo com o conselho atual do CIEM no nível $F = 0.092$ (linha vermelha) e sob o cenário simulando ausência de pesca de sardinha, $F = 0$ (linha preta). Os pontos azuis mostram as observações usadas para calibrar o modelo.

Figure 2 - Ecosystem impacts of sardine fishing at current F_{MSY} versus simulated absence of sardine fishing using the ECOSIM model parameterized for the Portuguese continental shelf ecosystem and calibrated using the "By predator-prey" option. Biomass simulation under two sardine fishing scenarios: at current ICES advice at $F = 0.092$ (red line) and under the scenario simulating absence of sardine fishing, $F = 0$ (black line). Blue dots represent observations used to calibrate the model.

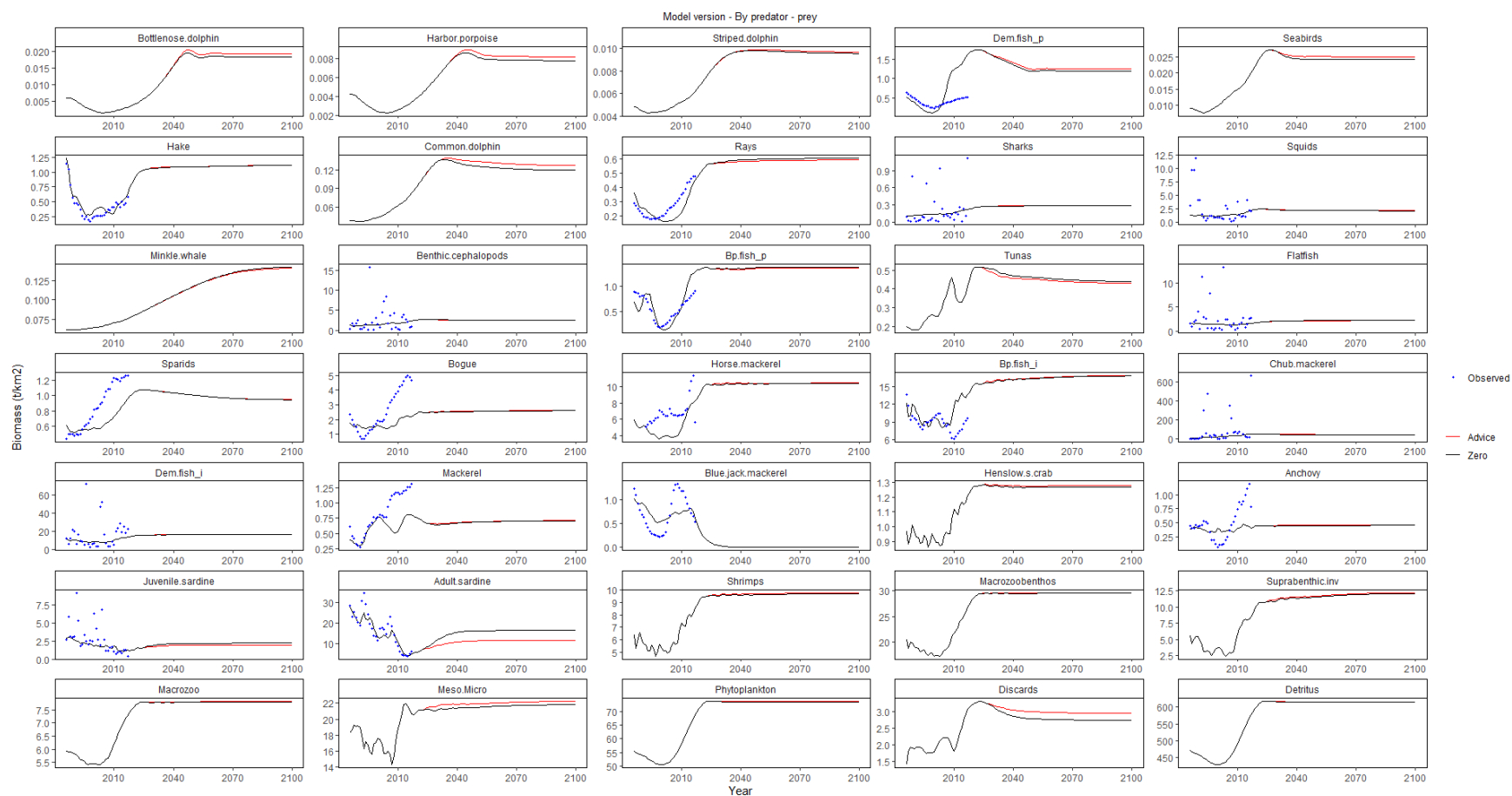
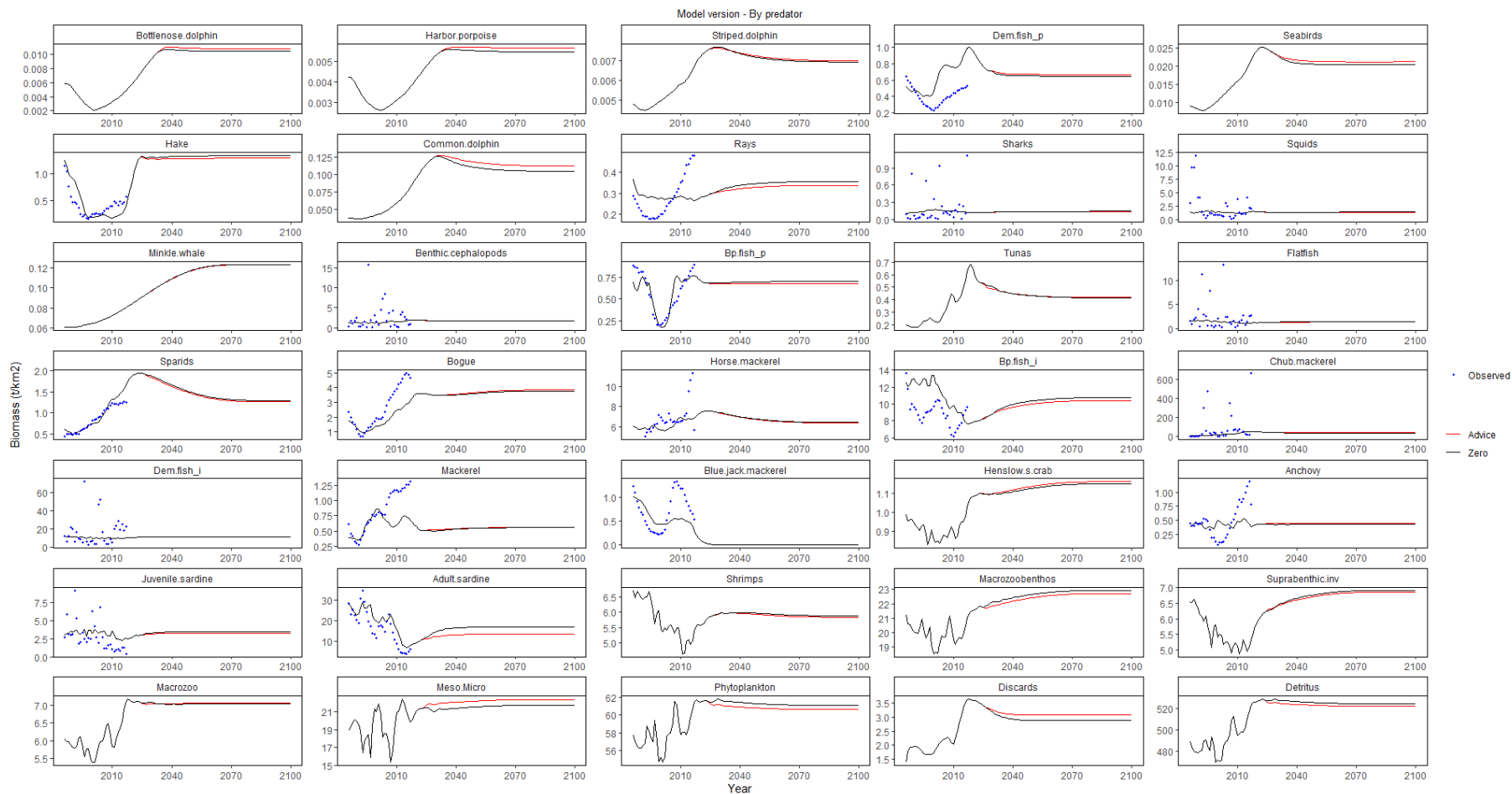


Figura 3 - Impactos no ecossistema da pesca da sardinha de acordo com o atual F_{MSY} versus ausência de pesca simulada usando o modelo ECOSIM parametrizado para o ecossistema da plataforma continental portuguesa, calibrado usando a opção "Por predador". a) Simulação de biomassa sob dois cenários de pesca da sardinha de acordo com o conselho atual do CIEM no nível $F = 0.092$ (linha vermelha) e sob o cenário simulando ausência de pesca de sardinha, $F = 0$ (linha preta). Os pontos azuis mostram as observações usadas para calibrar o modelo.

Figure 3 - Ecosystem impacts of sardine fishing at current F_{MSY} versus simulated absence of sardine fishing using the ECOSIM model parameterized for the Portuguese continental shelf ecosystem and calibrated using the "By predator" option. Biomass simulation under two sardine fishing scenarios: at current ICES advice at $F = 0.092$ (red line) and under the scenario simulating absence of sardine fishing, $F = 0$ (black line). Blue dots represent observations used to calibrate the model.



5. Discussão e conclusões

A gestão da pesca das espécies de peixes pelágicos como a sardinha é complexa, especialmente num contexto de alterações climáticas em que as mudanças nos ecossistemas e nos organismos que deles fazem parte ocorrem a um ritmo cada vez mais elevado. As flutuações de abundância destas espécies têm um grande potencial de impacto na cadeia trófica marinha, uma vez que estas espécies são a presa principal de um elevado número de predadores, como as aves e os mamíferos marinhos. Existe também um enorme impacto socio-económico das suas flutuações de biomassa, tanto para as pescarias como para toda a comunidade que depende direta ou indiretamente delas. Assim, é importante avaliar o estado de exploração destas espécies, quer com o objetivo de garantir a sua sustentabilidade quer para aferir o seu papel no ecossistema.

Os modelos ecossistémicos surgem como uma ferramenta útil na gestão das pescas, sendo capazes de potencialmente fornecer informações do ecossistema que podem ser diretamente integradas em avaliações de *stocks*. Esta abordagem tem recebido cada vez mais relevância (Howell *et al.*, 2021) e já foi integrada em avaliações de *stocks* (*e.g.*, aconselhamento das pescas no Mar da Irlanda, Bentley *et al.*, 2021; ICES, 2023b). Em particular, os modelos de ecossistemas podem desempenhar um papel crucial no apoio à exploração sustentável de espécies de níveis tróficos baixos que desempenham funções ecológicas chave.

O modelo ecossistémico da plataforma continental portuguesa, que representa a principal área de distribuição da sardinha Ibérica e onde se inclui a maior área de concentração de recrutas, considera todos os níveis tróficos do ecossistema, desde os produtores primários até aos mamíferos marinhos e foi calibrado a séries temporais entre 1986-2017 (Szalaj *et al.*, 2021). É importante atualizar os dados até ao presente para obter estimativas fiáveis das diferentes métricas ecossistémicas, uma vez que se tratam de sistemas dinâmicos com importantes flutuações de abundância e produtividade. Por exemplo, o modelo existente foi calibrado até 2017, quando ocorreu o mínimo histórico de recrutamento do *stock*. A partir desse ano o recrutamento aumentou consideravelmente para valores acima da média histórica, com exceção de 2023. Por outro lado, outra espécie pelágica de baixo nível trófico, o biqueirão, que tradicionalmente ocorria em reduzida abundância na costa ocidental da Península Ibérica, com capturas residuais, aumentou exponencialmente a sua abundância e importância para a pescaria do cerco. Esta espécie poderá fazer assim decrescer a importância da sardinha no ecossistema do noroeste da Península Ibérica. No atual modelo ecossistémico da plataforma continental portuguesa, apenas é possível estimar a mortalidade natural para a fase adulta da sardinha (a partir de 12 meses). A informação para a fase juvenil da sardinha não está disponível no modelo existente, pois esse grupo inclui ovos de sardinha, o que torna as estimativas da mortalidade natural incertas. Para obter esses dados será necessário desenvolver a parametrização dos primeiros estágios de vida da sardinha no modelo ecossistémico, uma tarefa prevista no projeto SARDINHA2030, assim como a atualização dos dados do modelo até ao presente.

Dos três modelos ecossistémicos desenvolvidos para a área de distribuição da sardinha, dois deles (Mar Cantábrico e Golfo de Cádiz) têm uma configuração com maior foco nos grupos demersais e um dos modelos (plataforma continental portuguesa) foi parametrizado com foco no domínio pelágico do ecossistema. Os resultados apresentados demonstram que a configuração dos modelos ecossistémicos tem um grande impacto nas métricas obtidas para avaliar o papel da sardinha no ecossistema. Para além do impacto do nível de agregação dos grupos funcionais, outras parametrizações têm grande impacto nas métricas obtidas, como os estádios de vida considerados e o período considerado na avaliação, correspondente ao regime de produtividade, o que merece um estudo mais detalhado no futuro.

Os resultados aqui apresentados indicam que a mortalidade natural estimada pelo modelo ecossistémico é superior à utilizada no modelo de avaliação. Apesar disso, a simulação dinâmica do

modelo ecossistémico ECOSIM demonstrou que a pesca de sardinha ao nível do atual F_{MSY} não impacta consideravelmente os outros grupos funcionais do ecossistema. As simulações sugerem que a sardinha tem pouca influência sobre os seus predadores, o que pode ser o resultado da dieta oportunista desses predadores, que incluem na sua dieta outros peixes pelágicos. O modelo sugere que, no caso de diminuição da biomassa de sardinha, os predadores têm a capacidade de alterar a dieta para outras presas abundantes. Este resultado está de acordo com o estudo de Santos *et al.*, (2013), que não confirmou conclusivamente nem a predação oportunista nem seletiva na dieta do golfinho comum, embora tenha demonstrado mais evidências para a primeira. Também os golfinhos-riscados têm sido descritos fundamentalmente como predadores generalistas e oportunistas, explorando uma grande variedade de espécies de presas pelágicas, oceânicas e batipelágicas (Ringelstein *et al.*, 2006; Spitz *et al.*, 2006; Santos *et al.*, 2008) o que foi também demonstrado para a plataforma continental portuguesa (Marçalo *et al.*, 2021). De facto, a diminuição da sardinha na costa portuguesa nos últimos anos, coincidiu com o aumento da abundância de outras espécies como cavala, carapau e biqueirão (Martins *et al.*, 2013; Garrido *et al.*, 2015; García-Seoane *et al.*, 2019), espécies que são presas comuns de muitos predadores da sardinha. No entanto, para realizar a simulação, o modelo foi apenas parcialmente atualizado, ao alterar os fatores de mortalidade por pesca apenas para a sardinha, mantendo constantes os fatores para outros grupos funcionais, o que poderá ter influenciado os resultados. Desta forma, será importante confirmar estes resultados após a atualização e recalibração do modelo ecossistémico. Para além das atualizações da estrutura e configuração do modelo ecossistémico, é importante atualizar as matrizes de dietas para que representem o mais fielmente possível as dietas de todos os organismos do ecossistema, tendo em conta variações ontogenéticas da dieta para os organismos mais relevantes, principalmente os que passam de uma dieta exclusivamente planctívora para uma dieta piscívora. O projeto SARDINHA2030 pretende melhorar o conhecimento sobre as relações tróficas no ecossistema Ibérico com foco nas relações tróficas da sardinha, atualizar e melhorar o modelo ecossistémico e integrar a informação obtida a partir do modelo ecossistémico na avaliação de regras de exploração para a sardinha, contribuindo assim para a sustentabilidade do *stock* e do ecossistema.

Glossário:

B1+ - Biomassa dos indivíduos com idade 1 ou mais.

B_{trigger} - Ponto de referência biológica estabelecido de acordo com o princípio de precaução e indicando um nível de biomassa, e que respeita à garantia de reprodução do stock tendo em vista a conservação do recurso.

Calibração de modelo - É o processo de ajuste dos parâmetros e estrutura de um modelo matemático ou computacional para garantir que sejam produzidos resultados precisos e realistas, muitas vezes utilizando dados observacionais ou experimentais para validar e otimizar o desempenho do modelo na representação do sistema real em estudo.

Calibração do modelo EwE - Um processo de ajuste dos multiplicadores de parâmetros de vulnerabilidade que controlam a taxa à qual os predadores consomem as presas, para garantir que as estimativas do modelo correspondam aos dados observados.

Calibração de modelo EwE “por predador” – Nesta opção, o ajuste do multiplicador do parâmetro de vulnerabilidade que limita a taxa de consumo do predador é a mesma para todas as taxas de predação de base de um predador, assumindo que os limites do multiplicador são homogêneos entre as presas do predador.

Calibração de modelo EwE “por predador-presa” – Nesta opção, o ajuste do multiplicador do parâmetro de vulnerabilidade que limita a taxa de consumo do predador é único para todas as taxas de predação base de um predador, assumindo que os limites do multiplicador são heterogêneos para cada relação predador-presa.

CIEM - “Conselho Internacional para a Exploração do Mar”, organização intergovernamental que fornece aconselhamento científico para a gestão dos recursos marinhos.

ECOPATH - Uma técnica de modelação de ecossistemas aquáticos que quantifica os fluxos de energia e matéria dentro de um ecossistema.

ECOSIM - Uma extensão do ECOPATH que simula dinâmicas temporais num ecossistema modelado.

F - “Taxa instantânea de mortalidade por pesca”. Taxa instantânea relativa da variação do número de sobreviventes que morrem devido à pesca.

F_{MSY} - Valor de F onde a captura total (em peso) a longo-prazo será máxima.

Fórmula de Gislason - uma fórmula empírica para estimar a mortalidade natural, que propõe uma relação entre a mortalidade natural de populações exploradas de espécies de peixes e os parâmetros de crescimento de von Bertalanffy, comprimento, temperatura e taxa de crescimento.

K - Constante de Crescimento. Parâmetro de modelos de crescimento de peixes que representa a taxa de crescimento assintótico do comprimento ou peso do peixe.

L_∞ - Comprimento Assintótico. O tamanho máximo teórico que um peixe pode atingir, geralmente utilizado como medida de referência em modelos de crescimento.

M - Taxa instantânea de mortalidade natural. Taxa instantânea relativa da variação do número de sobreviventes que morrem devido a todas as causas excepto as devidas à pesca.

MSY - Rendimento Máximo Sustentável: A quantidade máxima de pesca que pode ser retirada de um stock de peixe ao longo do tempo, mantendo o stock num nível sustentável e permitindo a sua regeneração.

Relação stock-recrutamento do tipo Hockey-stick - Um modelo de relação entre o tamanho do stock de peixe e o recrutamento de novos indivíduos que consiste numa regressão segmentada com um aumento rápido no início e uma estabilização posterior.

Stock - Refere-se à quantidade total de uma espécie de peixe ou de organismos aquáticos dentro de uma determinada área geográfica e num determinado instante. O termo "stock" é utilizado na gestão de recursos pesqueiros para descrever a população de peixes disponível para exploração.

Variações ontogenéticas da dieta - Mudanças na dieta de um organismo ao longo do seu desenvolvimento, muitas vezes associadas a mudanças nas necessidades nutricionais e no comportamento e fisiologia alimentares.

WGHANSA - Grupo de Trabalho do CIEM para o Estudo do Carapau, Biqueirão e Sardinha

WKPELA - Reunião "Benchmark" sobre Recursos Pelágicos do CIEM

6. Referências

- Adams, G. D., Holsman, K. K., Barbeaux, S. J., Dorn, M. W., Ianelli, J. N., Spies, I., Stewart, I. J., Punt, A. E. (2022). An ensemble approach to understand predation mortality for groundfish in the Gulf of Alaska. *Fish. Res.* 251, 106303. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106303>
- Bentley, J. W., Chagaris, D., Coll, M., Heymans, J. J., Serpetti, N., Walters, C. J., Christensen, V. (2024). Calibrating ecosystem models to support ecosystem-based management of marine systems. *ICES J. Mar. Sci.* 81 (2), 260–275. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad213>
- Bentley, J. W., Lundy, M. G., Howell, D., Beggs, S. E., Bundy, A., De Casreo, F., Foc, C., Heymans, J. J., Lynam, C. P., Pedreschi, D., Schuchert, P., Serpetti, N., Woodlock, J., Reid, D. (2021). Refining fisheries advice with stock-specific ecosystem information. *Front. Mar. Sci.* <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.602072>
- Christensen, V., Pauly, D. (1992). ECOPATH II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol. Modell.* 61, 169–185. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(92\)90016-8](https://doi.org/10.1016/0304-3800(92)90016-8)
- Christensen, V., Walters, C. J. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecol. Modell.* 172, 109–139. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003>
- Coll, M., Palomera, I., Tudela, S., Dowd, M. (2008). Food-web dynamics in the south Catalan Sea ecosystem (NW Mediterranean) for 1978–2003. *Ecol. Modell.* 217, 95–116. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.06.013>
- Colléter, M., Valls, A., Guitton, J., Gascuel, D., Pauly, D., Christensen, V. (2015). Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. *Ecol. Modell.* 302, 42–53. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.01.025>
- Fulton, E. A., Smith, A. D. M., Johnson, C. R. (2003). Effect of complexity on marine ecosystem models. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 253, 1–16.
- García-Seoane, E., Marques, V., Silva A. A., Angélico, M. M. (2019). Spatial and temporal variation in pelagic community of the western and southern Iberian Atlantic waters. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 221, 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.03.018>
- Garrido, S., Silva, A., Pastor, J., Dominguez, R., Silva, A. V., and Santos, A. M. (2015). Trophic ecology of pelagic fish species off the Iberian coast: Diet overlap, cannibalism and intraguild predation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 539, 271–286. <https://doi.org/10.3354/meps11506>
- Gislason, H., Daan, N., Rice, J., Pope, J. (2010). Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. *Fish. Fish.* 11, 149–158.
- Howell, D., Schueller, A. M., Bentley, J. W., Buchheister, A., Chagaris, D., Cieri, M., Drew, K., Lundy, M. G., Pedreschi, D., Reid, D. G., Townsend, H. (2021). Combining Ecosystem and Single-Species Modeling to Provide Ecosystem-Based Fisheries Management Advice Within Current Management Systems. *Front. Mar. Sci.* 7, 607831. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.607831>
- ICES (2017). Report of the Benchmark Workshop on Pelagic Stocks, 6–10 February 2017, Lisbon, Portugal. ICES CM 2017/ACOM:35. 278 pp.
- ICES (2021). Request from Portugal and Spain to evaluate a new Harvest Control Rule for the management of the Iberian sardine stock (divisions 8.c and 9.a). In the Report of the ICES Advisory Committee, 2021. ICES Advice 2021, porsp.2021.05.
- ICES (2023a). Sardine (*Sardina pilchardus*) in divisions 8.c and 9.a (Cantabrian Sea and Atlantic Iberian waters). In Report of the ICES Advisory Committee, 2023. ICES Advice 2023, pil.27.8c9a. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21975209>
- ICES (2023b). Benchmark Workshop on North Sea and Celtic Sea stocks (WKNCS 2022). ICES Scientific Reports. Report. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.21558681.v2>
- ICES (2023c). Working Group on Southern Horse Mackerel, Anchovy and Sardine (WGHANSA). ICES Scientific Reports. 5:67. 573 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.23507922>

- López-López, L. (2017). Trophic structure and functioning of the marine food web on the North-Atlantic continental shelf of the Iberian Peninsula. Implications of the benthic-pelagic coupling. Dissertação de Doutoramento, Oviedo, 2017.
- Marçalo, M., Giménez, J., Nicolau, L., Frois, J., Ferreira, M., Sequeira, M., Eira, C., J. Pierce, G.J., Vingada, J. (2021). Stranding patterns and feeding ecology of striped dolphins, *Stenella coeruleoalba*, in Western Iberia (1981–2014). *J. Sea Res.* 169, <https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.101996>
- Martins, M. M., Skagen, D., Marques, V., Zwolinski, J., Silva, A. (2013). Changes in the abundance and spatial distribution of the Atlantic chub mackerel (*Scomber colias*) in the pelagic ecosystem and fisheries off Portugal. *Sci. Mar.* 77, 551–563. doi: 10.3989/scimar.03861.07B
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES J. Mar. Sci.* 39, 175–192.
- Plagányi, E. E., Essington, T. (2014). When the SURFs up, forage fish are key. *Fish. Res.*, 159, 68–74. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.05.011>
- Plagányi, E. E., Blamey, L. K., Rogers, J. G. D., Tulloch, V. J. D. (2022). Playing the detective: using multispecies approaches to estimate natural mortality rates. *Fish. Res.* 249. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106229>
- Punt, A. E., Castillo-Jordán, C., Hamel, S. O., Cope, M. J., Maunder, M. N., Ianelli, N. J. (2021). Consequences of error in natural mortality and its estimation in stock assessment models. *Fish. Res.* 233, 105759 <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105759>.
- Ringelstein, J., Pusineri, C., Hassani, S., Meynier, L., Nicolas, R., Ridoux, V. (2006). The food and feeding ecology of the striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, in the oceanic north–east Atlantic. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 86, 909–918.
- Santos, M. B., German, I., Correia, D., Read, F. L., Cedeira, J. M., Caldas, M., López, A., Velasco, F., Pierce, G. J. (2013). Long-term variation in common dolphin diet in relation to prey abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 481, 249–268. <https://www.jstor.org/stable/24892166>
- Santos, M. B., Pierce, G. J., Learmonth, J. A., Reid, R. J., Sacau, M., Patterson, I. A. P., Ross, H. M. (2008). Strandings of striped dolphin *Stenella coeruleoalba* in Scottish waters (1992–2003) with notes on the diet of this species. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 88, 1175–1183.
- Serpetti, N., Baudron, A. R., Burrows, M. T., Payne, B. L., Helaouët, P., Fernandes, P. G., Heymans, J. J. (2017). Impact of ocean warming on sustainable fisheries management informs the ecosystem approach to fisheries. *Sci. Rep.* 7, 1–15. 10.1038/s41598-017-13220-7
- Silva, A., Carrera, P., Masse, J., Uriarte, A., Santos, M. B., Oliveira, P. B., Soares, E., Porteiro, C., Stratoudakis, Y. (2008). Geographic variability of sardine growth across the northeastern Atlantic and the Mediterranean Sea. *Fish. Res.* 90(1), 56–69.
- Smith, A. D. M., Brown, C. J., Bulman, C. M., Fulton, E. A., Johnson, P., Kaplan, I. C., Lozano-Montes, H., Mackinson, S., Marzloff, M., Shannon, L. J., Shin, Y. J., Tam, J. (2011). Impacts of fishing low-trophic level species on marine ecosystems. *Science* 333(6046), 1147–1150.
- Spitz J., Richard, E., Meynier, L., Pusineri, C., Ridoux, V. (2006). Dietary plasticity of the oceanic striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, in the neritic waters of the Bay of Biscay. *J. Sea. Res.* 55, 309–320.
- Szalaj, D., Torres, M. A., Veiga-Malta, T., Angélico, M. M., Sobrinho-Gonçalves, L., Chaves, C., Alcoforado, B., Garrido, S., Ré, P., Cabral, H., Silva, A. (2021). Food-web dynamics in the Portuguese continental shelf ecosystem between 1986 and 2017: Unraveling drivers of sardine decline. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107259>
- Torres, M. A., Coll, M., Heymans, J. J., Christensen, V., Sobrino, I. (2013). Food-web structure of and fishing impacts on the Gulf of Cadiz ecosystem (South-western Spain). *Ecol. Modell.* 265, 26–44.
- Veiga-Malta, T., Szalaj, D., Angélico, M. M., Azevedo, M., Farias, I., Garrido, S., Lourenço, S., Marçalo, A., Marques, V., Moreno, A., Oliveira, P. B., Paiva, V. H., Prista, N., Silva, C., Sobrinho-Gonçalves, L., Vingada, J., Silva, A. (2019). First representation of the trophic structure and functioning of the Portuguese continental shelf ecosystem: insights into the role of sardine. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 617-618, 323–340. <https://doi.org/10.3354/meps12724>

Anexos – Material Suplementar

A1 - Informações adicionais relacionadas com a mortalidade natural da sardinha: modelo de avaliação e modelo ecossistémico

Tabela A1 - Valores de mortalidade obtidos a partir do modelo ecossistémico dinâmico temporal (ECOSIM) parametrizado para o modelo da plataforma continental portuguesa entre 1986-2017 (Szalaj *et al.*, 2021) com diferentes valores iniciais de mortalidade natural no ECOPATH: (1) $M = 0.44$, para representar o valor de 0.7 de Gislason utilizado na avaliação de stock; (2) $M = 0.87$, calculado utilizando a equação de Pauly (1980) com os mesmos parâmetros usados para calcular M com a fórmula de Gislason (2010) no modelo de avaliação; (3) $M = 0.625$, $M(1-5)$ calculado usando a fórmula de Gislason.

Table A1 - Mortality values obtained from the temporal dynamic ecosystem model (ECOSIM) parameterized for the Portuguese continental shelf model between 1986-2017 (Szalaj *et al.*, 2021) with different initial values of natural mortality in ECOPATH: (1) $M = 0.44$, to represent the value of 0.7 from Gislason used in the stock assessment; (2) $M = 0.87$, calculated using the equation by Pauly (1980) with the same parameters used to calculate M with the Gislason formula (2010) in the assessment model; (3) $M = 0.625$, $M(1-5)$ calculated using the Gislason formula.

Ano	0.7 Gislason $M = 0.44$	Gislason $M = 0.625$	Pauly 1980 $M = 0.87$
1986	0.43	0.62	0.86
1987	0.36	0.53	0.75
1988	0.39	0.62	0.90
1989	0.46	0.74	1.02
1990	0.54	0.86	1.16
1991	0.51	0.81	1.06
1992	0.48	0.76	1.00
1993	0.49	0.77	1.02
1994	0.57	0.95	1.43
1995	0.54	0.84	1.07
1996	0.50	0.76	0.96
1997	0.46	0.79	1.15
1998	0.50	0.86	1.04
1999	0.56	0.95	1.26
2000	0.57	0.96	1.23
2001	0.55	0.83	0.96
2002	0.54	0.78	0.93
2003	0.56	0.88	1.01
2004	0.58	0.96	1.21
2005	0.57	0.93	1.16
2006	0.56	0.81	1.03
2007	0.56	0.87	1.13
2008	0.58	0.97	1.45
2009	0.57	0.93	1.20
2010	0.50	0.69	0.86
2011	0.57	0.86	1.15
2012	0.60	1.00	1.43
2013	0.54	0.91	1.16
2014	0.48	0.79	0.99
2015	0.57	0.95	1.30
2016	0.53	0.80	1.03
2017	0.59	0.86	1.17
Média	0.52	0.83	1.10

A2 - Informações adicionais relacionadas à agregação do modelo original de Szalaj *et al.*, (2021)

Visão geral dos modelos originais

Modelo da plataforma continental portuguesa (Szalaj *et al.*, 2021)

O modelo original da plataforma continental portuguesa (PS) é composto por 35 grupos funcionais e foi desenvolvido para investigar os fatores que contribuíram para o declínio do stock de sardinha ibérica por volta de 2006, com foco no domínio pelágico do ecossistema (Szalaj *et al.*, 2021). Os grupos com interações tróficas diretas com a sardinha, incluindo os seus predadores e presas, foram modelados como grupos funcionais separados. Assim, o modelo inclui 5 grupos distintos de mamíferos marinhos e 4 grupos distintos de espécies pelágicas também capturadas por embarcações de cerco (e.g. cavala e boga). Além disso, o modelo é composto por apenas 4 grupos de macroinvertebrados, incluindo macrozoobentos, invertebrados suprabentónicos, camarões e pilado (*Polybius henslowii*).

Modelo do Mar Cantábrico (López-López, 2017)

O modelo do Mar Cantábrico (López-López, 2017), composto por 34 grupos funcionais, foi desenvolvido com foco no domínio demersal do ecossistema. Neste modelo os mamíferos marinhos foram agregados num único grupo (golfinhos). Adicionalmente, três espécies de escombrídeos que foram modeladas separadamente no modelo da plataforma continental portuguesa foram agregadas num único grupo no modelo do Mar Cantábrico. As espécies acessórias de peixes pelágicos da pesca de cerco, como a boga, também foram agregadas num grupo maior denominado "outros peixes planctívoros". No que diz respeito aos macroinvertebrados, o modelo do Mar Cantábrico inclui 7 grupos: 5 grupos de macrozoobentos (incluindo decápodes alimentadores de bentos, poliquetas, outros invertebrados e decápodes alimentadores de detritos), invertebrados suprabentónicos, camarões e caranguejos pelágicos. Além disso, este modelo considera 4 grupos de zooplâncton (microzooplâncton migratório, zooplâncton gelatinoso, microzooplâncton e mesozooplâncton).

Reestruturação do modelo da plataforma continental portuguesa

Para reestruturar o modelo PS por forma a assemelhar-se ao modelo do Mar Cantábrico, foram realizados os seguintes passos:

- 1) Os mamíferos marinhos foram agregados num único grupo denominado "Mamíferos marinhos".
- 2) Os grupos sarda (*Scomber scombrus*), cavala (*Scomber colias*) e Carapau-negrão (*Trachurus picturatus*) foram agregados num único grupo chamado "Mackerels".
- 3) Vários grupos foram desagregados: tamboril (anteriormente parte do grupo Dem.fish_p), Areeiros (anteriormente parte do grupo dos Flatfish), verdinho (inicialmente parte do grupo Bp.fish_i) e *Scyliorhinus* spp. (anteriormente parte do grupo dos Tubarões).
- 4) Os esparídeos e a boga foram agregados ao grupo Bp.fish_i, e os peixes chatos foram agregados ao grupo Dem.fish_i.
- 5) A pescada e a sardinha foram representadas por dois e um estágios de vida, respectivamente.
- 6) O grupo Macrozoobentos foi desagregado em quatro grupos: Decápodes que se alimentam de bentos, Poliquetas, Outros invertebrados e Decápodes que se alimentam de detritos.
- 7) O grupo de Zooplâncton gelatinoso foi adicionado ao modelo.

Após esta reestruturação, ambos os modelos possuem o mesmo número de grupos funcionais (um total de 34) com uma representação semelhante das espécies onde os domínios demersal e pelágico têm uma representação equiparável (Tabela A2). As principais diferenças entre os dois modelos correspondem à inclusão do grupo "Atuns" como um grupo distinto no modelo PS e à inclusão do grupo "zooplâncton migratório" como um grupo distinto no modelo do Mar Cantábrico. Este último grupo está ausente do modelo PS.

Tabela A2 - Lista de grupos funcionais (GF) e das espécies que os compõem, tanto no modelo do Mar Cantábrico (López López, 2017) quanto no modelo da plataforma continental portuguesa original (Szalaj et al., 2021), e reestruturado.

Table A2 - List of functional groups (FG) and the species composing them, both in the Cantabrian Sea model (López-López, 2017) and in the original Portuguese continental shelf model (Szalaj et al., 2021), and restructured.

	Modelo do Mar Cantábrico		Modelo da plataforma continental portuguesa		
	Grupo funcional (GF)	Espécies	Grupo funcional (GF) no modelo reestruturado	Espécies no modelo reestruturado	Grupo funcional (GF) no modelo original
1	Golfinhos	<i>Delphinus delphis</i> , <i>Tursiops truncatus</i>	Mamíferos marinhos	<i>Balaenoptera acutorostrata</i> , <i>Delphinus delphis</i> , <i>Stenella coeruleoalba</i> , <i>Tursiops truncatus</i> , <i>Phocoena phocoena</i> ,	Baleia anã, Golfinho comum, Golfinho riscado, Roazes, Bôto
2	Tamboril	<i>Lophius budegassa</i> , <i>Lophius piscatorius</i>	Tamboril	<i>Lophius budegassa</i> , <i>Lophius piscatorius</i>	Dem.fish_p
3	Pescada grande	<i>Merluccius merluccius</i> > 21 cm	Pescada grande	<i>Merluccius merluccius</i> > 21 cm	Pescada
4	Pescada pequena	<i>Merluccius merluccius</i> < 21 cm	Pescada pequena	<i>Merluccius merluccius</i> < 21 cm	Pescada
5	Peixes demersais de grande porte	<i>Chelidonichthys lucerna</i> , <i>Chimaera monstrosa</i> , <i>Conger conger</i> , <i>Helicolenus dactylopterus</i> , <i>Phycis blennoides</i> (≥ 21 cm), <i>Molva macrophthalma</i> , <i>Scorpaena scrofa</i> , <i>Zeus faber</i>	Dem.fish_p	<i>Chelidonichthys lucernus</i> , <i>Conger conger</i> , <i>Dicentrarchus labrax</i> , <i>Helicolenus dactylopterus</i>	Dem.fish_p
6	Cefalópodes decapodiformes	<i>Illex coindetii</i> , <i>Loligo vulgaris</i> , <i>Loligo forbesi</i> , <i>Todaropsis eblanae</i> , <i>Allotheutis</i> sp.	Cefalópodes decapodiformes	<i>Illex coindetii</i> , <i>Loligo vulgaris</i> , <i>Todaropsis eblanae</i> , <i>Alloteuthis</i> sp.	Lulas
7	Areeiros	<i>Lepidorhombus boscii</i> , <i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>	Areeiros	<i>Lepidorhombus boscii</i> , <i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>	Areeiros
8	Verdinho	<i>Micromesistius poutassou</i>	Verdinho	<i>Micromesistius poutassou</i>	Bp.fish_i
9	Tubarões bentónicos	<i>Etmopterus spinax</i> , <i>Galeus atlanticus</i> , <i>Galeus melastomus</i>	Tubarões	<i>Galeus melastomus</i> , <i>Isurus oxyrinchus</i> , <i>Mustelus mustelus</i> ,	Tubarões
10	Scyliorhinus spp.	<i>Scyliorhinus canicula</i> , <i>Scyliorhinus stellaris</i>	Scyliorhinus spp.	<i>Scyliorhinus canicula</i> , <i>Scyliorhinus stellaris</i> , <i>Scymnodon ringens</i> , <i>Centroscymnus coelelepis</i>	Tubarões
11	Raias	<i>Leucoraja naevus</i> , <i>Raja clavata</i> , <i>Raja montagui</i>	Raias	<i>Raja brachyuran</i> , <i>Leucoraja naevus</i> , <i>Raja clavata</i> , <i>Raja montagui</i>	Raias
12	Cefalópodes bentónicos	<i>Eledone cirrhosa</i> , <i>Octopus vulgaris</i> , <i>Octopus saluttii</i> , <i>Sepia</i> sp., <i>Sepiolidae</i>	Cefalópodes bentónicos	<i>Eledone cirrhosa</i> , <i>Octopus vulgaris</i> , <i>Sepia officinalis</i> , <i>Sepiola</i> sp.	Cefalópodes bentónicos
13	Mackerels	<i>Scomber scombrus</i> , <i>Scomber colias</i>	Mackerels	<i>Scomber scombrus</i> , <i>Scomber colias</i> , <i>Trachurus picturatus</i>	Sarda, Cavala, Carapau-negrão
14	Carapau	<i>Trachurus trachurus</i> , <i>Trachurus mediterraneus</i>	Carapau	<i>Trachurus trachurus</i>	Carapau
	Sem grupo correspondente		Atuns	<i>Auxis rochei</i> , <i>Sarda sarda</i> , <i>Thunnus thynnus</i>	Atuns
15	Aves marinhas	<i>Larus michaelis</i> , <i>Larus fuscus</i> , <i>Larus argentus</i> , <i>Hydrobates pelagicus</i> , <i>Phalacrocorax aristotelis</i> , <i>Puffinus mauretanicus</i> , <i>Morus bassanus</i> , <i>Alcidae</i>	Aves marinhas	<i>Alca torda</i> , <i>Calonectris diomedea borealis</i> , <i>Morus bassanus</i> , <i>Puffinus mauretanicus</i> , <i>Uria aalge</i>	Aves marinhas

16	Pequenos peixes demersais	<i>Chelidonichthys cuculus</i> , <i>Chelidonichthys obscurus</i> , <i>Eutrigla gurnardus</i> , <i>Lepidotrigla dieuzeidei</i> , <i>Pagellus acarne</i> , <i>Pagellus bogaraveo</i> , <i>Pagellus erythrinus</i> , <i>Trachinus draco</i> , <i>Trisopterus luscus</i> , <i>Trisopterus minutus</i>	Bp.fish_i	<i>Anthias anthias</i> , <i>Argentina sphyraena</i> , <i>Capros aper</i> , <i>Gadiculus argenteus</i> , <i>Macroramphosus</i> spp., <i>Trisopterus luscus</i> , <i>Boops boops</i> , <i>Diplodus annularis</i> , <i>Diplodus Bellottii</i> , <i>Diplodus sargus</i> , <i>Diplodus vulgaris</i> , <i>Pagellus acarne</i> , <i>Pagellus bogaraveo</i> , <i>Pagellus erythrinus</i> , <i>Pagrus auriga</i> , <i>Pagrus pagrus</i> , <i>Spondyliosoma cantharus</i>	Bp.fish_i ,Esparídeos, Boga
17	Outros peixes bentónicos	<i>Arnoglossus imperialis</i> , <i>Arnoglossus laterna</i> , <i>Blennius ocellaris</i> , <i>Callionymus lyra</i> , <i>Callionymus maculatus</i> , <i>Gobiidae</i> , <i>Microchirus variegatus</i> , <i>Mullus surmuletus</i> , <i>Solea solea</i> , <i>Trigla trigla</i>	Dem.fish_i	<i>Callanthias ruber</i> , <i>Callionymus lyra</i> , <i>Cepola macrophthalmia</i> , <i>Chelidonichthys cuculus</i> , <i>Lepidotrigla cavillone</i> , <i>Mullus barbatus</i> , <i>Mullus surmuletus</i> , <i>Serranus hepatus</i> , <i>Synchiropus phaeton</i> , <i>Trigla lyra</i> , <i>Ammodytidae</i> , <i>Gobiidae</i> , <i>Arnoglossus laterna</i> , <i>Citharus linguatula</i> , <i>Dicologlossa cuneata</i> , <i>Microchirus azevia</i> , <i>Microchirus variegatus</i> , <i>Pegusa lascaris</i> , <i>Platichthys flesus</i> , <i>Scophthalmus maximus</i> , <i>Scophthalmus rhombus</i> , <i>Solea senegalensis</i> , <i>Solea solea</i>	Dem.fish_i , peixes-chatos
18	Sardinha	<i>Sardina pilchardus</i>	Sardinha	<i>Sardina pilchardus</i>	Sardinha adulta e juvenil
19	Biqueirão	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Biqueirão	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Biqueirão
20	Outros peixes planctívoros	<i>Argentina sphyraena</i> , <i>Boops boops</i> , <i>Capros aper</i> , <i>Gadiculus argenteus</i> , <i>Macroramphosus scolopaxffdes</i>			
	Grupo não correspondente no modelo de López-López (2017). Algumas das espécies deste grupo (<i>Phycis blennoides</i> e <i>Zeus faber</i>) estão no grupo Peixes demersais de grande porte		Bp.fish.p	<i>Belone belone</i> , <i>Lepidopus caudatus</i> , <i>Phycis blennoides</i> , <i>Phycis phycis</i> , <i>Zeus faber</i>	Bp.fish.p
21	Camarões que se alimentam de zooplâncton	<i>Chlorotocus crassicornis</i> , <i>Dichelopandalus bonnieri</i> , <i>Pasiphaea sivado</i> , <i>Plesionika heterocarpus</i> , <i>Processa canaliculata</i> , <i>Solenocera membranacea</i>	Camarões	<i>Crustacea natantia</i>	Camarões
22	Pilado	<i>Polybius henslowii</i>	Pilado	<i>Polybius henslowii</i>	Pilado

23	Decápodes que se alimentam de bentos	<i>Alpheus glaber</i> , <i>Atelecyclus sp.</i> , <i>Cancer pagurus</i> , <i>Crangonidae</i> , <i>Geryon trispinosus</i> , <i>Goneplax rhomboides</i> , <i>Hommarus gammarus</i> , <i>Liocarcinus depurator</i> , <i>Macropipus tuberculatus</i> , <i>Macropodia longipes</i> , <i>Maja squinado</i> , <i>Nephrops norvegicus</i> , <i>Pandalina brevirostris</i> , <i>Polycheles typhlops</i>	Decápodes que se alimentam de bentos	Adotado do modelo de López-López (2017)	Macrozoobentos
24	Poliquetas	Aphroditidae, Onuphidae, Amphinomidae, Eunicidae, Arabellidae, Lumbrineridae, Sigalonidae, Serpulidae, Sipunculida e Hirudinea]	Poliquetas	Adotado do modelo de López-López (2017)	Macrozoobentos
25	Outros invertebrados	<i>Actinauge richardi</i> , Antozoa, Ascidiacea, Balanidae, Bivalvia, Brachiopoda, Briozoa, <i>Charonia lampax</i> , Cirripedia, Crinoidea, Scaphopoda, Gastropoda, <i>Gracilechinus acutus</i> , Holothuroidea, Hydrozoa, <i>Leptometra celtica</i> , Ophiuroidea, Opisthobranchia, <i>Parastichopus sp.</i> , Pennatulacea, <i>Priapulida</i> , Asteroidea, Echinoidea, Porifera	Outros invertebrados	Adotado do modelo de López-López (2017)	Macrozoobentos
26	Decápodes detritívoros	Paguridae, Galatheidae	Decápodes detritívoros	Adotado do modelo de López-López (2017)	Macrozoobentos
27	Suprabentos detritívóros	Isópodes, gamarídeos e caprellídeos, anfípodes e cumáceos	Suprabentos detritívóros	Eufasiáceos, Misidáceos, isópodes, anfípodes	Invertebrados suprabênticos.
28	Macrozooplâncton migratório.	Eufasiáceos, Misidáceos			Sem grupo correspondente
29	Zooplâncton gelatinoso	Chaetognata, Tunicata, Medusas	Zooplâncton gelatinoso	Adotado do modelo de López-López (2017)	Sem grupo correspondente
30	Macrozooplâncton	Hyperiididae, Pteropoda, larvas de peixes	Macrozooplâncton	Zooplâncton com comprimento > 3 mm e largura > 1 mm	Macrozooplâncton
31	Mesozooplâncton		Meso/Microzooplâncton	Zooplâncton com comprimento ≤ 3 mm e largura ≤ 1 mm	Meso-Microzooplâncton
32	Fitoplâncton		Fitoplâncton		Fitoplâncton
33	Detritos		Detritos		Detritos
34	Rejeições		Rejeições		Rejeições

Informação adicional e suas fontes

As principais modificações ao modelo PS consistiram na agregação e desagregação de grupos. Estas alterações poderiam ter sido realizadas sem requisitos adicionais de dados, uma vez que os dados relevantes para os novos grupos agregados ou desagregados já estavam disponíveis dentro dos grupos funcionais originais. No entanto, para obter uma estrutura o mais fiel possível à do modelo do Mar Cantábrico, foi necessário introduzir grupos novos para os quais as informações não estavam prontamente disponíveis. Por exemplo, a inclusão de dois estágios de vida para a pescada, a incorporação do grupo zooplâncton gelatinoso e a desagregação do grupo de macrozoobentos em quatro grupos distintos. Nos casos em que não foi possível obter dados adicionais estes foram adaptados dos outros dois modelos existentes para a área de distribuição do stock Ibérico de sardinha (López-López, 2017; Torres *et al.*, 2013). Para uma visão abrangente dos requisitos de dados para o novo modelo (reestruturado) e suas respectivas fontes consulte a Tabela A3.

“Balancing” do modelo

O modelo reestruturado da plataforma continental portuguesa foi equilibrado redistribuindo uma pequena proporção da dieta (até 5%) para outros grupos. Nos casos em que surgiram desafios significativos na obtenção de equilíbrio através de modificações na dieta, foram feitos ajustes noutros parâmetros. Estes ajustes incluíram um aumento de 10% na biomassa de Meso/Microzooplâncton e um aumento na razão produção/biomassa (P/B) para a pescada juvenil.

Tabela A3 - Detalhes sobre a parametrização do modelo reestruturado da plataforma continental portuguesa baseado no modelo desenvolvido por Szalaj et al., (2021). Parâmetros: B - biomassa, P/B - razão produção/biomassa; Q/B - razão consumo/biomassa, EE - Eficiência ecotrófica, K, Linf- parâmetros de crescimento de von Bertalanffy.

Table A3 - Details on the parameterization of the restructured model of the Portuguese continental shelf based on the model developed by Szalaj et al., (2021). Parameters: B - biomass, P/B - production/biomass ratio; Q/B - consumption/biomass ratio, EE - Ecotrophic efficiency, K, Linf- von Bertalanffy growth parameters.

Espécies / Parâmetros	B	P/B	Q/B	EE	Peso médio / K, Linf	Dieta
Mamíferos marinhos [<i>Balaenoptera acutorostrata</i> (Lacépède, 1804), <i>Delphinus delphis</i> (Linnaeus, 1758), <i>Stenella coeruleoalba</i> (Meyen, 1833), <i>Tursiops truncatus</i> (Montagu, 1821), <i>Phocoena Phocoena</i> (Linnaeus, 1758)]	0.061 De 2010 a 2012, Araújo <i>et al.</i> , 2014	0.03 Christensen <i>et al.</i> (2009)	35.113 A partir de Markussen <i>et al.</i> , (1992), estimativas diárias de consumo de alimentos e peso médio na área para <i>Balaenoptera acutorostrata</i> e de Santos <i>et al.</i> (2014), estimativas diárias de consumo de alimentos e peso médio na área.	0.371 Estimado pelo modelo	Base de dados de projeto MarPro (2011-2016) (<i>Balaenoptera acutorostrata</i>); Fernández (2003) (<i>Delphinus delphis</i> , <i>Stenella coeruleoalba</i> , <i>Tursiops truncatus</i>), Base de dados de arrojamentos do MarPro (2011-2016) para <i>Phocoena phocoena</i>	Base de dados MarPro (2011-2016): Análise de conteúdo estomacal de animais enalhados.
Tamboril [<i>Lophius budegassa</i> (Spinola, 1807), <i>Lophius piscatorius</i> (Spinola, 1807)]	0.244 Estimado pelo modelo	0.86 Pauly (1980), do modelo da área vizinha (López-López, 2017)	3.098 Pauly <i>et al.</i> , (1990)	0.95 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	Landa <i>et al.</i> (2001), García- Rodríguez <i>et al.</i> , (2005)	Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013), Preciado <i>et al.</i> , (2006)

Pescada grande [<i>Merluccius merluccius</i> > 21 cm (Linnaeus, 1758)]	0.389 Saída da avaliação do stock (ICES, 2018a)	1.300 M de ICES (2013), F a partir de saída do modelo de avaliação do stock (ICES, 2018a)	6.070 Pauly <i>et al.</i> , (1990)	0.934 Estimado pelo modelo	Mendes <i>et al.</i> (2004), Mellon-Duval <i>et al.</i> , (2010)	Cabral e Murta (2002)
Pescada pequena [<i>Merluccius merluccius</i> < 21 cm]	0.153 Estimado pelo modelo	1.25 Estimado com base no Anexo do Stock do (ICES, 2022) e aumentado para atender às necessidades do ecossistema.	18.00 Estimado pelo modelo	0.95 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	K do Anexo do Stock do (ICES, 2022)	Cabral e Murta (2002), Torres <i>et al.</i> , (2013)
Dem.fish.p (Peixes demersais que se alimentam de peixes) [<i>Chelidonichthys lucernus</i> (Linnaeus,1758), <i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758), <i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758), <i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)]	0.531 Campanhas de arrasto de fundo 1986 (capturabilidade assumida 0.15)	0.644 Pauly (1980); e do modelo da área vizinha (Lassalle <i>et al.</i> , 2011; Sanchez e Olaso, 2004; Torres <i>et al.</i> , 2013)	3.575 Pauly <i>et al.</i> , (1990)	0.950 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	Gonçalves <i>et al.</i> , (1997), Mendes <i>et al.</i> , (2004), Olim e Borges (2006), Cicek <i>et al.</i> , (2008), Correia <i>et al.</i> , (2009), Sequeira <i>et al.</i> , (2009), ICES (2013), www.fishbase.org	Xavier <i>et al.</i> , (2010), Neves <i>et al.</i> , (2012), Castro <i>et al.</i> , (2013), Spitz <i>et al.</i> , (2013)
Cefalópodes decapodiformes [<i>Alloteuthis</i> sp. <i>Illex coindetii</i> (Vérany, 1839), <i>Loligo vulgaris</i> (Lamarck, 1798), <i>Todaropsis eblanae</i> (Ball, 1841)]	0.962 Estimado pelo modelo	2.800 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	8.000 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	0.950 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	Bidder (1950), Rocha <i>et al.</i> , (1994), Rasero <i>et al.</i> , (1996), Coelho <i>et al.</i> , (1997), Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	Bidder (1950), Rocha <i>et al.</i> , (1994), Rasero <i>et al.</i> , (1996), Coelho <i>et al.</i> , (1997), Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)

Areeiros [<i>Lepidorhombus boscii</i> (Risso, 1810), <i>Lepidorhombus whiffiagonis</i> (Walbaum, 1792)]	0.459 Estimado pelo modelo	0.763 Pauly (1980), F a partir do relatório de 2013 do WGHMM (ICES, 2013).	5.401 Pauly <i>et al.</i> , (1990)	0.95	Landa e Piñeiro (2000), Santos (1995) (valor para fêmeas), Landa <i>et al.</i> , (2001), ICES (2013), (relatório WGHMM)	Torres <i>et al.</i> , (2013)
Verdinho [<i>Micromesistius poutassou</i> (Risso, 1827)]	12.522 Estimado pelo modelo	0.681 Pauly (1980); e do modelo da área vizinha (Torres <i>et al.</i> , 2013; López-López, 2017)	5.84 Pauly <i>et al.</i> , (1990)	0.950 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	Mendes <i>et al.</i> , (2004)	Cabral e Murta (2002)
Tubarões [<i>Galeus melastomus</i> (Rafinesque, 1810), <i>Isurus oxyrinchus</i> Rafinesque, 1810), <i>Mustelus mustelus</i> (Linnaeus, 1758)]	0.075 Campanhas de arrasto de fundo 1986	0.6 Pauly (1980)	4.45 Pauly <i>et al.</i> , (1990)	0.944 Estimado pelo modelo	Correia <i>et al.</i> , (2009), Mendes <i>et al.</i> , (2004), Gonçalves <i>et al.</i> , (1997)	Jardas <i>et al.</i> , (2007), Morte <i>et al.</i> , (1997), Olaso <i>et al.</i> , (2005)
Scyliorhinus spp. [<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)], <i>Scyliorhinus stellaris</i> (Linnaeus, 1758), <i>Scymnodon ringens</i> (Barbosa du Bocage & de Brito Capello, 1864), <i>Centroscymnus coelolepis</i> (Barbosa du Bocage & de Brito Capello, 1864)]	0.075 Campanhas de arrasto de fundo 1986	0.6 Pauly (1980)	4.4 Pauly <i>et al.</i> , (1990)	0.94 Estimado pelo modelo	www.fishbase.org Rodríguez-Cabello <i>et al.</i> , (2005), Mendes <i>et al.</i> , (2004)	Cortés (1999); Olaso <i>et al.</i> , (2005)
Raias [<i>Leucoraja naevus</i> (Müller and Henle, 1841), <i>Raja brachyuran</i> (Günther, 1880), <i>Raja clavata</i> (Linnaeus, 1758), <i>Raja montagui</i> (Fowler, 1910)]	0.136 Campanhas de arrasto de fundo 1986 (capturabilidade assumida 0.3)	0.729 ICES (2012), Pauly (1980)	4.826 Pauly <i>et al.</i> , (1990)	0.850 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	ICES (2012)	Farias <i>et al.</i> , (2006)

Cefalópodes bentónicos [<i>Eledone cirrhosa</i> (Lamarck, 1798), <i>Octopus vulgaris</i> (Cuvier, 1797), <i>Sepia officinalis</i> (Linnaeus, 1758), <i>Sepiola sp.</i>]	1.154 Estimado pelo modelo	2.300 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	6.500 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	0.950 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	Sanchez e Olaso (2004), Lassalle <i>et al.</i> , (2011), Torres <i>et al.</i> , (2013)	Sanchez e Olaso (2004), Lassalle <i>et al.</i> , (2011), Torres <i>et al.</i> , (2013)
Mackerels [<i>Scomber colias</i> (Gmelin, 1789), <i>Scomber scombrus</i> (Linnaeus, 1758), [<i>Trachurus picturatus</i> (Bowdich, 1825)]]	9.370 Campanhas de arrasto de fundo de 1986 (aumento de 20% na biomassa para contabilizar a capturabilidade)	0.652 Pauly (1980), F a partir de informações oficiais de desembarques para a área de estudo e ano de 1986.	6.875 Pauly <i>et al.</i> , (1990)	0.977 Estimado pelo modelo	Velasco <i>et al.</i> , (2011), Villamor <i>et al.</i> , (2004), Vasconcelos <i>et al.</i> , (2006)	
Carapau [<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)]	2.841 Campanhas de arrasto de fundo 1986	0.512 Pauly (1980), F a partir de informações oficiais de desembarques para a área de estudo e ano de 1986.	7.607 Pauly <i>et al.</i> , (1990)	0.935 Estimado pelo modelo	Costa (2004), Mendes <i>et al.</i> , (2004)	Cabral e Murta (2002)
Atuns [<i>Auxis rochei</i> (Risso, 1810), <i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793), <i>Thunnus thynnus</i> (Linnaeus, 1758)]	0.200 Sanchez e Olaso (2004), Coll <i>et al.</i> , (2006) (considerando que apenas uma parte deste atum migra através do ecossistema da plataforma continental portuguesa)	0.420 Pauly (1980), F assumido como 0.1	4.211 Pauly <i>et al.</i> , (1990)	0.096 Estimado pelo modelo	Santos <i>et al.</i> , (2002), Relini <i>et al.</i> , (2005), Rooker <i>et al.</i> , (2007), Zaboukas e Megalofonou (2007), Kahraman <i>et al.</i> , (2011), ICCAT (2011)	Campo <i>et al.</i> , (2006), Coll <i>et al.</i> , (2006), Logan <i>et al.</i> , (2011) Bănaru <i>et al.</i> , (2013), Fletcher <i>et al.</i> , (2013)

<p>Aves marinhas [2.7% <i>Alca torda</i> (Linnaeus, 1758), 7.9% <i>Calonectris diomedea borealis</i> (Cory, 1881), 86.8% <i>Morus bassanus</i> (Linnaeus, 1758), 1.6% <i>Puffinus mauretanicus</i> (Lowe, 1921), 0.9% <i>Uria aalge</i> (Pontoppidan, 1763)]</p>	<p>0.009 De 2010 a 2012 - Araújo <i>et al.</i>, (2014)</p>	<p>0.1 Christensen <i>et al.</i>, (2009)</p>	<p>57.64 Nilsson e Nilsson (1976)</p>	<p>0</p>	<p>Spring (1971), Wanless <i>et al.</i>, (1985), Granadeiro (1991), Genovart <i>et al.</i>, (2003), Langston <i>et al.</i>, (2013)</p>	<p>Beja (1990), Käkälä <i>et al.</i>, (2010), Paiva <i>et al.</i>, (2010)</p>
<p>Bp.fish_i (Peixes bentopelágicos que se alimentam de invertebrados) [<i>Anthias anthias</i> (Linnaeus, 1758), <i>Argentina sphyraena</i> (Linnaeus, 1758), <i>Capros aper</i> (Linnaeus, 1758), <i>Gadiculus argenteus</i> (Guichenot, 1850), <i>Macroramphosus</i> spp. <i>Trisopterus luscus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758), <i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758), 0.05% <i>Diplodus bellottii</i> (Steindachner, 1882), 0.01% <i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758), 26.4% <i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817), 55.9% <i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827), 0.73% <i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768), 3% <i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758), 0.2% <i>Pagrus auriga</i> (Valenciennes, 1843), 1.1% <i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758), 12.5% <i>Spondylisoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)]</p>	<p>10.29 Estimado pelo modelo</p>	<p>0.931 Pauly (1980), F de Monteiro <i>et al.</i>, (2006) e informações oficiais de desembarques para a área de estudo e ano de 1986.</p>	<p>6.965 Pauly <i>et al.</i>, (1990)</p>	<p>0.950 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i>, (2013)</p>	<p>Merayo e Villegas (1994), Borges (2000), Borges <i>et al.</i>, (2003), Mendes <i>et al.</i>, (2004), Hüsey <i>et al.</i>, (2012), www.fishbase.org, Monteiro <i>et al.</i>, (2006), Gonçalves <i>et al.</i>, (1997), Pajuelo e Lorenzo (2000), Erzini <i>et al.</i>, (2001), Santos <i>et al.</i>, (2002), Borges <i>et al.</i>, (2003), Gonçalves <i>et al.</i>, (2003), Mendes <i>et al.</i>, (2004), Pajuelo <i>et al.</i>, (2006), Matić-Skoko <i>et al.</i>, (2007), Coelho <i>et al.</i>, (2010), Lorange (2011)</p>	<p>Oliveira (2002), Lopes <i>et al.</i>, (2006), Hirsch (2009), Sever <i>et al.</i>, (2013), www.fishbase.org, Derbal e Kara (2008), Bănar <i>et al.</i>, (2013), Dobroslavić <i>et al.</i>, (2013), Chakroun-Marzouk e Kartas (1987), Gonçalves e Erzini (1998), Pita <i>et al.</i>, (2002), Torres (2013)</p>

<p>Dem.fish_i (Peixes demersais que se alimentam de invertebrados) [<i>Callanthias ruber</i>, <i>Callionymus lyra</i>, <i>Cepola macrophthalmia</i>, <i>Chelidonichthys cuculus</i>, <i>Lepidotrigla cavillone</i>, <i>Mullus barbatus</i>, <i>Mullus surmuletus</i>, <i>Serranus hepatus</i>, <i>Synchiropus phaeton</i>, <i>Trigla lyra</i>, Ammodytidae, Gobiidae, [<i>Arnoglossus laterna</i> (Walbaum, 1792), <i>Citharus linguatula</i> (Linnaeus, 1758), <i>Dicologlossa cuneata</i> (Moreau, 1881), <i>Microchirus azevia</i> (Capello, 1867), <i>Microchirus variegatus</i> (Donovan, 1808), <i>Pegusa lascaris</i> (Risso, 1810), <i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Scophthalmus maximus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Scophthalmus rhombus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Solea senegalensis</i> (Kaup, 1858), <i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)]</p>	<p>14.514</p> <p>Estimado pelo modelo</p>	<p>0.887</p> <p>Pauly (1980), F assumido como 0.5 e 0.3 (para Dem.fish.i e peixes chatos respetivamente, ICES, 2013)</p>	<p>6.550</p> <p>Pauly <i>et al.</i>, (1990)</p>	<p>0.950</p> <p>Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i>, (2013)</p>	<p>Reñones <i>et al.</i> (1995), Borges <i>et al.</i>, (2003), Mendes <i>et al.</i>, (2004), Olim e Borges (2006), Dulčić <i>et al.</i> (2007), www.fishbase.org, Andrade (1998), Mendes <i>et al.</i>, (2004), Teixeira <i>et al.</i>, (2009), Teixeira e Cabral (2010), Teixeira <i>et al.</i>, (2010), Félix <i>et al.</i>, (2011), ICES (2013)</p>	<p>Terrats <i>et al.</i>, (2000), Mackinson e Daskalov (2007), Castro (2008), Hirsch (2009), López-López <i>et al.</i>, (2011), Castro <i>et al.</i>, (2013), Torres (2013), Cabral (2000); Cabral <i>et al.</i>, (2002), Vinagre <i>et al.</i>, (2011) www.fishbase.org</p>
<p>Sardinha [<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)]</p>	<p>31.30</p> <p>Saída do modelo de avaliação do stock (ICES, 2018b)</p>	<p>0.830</p> <p>Pauly (1980), F a partir de saída do modelo de avaliação do stock (ICES, 2018b)</p>	<p>8.780</p> <p>Pauly <i>et al.</i>, (1990)</p>	<p>0.956</p> <p>Estimado pelo modelo</p>	<p>Mendes <i>et al.</i>, (2004), Silva <i>et al.</i>, (2008)</p>	<p>Garrido <i>et al.</i>, (2008), Garrido <i>et al.</i>, (2015)</p>
<p>Biqueirão [<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)]</p>	<p>0.305</p> <p>Estimado pelo modelo</p>	<p>1.170</p> <p>Pauly (1980), F a partir de informações oficiais de desembarques para a área de estudo e período.</p>	<p>12.220</p> <p>Pauly <i>et al.</i>, (1990)</p>	<p>0.919</p> <p>Estimado pelo modelo</p>	<p>Basilone <i>et al.</i>, (2004), www.fishbase.org</p>	<p>Sanchez e Olaso (2004), Lassalle <i>et al.</i>, (2011), Castro <i>et al.</i>, (2013), Torres <i>et al.</i>, (2013)</p>

Bp.fish_p (Peixes bentopelágicos que se alimentam de peixes) [<i>Belone belone</i> (Linnaeus, 1760), <i>Lepidopus caudatus</i> (Euphrasen, 1788), <i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768), <i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766), <i>Zeus faber</i> (Linnaeus, 1758)]	0.336 Estimado pelo modelo	0.833 Pauly (1980), Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013) e informações oficiais de desembarques para a área de estudo e o ano de 1986	4.098 Pauly <i>et al.</i> , (1990)	0.950 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	Demestre <i>et al.</i> , (1993), Casas e Piñeiro (2000), Borges <i>et al.</i> , (2003), Mendes <i>et al.</i> , (2004), Vieira <i>et al.</i> , (2014), www.fishbase.org	Demestre <i>et al.</i> , (1993), Morato <i>et al.</i> , (1999), Silva (1999), Morte <i>et al.</i> , (2002), Klimpel <i>et al.</i> , (2006), Sever <i>et al.</i> , (2009), Torres (2013)
Camarões [Crustacea natantia]	3.619 Estimado pelo modelo	4.200 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	11.670 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	0.950 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)		Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)
Pilado [<i>Polybius henslowii</i> (Leach, 1820)]	0.526 Estimado pelo modelo	2.100 Coll <i>et al.</i> (2006), Torres <i>et al.</i> , (2013)	10.640 Cammen (1980)	0.950 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	Campanhas acústicas e de arrasto de fundo 2006-2009.	Signa <i>et al.</i> , (2008), Torres <i>et al.</i> , (2013)
Decápodes que se alimentam de bentos [<i>Alpheus glaber</i> (Olivi, 1792), <i>Atelecyclus</i> sp., <i>Cancer pagurus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Crangonidae</i> , <i>Geryon trispinosus</i> (Herbst, 1803), <i>Goneplax rhomboides</i> (Linnaeus, 1758), <i>Hommarus gammarus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Liocarcinus depurator</i> (Linnaeus, 1758), <i>Macropipus tuberculatus</i> (Roux, 1830), <i>Macropodia longipes</i> (Leach, 1814), <i>Maja squinado</i> , (Bals, 1922), <i>Nephrops norvegicus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Pandalina</i>	8.18 Estimado pelo modelo	2.062 Torres <i>et al.</i> , (2013), López-López (2017), calculados usando o modelo de Brey (Brey, 2012)	14.65 Torres <i>et al.</i> , (2013), López-López (2017), calculados usando a equação de Cammen (1980)	0.950 Pressuposto		Cartes e Sardá (1992), Freire (1996), Cartes <i>et al.</i> , (2007), Fanelli <i>et al.</i> , (2009) e Chartosia <i>et al.</i> , (2010)

<i>brevirostris</i> (Rathke, 1843), <i>Polycheles typhlops</i> (Heller, 1862)]						
Poliquetas [Aphroditidae, Onuphidae, Amphinomididae, Eunicidae, Arabellidae, Lumbrineridae, Sigalonidae, Serpulidae, Sipunculida e Hirudinea]	12.17 Estimado pelo modelo	2.53 Torres <i>et al.</i> , (2013)	11.53 Coll <i>et al.</i> , (2007), Coll <i>et al.</i> , (2008)	0.950 Pressuposto		Jumars <i>et al.</i> , (2015)
Outros invertebrados [Estrelas do mar, Anelídeos, Ouriços do mar, Pepinos do mar, Bivalves, Crustáceos, Anêmonas do mar, outros invertebrados bentônicos]	5.54 Estimado pelo modelo	2.50 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	6.50 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	0.950 Pressuposto		Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)
Decápodes detritívoros [Paguridae, Galatheidae]	9.41 Estimado pelo modelo	3.154 Torres <i>et al.</i> , (2013), López-López (2017) calculados usando o modelo de Brey (Brey, 2012)	17.57 Torres <i>et al.</i> , (2013), López-López (2017) calculados usando a equação de Cammen (1980)	0.950 Pressuposto	.	Cartes <i>et al.</i> , (2007)
Suprarentos detritívoros [Eufasidáceos, Misidáceos, Isópodes, Anfípodes]	3.599 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	16.00 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	42.00 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)	0.950 Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)		Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i> , (2013)
Zooplâncton gelatinoso	2.94 Estimado pelo modelo	13.87 Coll <i>et al.</i> , (2006), Coll <i>et al.</i> , (2008), Torres <i>et al.</i> , (2013)	50.48 Coll <i>et al.</i> , (2006), Coll <i>et al.</i> , (2008), Torres <i>et al.</i> , (2013)	0.950 Pressuposto		Silver e Brunland, (1981), Mills (1995), Purcell <i>et al.</i> , (2014)

<p>Macrozooplâncton [Zooplâncton com comprimento > 3 mm e largura > 1 mm]</p>	<p>5.253</p> <p>Campanhas de primavera e outono de 2006 a 2009. Foram utilizados fatores de conversão para estimar o peso úmido dessas amostras (Cushing <i>et al.</i>, 1958; Wiebe <i>et al.</i>, 1975, Wiebe, 1988, Alcaraz <i>et al.</i>, 2003). A conversão para t/m² a partir de t/m³ foi feita com base em informações sobre a distribuição vertical do zooplâncton na plataforma continental oeste de Portugal (dados não publicados de Sobrinho-Gonçalves; Sobrinho-Gonçalves <i>et al.</i>, 2013)</p>	<p>17.00</p> <p>Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i>, (2013)</p>	<p>44.00</p> <p>Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i>, (2013)</p>	<p>0.781</p> <p>Estimado pelo modelo</p>		<p>Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i>, (2013)</p>
--	--	--	--	--	--	---

<p>Meso/ Microzooplâncton [Zooplâncton com comprimento ≤ 3 mm e largura ≤ 1 mm]</p>	<p>25.29</p> <p>Campanhas de primavera e outono de 2006 a 2009. Foram utilizados fatores de conversão para estimar o peso úmido dessas amostras (Cushing <i>et al.</i>, 1958; Wiebe <i>et al.</i>, 1975; Wiebe, 1988; Alcaraz <i>et al.</i>, 2003). A conversão para t/m² a partir de t/m³ foi feita com base em informações sobre a distribuição vertical do zooplâncton na plataforma continental oeste de Portugal (dados não publicados de Sobrinho-Gonçalves; Sobrinho-Gonçalves <i>et al.</i>, 2013)</p>	<p>30.100</p> <p>Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i>, (2013)</p>	<p>152.500</p> <p>Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i>, (2013)</p>	<p>0.635</p> <p>Estimado pelo modelo</p>		<p>Sanchez e Olaso (2004), Torres <i>et al.</i>, (2013)</p>
---	--	---	--	--	--	---

Fitoplâncton	18.720 Dados de clorofila-a de satélite do projeto Globcolour (algoritmo de Morel e Brethon (1989); www.globcolour.inf). Fatores de conversão (Jorgensen <i>et al.</i> , 1991, Dalsgaard e Pauly, 1997)	350.800 Modelo de Produção Generalizado Vertical (Em inglês: Vertically Generalized Production Model (VGPM) (Behrenfeld e Falkowski, 1997)		0.432 Estimado pelo modelo		
Detritos	45.230 Pauly <i>et al.</i> , (1993)			0.068 Estimado pelo modelo		
Rejeições	1.003 Borges <i>et al.</i> , (2001), Batista <i>et al.</i> , (2009), Prista <i>et al.</i> , (2011), Feijó (2013), Fernandes <i>et al.</i> , (2015)			0.933 Estimado pelo modelo		

A3- Informações adicionais relacionadas à biomassa da sardinha: suficiente para as necessidades do ecossistema?

Tabela A4 - Estimativas de impactos no ecossistema obtidas com base em simulações do ECOSIM usando o modelo de Szalaj *et al.* (2021), expressas como a alteração percentual na biomassa entre a pesca de sardinha ao nível atual de aconselhamento do CIEM (F = 0.092) versus na ausência de pesca (F = 0).

Table A4 - Estimates of ecosystem impacts obtained based in ECOSIM simulations using the model by Szalaj *et al.* (2021), expressed as percent change in biomass between fishing sardine at current ICES advice level (F = 0.092) vs no sardine fishing (F = 0).

Grupo funcional	Versão do modelo "Por predador"					Versão do modelo "Por predador-presa"				
	2024	2030	2050	2080	2100	2024	2030	2050	2080	2100
Golfinho roaz	0.0	0.0	3.6	3.5	3.5	0.0	0.0	5.9	4.8	4.8
Bôto	0.0	0.1	3.1	3.4	3.4	0.0	0.1	5.3	5.2	5.2
Golfinho riscado	0.0	-0.7	0.9	0.9	0.9	0.0	-0.4	1.1	1.3	1.3
Peixes demersais de grande porte	0.0	1.4	3.0	2.9	2.9	0.0	1.1	4.6	4.4	4.4
Aves marinhas	0.0	0.3	3.9	3.8	3.8	0.0	0.1	3.5	3.3	3.3
Pescada	-0.1	-2.5	-3.3	-3.4	-3.4	0.0	0.4	0.2	0.1	0.1
Golfinho comum	0.0	0.0	6.9	7.4	7.5	0.0	-0.2	6.1	6.5	6.6
Raias	0.0	-2.5	-5.0	-5.1	-5.1	0.0	-0.6	-2.0	-2.0	-2.0
Tubarões	0.0	-0.2	-2.4	-2.5	-2.5	0.0	0.5	0.9	0.8	0.8
Lulas	-0.2	-1.1	-1.1	-1.2	-1.2	-0.2	0.0	3.4	3.2	3.2
Baleia anã	0.0	-0.2	-0.2	-0.4	-0.4	0.0	-0.1	-0.3	-0.8	-1.1
Cefalópodes bentônicos	-0.3	-2.1	-0.9	-0.9	-0.9	-0.2	-1.5	-0.4	-0.3	-0.3

Bp.fish_p (Peixes bentopelágicos que se alimentam de peixes)	-0.2	-2.0	-2.8	-2.9	-2.9	-0.1	-0.7	-1.3	-1.2	-1.2
Atuns	-0.1	-3.7	0.3	0.4	0.4	-0.1	-4.2	-2.2	-2.1	-2.1
Peixes chatos	-0.1	-2.8	-4.1	-4.1	-4.1	0.0	-0.8	-2.8	-2.7	-2.7
Esparídeos	0.0	-2.0	-1.9	-2.1	-2.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.2
Boga	0.0	-0.3	1.9	1.9	1.9	0.0	1.3	0.8	0.8	0.7
Carapau	0.0	-0.7	-0.8	-0.9	-0.9	0.0	1.5	0.7	0.7	0.7
Bp.fish_i (Peixes bentopelágicos que se alimentam de invertebrados)	0.0	-0.5	-3.4	-3.4	-3.4	0.0	1.2	0.5	0.4	0.4
Cavala	0.1	6.6	12.6	13.0	13.0	0.0	5.3	14.7	15.1	15.2
Dem.fish_i (Peixes demersais que se alimentam de invertebrados)	0.0	-0.3	-0.3	-0.3	-0.3	0.0	1.2	0.9	0.9	0.9
<i>Mackerels</i>	0.1	3.8	0.8	0.7	0.7	0.0	2.9	0.6	0.5	0.4
Carapau negro	0.0	-0.1	2.7	4.7	7.0	0.0	0.5	2.3	4.4	6.0
Pilado	0.0	0.2	0.9	1.0	1.0	0.0	0.6	0.7	0.7	0.7
Biqueirão	0.1	4.4	3.7	3.7	3.7	0.1	2.7	2.0	1.9	1.9
Sardinha juvenil	-0.1	-4.4	-5.3	-5.3	-5.3	-0.2	-9.2	-10.6	-10.4	-10.4
Sardinha adulta	-3.3	-16.8	-20.4	-20.5	-20.5	-3.6	-23.4	-30.1	-29.6	-29.7
Camarões	0.0	-0.3	-0.6	-0.8	-0.8	0.0	0.6	0.7	0.7	0.6
Bentos Macrozooplantónicos	0.0	-1.2	-1.0	-1.0	-1.0	0.0	0.1	0.2	0.2	0.2
Invertebrados suprabentónicos	0.2	-0.3	-0.8	-0.8	-0.8	0.1	1.9	1.2	1.1	1.0
Macrozooplâncton	0.0	-0.5	0.3	0.4	0.4	0.0	0.3	0.3	0.3	0.3
Mesozooplâncton	0.4	3.5	3.0	2.9	2.9	0.2	2.6	2.0	1.9	1.9
Fitoplâncton	-0.1	-1.0	-0.8	-0.8	-0.8	0.0	0.1	0.2	0.2	0.2
Rejeições	0.0	2.1	6.6	6.9	6.9	0.0	1.7	7.7	7.7	7.8
Detritos	0.0	-0.6	-0.5	-0.5	-0.5	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1

Referências

- Alcaraz, M., Saiz, E., Calbet, A., Trepal, I., Broglio, E. (2003). Estimating zooplankton biomass through image analysis. *Mar. Biol.* 143(2), 307–315.
- Andrade, J. P. (1998). Age and growth of the bastard sole, *Microchirus azevia* (Capello, 1868) (Pisces, Soleidae) from the south coast of Portugal. *Fish. Res.* 34(2), 205–208.
- Araújo, H., Santos, J., Rodrigues, P., Vingada, J., Eira, C., Raínho, A., Arriegas, I., Leonardo, T., Nunes, M., Sequeira, M. (2014). First Technical proposal of new SCI sites dedicated to the conservation of cetaceans in Portugal for inclusion in the National List of Sites. Annex to the 2014 Report of project LIFE MarPro NAT/PT/00038, pp. 285.
- Batista, M.I., Teixeira, C.M., Cabral, H.N. (2009). Catches of target species and bycatches of an artisanal fishery: The case study of the trammel net fishery in the Portuguese coast. *Fish. Res.* 100(2), 167–177.
- Bănaru, D., Mellon-Duval, C., Roos, D., Bigot, J.L., Souplet, A., Jadaud, A., Beaubrun, P., Fromentin, J.M. (2013). Trophic structure in the Gulf of Lions marine ecosystem (north-western Mediterranean Sea) and fishing impacts. *J. Mar. Syst.* 111, 45–68.
- Basilone, G., Patti, B., Mazzola, S., Cuttitta, A., Bonanno, A., Sposito, P., Kallianiotis, A. (2004). Growth of the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*) in the Strait of Sicily. *Med. Sud. Med. Tech. Doc.* 5, 79–89.
- Behrenfeld, M. J., Falkowski, P. G. (1997). Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration. *Limnol. Oceanogr.* 42(1), 1–20.
- Beja, P. R. (1990). A note on the diet of Razorbills *Alca torda* wintering off Portugal. *Seabird* 12, 11–13.
- Bidder, A. M. (1950). The digestive mechanism of the European squids *Loligo vulgaris*, *Loligo forbesii*, *Alloteuthis media* and *Alloteuthis subulata*. *J. Cell. Sci.* 3(13), 1–43.
- Borges, L. (2000). Age and growth of the snipefish, *Macrorhamphosus* spp., in the Portuguese continental waters. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 80(1), 147–153.
- Borges, T.C., Erzini K., Bentes L., Costa, M.E., Gonçalves, J.M.S., Lino, P.G., Pais, C., Ribeiro, J. (2001). By-catch and discarding practices in five Algarve (Southern Portugal) métiers. *J. Appl. Ichthyol.* 17, 104–114.
- Borges, T. C., Olim, S., Erzini, K. (2003). Weight–length relationships for fish species discarded in commercial fisheries of the Algarve (southern Portugal). *J. Appl. Ichthyol.* 19(6), 394–396.
- Brey, T. (2012). Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. <http://thomasbrey.de/science/virtualhandbook>
- Cabral, H. N. (2000). Comparative feeding ecology of sympatric *Solea solea* and *S. senegalensis*, within the nursery areas of the Tagus estuary, Portugal. *J. Fish. Biol.* 57(6), 1550–1562.
- Cabral, H.N., Lopes, M., Loeper, R. (2002). Trophic niche overlap between flatfishes in a nursery area on the Portuguese coast. *Sci. Mar.* 66(3), 293–300.
- Cabral, H. N., Murta, A. G. (2002). The diet of blue whiting, hake, horse mackerel and mackerel off Portugal. *J. Appl. Ichthyol.* 18(1), 14–23.
- Cammen, L. M. (1980). Ingestion rate: an empirical model for aquatic deposit feeders and detritivores. *Oecologia* 44, 303–310
- Campo, D., Mostarda, E., Castriota, L., Scarabello, M. P., Andaloro, F. (2006). Feeding habits of the Atlantic bonito, *Sarda sarda* (Bloch, 1793) in the southern Tyrrhenian sea. *Fish. Res.* 81(2), 169–175.
- Cartes, J. E., Sardá, F. (1992). Abundance and diversity of decapod crustaceans in the deep-Catalan Sea (Western Mediterranean). *J. Nat. His.* 26(6), 1305–1323

- Cartes, J. E., Huguet, E., Parra, S., Sánchez, F. (2007). Trophic relationships in deep-water decapods in Le Danois bank (Cantabrian Sea, NE Atlantic): Trends related with depth and seasonal changes in food quality and availability. *Deep Sea Res. I* 54, 1091–1110
- Casas, J. M., Piñeiro, C. (2000). Growth and age estimation of greater fork-beard (*Phycis blennoides* Brünnich, 1768) in the north and northwest of the Iberian Peninsula (ICES Division VIIIc and IXa). *Fish. Res.* 47(1), 19–25.
- Castro, N. (2008). Estrutura e Ecologia alimentar das comunidades piscícolas em uma área de viveiro para espécies de interesse comercial da região centro de Portugal. MSc thesis, University of Lisboa, Lisboa.
- Castro, N., Costa, J. L., Domingos, I., Angélico, M. M. (2013). Trophic ecology of a coastal fish assemblage in Portuguese waters. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 93(5), 1151–1161.
- Chakroun-Marzouk, N., Kartas, F. (1987). Denture et régime alimentaire des espèces du genre *Pagrus* (Pisces, Sparidae) des côtes Tunisiennes. *Cybiurn* 11, 3–19.
- Chartosia, N., Kitsos, M. S., Tzomos, T., Mavromati, E., Koukouras, A. (2010). Diet composition of five species of crabs (Decapoda, Brachyura) that show a gradual transition from marine to terrestrial life. *Crustaceana* 83(10), 1181–1197.
- Christensen, V., Walters, C. J., Ahrens, R., Alder, J., Buszowski, J., Christensen, L. B. Cheung, W. W., Dunne, J., Froese, R., Karpouzi, V., Kaschner, K. (2009). Database-driven models of the world's Large Marine Ecosystems. *Ecol. Modell.* 220(17), 1984–1996.
- Cicek, E., Avsar, D., Ozyurt, C.E., Yeldan, H., Manasirli, M. (2008). Age, growth, reproduction and mortality of Tub Gurnard (*Chelidonichthys lucernus* (Linnaeus, 1758)) inhabiting in Babadillimani Bight (northeastern Mediterranean coast of Turkey). *J. Biol. Sci.* 8(1), 155–160.
- Coelho, M., Domingues, P., Balguerias, E., Fernandez, M., Andrade, J.P. (1997). A comparative study of the diet of *Loligo vulgaris* (Lamarck, 1799) (Mollusca: Cephalopoda) from the south coast of Portugal and the Saharan Bank (Central-East Atlantic). *Fish. Res.* 29(3), 245–255.
- Coelho, R., Bentes, L., Correia, C., Gonçalves, J., Lino, P.G., Monteiro, P., Ribeiro, J., Erzini, K. (2010). Life history of the common pandora, *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii: Sparidae) from southern Portugal. *Braz. J. Oceanogr.* 58(3), 233–245.
- Coll, M., Palomera, I., Tudela, S., Sardà, F. (2006). Trophic flows, ecosystem structure and fishing impacts in the South Catalan Sea, Northwestern Mediterranean. *J. Mar. Syst.* 59(1), 63–96.
- Coll, M., Santojanni, A., Palomera, I., Tudela, S., Arneri, E. (2007). An ecological model of the Northern and Central Adriatic Sea: analysis of ecosystem structure and fishing impacts. *J. Mar. Syst.* 67(1), 119–154.
- Coll, M., Palomera, I., Tudela, S., Dowd, M. (2008). Food-web dynamics in the South Catalan Sea ecosystem (NW Mediterranean) for 1978–2003. *Ecol. Mod.* 217(1), 95–116.
- Cortes, E., (1999) Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES J. Mar. Sci.* 56, 707–717.
- Correia, A.T., Manso, S., Coimbra, J. (2009). Age, growth and reproductive biology of the European conger eel (*Conger conger*) from the Atlantic Iberian waters. *Fish. Res.* 99(3), 196–202.
- Costa, A.M. (2004). Idade e crescimento do carapau (*Trachurus trachurus* L.) da costa portuguesa no período de 1992 a 1998. Relatórios Científicos e Técnicos, IPIMAR, Série digital 18, 25 pp.
- Cushing, D.H., Humphrey, G.F., Banse, K., Laevastu, T. (1958). Report of the committee on terms and equivalents. Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer, 144, 15–16.
- Dalsgaard, J., Pauly, D. (1997). Preliminary mass-balance model of Prince William Sound, Alaska for the pre-spill period, 1980-1989. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. British Columbia, Canada.
- Demestre, M., Moli, B., Recasens, L., Sánchez, P. (1993). Life history and fishery of *Lepidopus caudatus* (Pisces: Trichiuridae) in the Catalan Sea (northwestern Mediterranean). *Mar. Biol.* 115(1), 23–32.

- Derbal, F., Kara, M.H. (2008). Composition du régime alimentaire du bogue *Boops boops* (Sparidae) dans le golfe d'Annaba (Algérie). *Cybium*, 32(4), 325–333.
- Dobroslavić, T., Zlatović, A., Bartulović, V., Lučić, D., Glamuzina, B. (2013). Diet overlap of juvenile salema (*Sarpa salpa*), bogue (*Boops boops*) and common two-banded sea bream (*Diplodus vulgaris*) in the south-eastern Adriatic. *J. Appl. Ichthyol.* 29(1), 181–185.
- Dulčić, J., Matić-Skoko, S., Paladin, A., Kraljević, M. (2007). Age, growth and mortality of brown comber, *Serranus hepatus* (Linnaeus, 1758) (Pisces: Serranidae), in the eastern Adriatic (Croatian coast). *J. Appl. Ichthyol.* 23(2), 195–197.
- Erzini, K., Bentes, L., Lino, P.G., Ribeiro, J., Coelho, R., Monteiro, P., Correia, C., Gonçalves, J.M.S. (2001). Age and growth of seven sparid species of the South coast of Portugal. In Tenth European Congress on Ichthyology ECI X, Prague, Czech Republic.
- Fanelli, E., Cartes, J.E., Rumolo, P., Sprovieri, M. (2009). Food-web structure and trophodynamics of mesopelagic–suprabenthic bathyal macrofauna of the Algerian Basin based on stable isotopes of carbon and nitrogen. *Deep Sea Res.* 56(9), 1504–1520.
- Farias, I., Figueiredo, I., Moura, T., Gordo, L.S., Neves, A., Serra-Pereira, B. (2006). Diet comparison of four ray species (*Raja clavata*, *Raja brachyura*, *Raja montagui* and *Leucoraja naevus*) caught along the Portuguese continental shelf. *Aquat. Living Resour.* 19(2), 105–114.
- Feijó, D., (2013). Caracterização da pesca de cerco na costa Portuguesa. MSc thesis, Faculdade de Ciências de Universidade de Porto, 93pp. Félix, P.M., Vinagre, C. Cabral, H.N. (2011). Life-history traits of flatfish in the Northeast Atlantic and Mediterranean Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 27(1), 100–111.
- Fernández, A.L. (2003). Estatus dos pequenos cetáceos da plataforma de Galicia. Dissertação de Doutoramento, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, Em Espanhol. 373 pp.
- Fernandes, A.C., Nélide Pérez, N., Prista, N., Santos, J., Azevedo, M, Discards composition from Iberian trawl fleets. *Mar. Policy* 53, 33–34.
- Fletcher, N., Batjakas, I.E., Pierce, G.J. (2013). Diet of the Atlantic bonito *Sarda sarda* (Bloch, 1793) in the Northeast Aegean Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 29(5), 1030–1035.
- Freire, J. (1996). Feeding ecology of *Liocarcinus depurator* (Decapoda: Portunidae) in the Ria de Arousa (Galicia, north-west Spain): effects of habitat, season and life history. *Mar. Biol.* 126(2), 297–311.
- García-Rodríguez, M., Pereda, P., Landa, J., Esteban, A. (2005). On the biology and growth of the anglerfish *Lophius budegassa* Spinola, 1807 in the Spanish Mediterranean: a preliminary approach. *Fish. Res.* 71(2), 197–208.
- Garrido, S., Ben-Hamadou, R., Oliveira, P. B., Cunha, M. E., Chícharo, M. A., van der Lingen, C. D. (2008). Diet and feeding intensity of sardine *Sardina pilchardus*: correlation with satellite-derived chlorophyll data. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 354, 245–256.
- Garrido, S., Silva, A., Pastor, J., Dominguez, R., Silva, A. V., Santos, A. M. (2015). Trophic ecology of pelagic fish species off the Iberian coast: Diet overlap, cannibalism and intraguild predation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 539, 271–286.
- Genovart, M., McMinn, M., Bowler, D. (2003). A discriminant function for predicting sex in the Balearic Shearwater. *Waterbirds* 26(1), 72–76.
- Gonçalves, J. M. S., Erzini, K. (1998). Feeding habits of the two-banded sea bream (*Diplodus vulgaris*) and the black sea bream (*Spondylisoma gantharus*) (Sparidae) from the south-west coast of Portugal. *Cybium* 22(3), 245–254.

- Gonçalves, J. M. S., Bentes, L., Coelho, R., Correia, C., Lino, P. G., Monteiro, C. C., Ribeiro, J., Erzini, K. (2003). Age and growth, maturity, mortality and yield-per-recruit for two banded bream (*Diplodus vulgaris* Geoffr.) from the south coast of Portugal. *Fish. Res.* 62(3), 349–359.
- Gonçalves, J. M. S., Bentes, L., Lino, P. G., Ribeiro, J., Canário, A. V., Erzini, K. (1997). Weight-length relationships for selected fish species of the small-scale demersal fisheries of the south and south-west coast of Portugal. *Fish. Res.* 30(3), 253–256.
- Granadeiro J. P. (1991). The breeding biology of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* on Berlenga Island, Portugal. *Seabird* 13, 30–39.
- Hirsch, S. (2009). Trophic interactions at seamounts. Dissertação de Doutoramento, Universidade de Hamburgo, Hamburgo, 211 pp.
- Hüssy, K., Coad, J. O., Farrell, E. D., Clausen, L. W., Clarke, M. W. (2012). Sexual dimorphism in size, age, maturation, and growth characteristics of boarfish (*Capros aper*) in the Northeast Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* 69(10), 1729–1735.
- ICCAT (2011). Report of the 2010 Atlantic Bluefin tuna stock assessment session. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 66(2), 505–714.
- ICES (2012). Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF), 19–26 June 2012, Lisbon, Portugal. ICES CM 2012/ACOM:19, 547 pp.
- ICES (2013). Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Stocks of Hake, Monk and Megrin (WGHMM), 10 - 16 May 2013, ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2013/ACOM:11A, 11 pp.
- ICES (2018a). Advice on fishing opportunities, catch, and effort, Bay of Biscay and the Iberian Coast Ecoregion. Hake (*Merluccius merluccius*) in divisions 8.c and 9.a, Southern stock (Cantabrian Sea and Atlantic Iberian waters). Published 29 June 2018.
- ICES (2018b). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Bay of Biscay and the Iberian Coast Ecoregion. Sardine (*Sardina pilchardus*) in divisions 8.c and 9.a (Cantabrian Sea and Atlantic Iberian waters). Published 13 July 2018.
- ICES (2022). Stock Annex: Hake (*Merluccius merluccius*) in divisions 8.c and 9.a, Southern stock (Cantabrian Sea and Atlantic Iberian waters). ICES Stock Annexes. Report.
- Jardas, I., Šantić, M., Nerlović, V. and Pallaoro, A. (2007), Diet composition of blackspotted smooth-hound, *Mustelus punctulatus* (Risso, 1826), in the eastern Adriatic Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 23, 279–281.
- Jørgensen, S. E., Nielsen, S. N., Jørgensen, L. A. (1991). Handbook of ecological parameters and ecotoxicology. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands, pp. 1–126.
- Jumars, P. A., Dorgan, K. M., Lindsay, S. M. (2015). Diet of worms emended: and update on polychaetes feeding guilds *Annu. Rev. Mar. Sci.* 7, 497–520.
- Kahraman, A. E., Göktürk, D., Karakulak, F. S. (2011). Age and growth of bullet tuna, *Auxis rochei* (Risso), from the Turkish Mediterranean coasts. *Afr. J. Biotechnol.* 10 (15), 3009–3013.
- Käkelä, R., Käkelä, A., Martínez-Abraín, A., Sarzo, B., Louzao, M., Gerique, C., Villuendas, E., Strandberg, U., Furness, R. W., Oro, D. (2010). Fatty acid signature analysis confirms foraging resources of a globally endangered Mediterranean seabird species: calibration test and application to the wild. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 398, 245–258.
- Klimpel, S., Rückert, S., Piatkowski, U., Palm, H. W., Hanel, R. (2006). Diet and metazoan parasites of silver scabbard fish *Lepidopus caudatus* from the Great Meteor Seamount (North Atlantic). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 315, 249–257.
- Landa, J., Pereda, P., Duarte, R., Azevedo, M. (2001). Growth of anglerfish (*Lophius piscatorius* and *L. budegassa*) in Atlantic Iberian waters. *Fish. Res.* 51(2), 363–376.

- Landa, J., Piñeiro, C. (2000). Megrim (*Lepidorhombus whiffiagonis*) growth in the North-eastern Atlantic based on back-calculation of otolith rings. *ICES J. Mar. Sci.* 57(4), 1077–1090.
- Langston, R., Teuten E., Butler, A. (2013). Foraging ranges of northern gannets in relation to proposed offshore wind farms in the UK: 2010–2012. Royal Society for the Protection of Birds (RSPB) report for UK Department of Energy and Climate Change (DECC).
- Lassalle, G., Lobry, J., Le Loc’h F., Bustamanten, P., Certain, G., Delmas, D., Dupuy, C., Hily, C., Labry, C., Le Pape, O., Marquis, E. (2011). Lower trophic levels and detrital biomass control the Bay of Biscay continental shelf food web: implications for ecosystem management. *Prog. Oceanogr.* 91(4), 561–575.
- Logan, J. M., Rodríguez-Marín, E., Goni, N., Barreiro, S., Arrizabalaga, H., Golet, W., Lutcavage, M., 2011. Diet of young Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in eastern and western Atlantic foraging grounds. *Mar. Biol.* 158(1), 73–85.
- Lopes, M., Murta, A. G., Cabral, H.N. (2006). The ecological significance of the zooplanktivores, snipefish *Macroramphosus* spp. and boarfish *Capros aper*, in the food web of the south-east North Atlantic. *J. Fish Biol.* 69(2), 363–378.
- López López, L. (2017). Trophic structure and functioning of the marine food web on the North- Atlantic continental shelf of the Iberian Peninsula. Implications of the benthic-pelagic coupling. Dissertação de Doutoramento, Oviedo, 2017.
- López López, L., Preciado, I., Velasco, F., Olaso, I., Gutiérrez-Zabala, J. L. (2011). Resource partitioning amongst five coexisting species of gurnards (Scorpaeniforme: Triglidae): Role of trophic and habitat segregation. *J. Sea. Res.* 66(2), 58–68.
- Lorance, P. (2011). History and dynamics of the overexploitation of the blackspot sea bream (*Pagellus bogaraveo*) in the Bay of Biscay. *ICES J. Mar. Sci.* 68(2), 290–301.
- Mackinson, S., Daskalov, G. (2007). An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterisation. Cefas Sci. Ser. Tech. Rep. 142, p. 196.
- MarPro, (2011-2016). Conservação de espécies marinhas protegidas em Portugal continental, Projeto co-financiado pelo programa LIFE+ e pela Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem (SPVS). LIFE09 NAT/PT/000038.
- Markussen, N. H., Ryg, M., Lydersen, C. (1992). Food consumption of the NE Atlantic minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) population estimated with a simulation model. *ICES J. Mar. Sci.* 49(3), 317–323.
- Matić-Skoko, S., Kraljević, M., Dulčić, J., Jardas, I. (2007). Age, growth, maturity, mortality, and yield-per-recruit for annular seabream (*Diplodus annularis* L.) from the eastern middle Adriatic Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 23(2), 152–157.
- Mellon-Duval, C., De Pontual, H., Métral, L., Quemener, L. (2010). Growth of European hake (*Merluccius merluccius*) in the Gulf of Lions based on conventional tagging. *ICES J. Mar. Sci.* 67(1), 62–70.
- Mendes, B., Fonseca, P., Campos, A. (2004). Weight–length relationships for 46 fish species of the Portuguese west coast. *J. Appl. Ichthyol.* 20(5), 355–361.
- Merayo, C. R., Villegas, M. L., 1994. Age and growth of *Trisopterus luscus* (Linnaeus, 1758) (Pisces, Gadidae) off the coast of Asturias. *Hydrobiologia* 281(2), 115–122.
- Mills, C. (1995). Medusae, siphonophores and ctenophores as planktivorous predators in changing global ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 52, 575–581.
- Monteiro, P., Bentes, L., Coelho, R., Correia, C., Gonçalves, J. M. S., Lino, P. G., Ribeiro, J., Erzini, K. (2006). Age and growth, mortality, reproduction and relative yield per recruit of the bogue, *Boops boops* Linné, 1758 (Sparidae), from the Algarve (south of Portugal) longline fishery. *J. Appl. Ichthyol.* 22(5), 345–352.

- Morato, T., Solà, E., Grós, M. P., Menezes, G. M. (1999). Diets of forkbeard (*Phycis phycis*) and conger eel (*Conger conger*) off the Azores during spring of 1996 and 1997. *Arquipel. Life Mar. Sci. Suppl.* 17A, 51–64.
- Morel, A. and Berthon, J.-F. (1989). Surface pigments, algal biomass profiles, and potential production of the euphotic layer: Relationships reinvestigated in view of remote-sensing applications. *Limnol. Oceanogr.* 34, 1545–1562.
- Morte, M.S., Redon M.J., Sanz-Brau, A., 1997, Feeding habits of juvenile *Mustelus mustelus* (Carcharhiniformes, Triakidae) in the western Mediterranean. *Cah. Biol.Mar.* 38, 103–107
- Morte, M. S., Redón, M. J., Sanz-Brau, A. (2002). Diet of *Phycis blennoides* (Gadidae) in relation to fish size and season in the western Mediterranean (Spain). *Mar. Ecol.* 23(2), 141–155.
- Neves, A., Sequeira, V., Paiva, R. B., Vieira, A. R., Gordo, L. S. (2012). Feeding habits of the bluemouth, *Helicolenus dactylopterus dactylopterus* (Delaroche, 1809) (Pisces: Sebastidae) in the Portuguese coast. *Helgol. Mar. Res.* 66(2), 189.
- Nilsson, S. G., Nilsson, I. N. (1976). Numbers, food consumption, and fish predation by birds in Lake Möckeln, southern Sweden. *Ornis. Scand.* 7(1), 61–70.
- Olaso, I., Velasco, F., Sánchez, F., Serrano, A., Rodríguez-Cabello, C., Cendrero, O. (2005). Trophic Relations of Lesser-Spotted Catshark (*Scyliorhinus canicula*) and Blackmouth Catshark (*Galeus melastomus*) in the Cantabrian Sea. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 35, 481–494.
- Olim, S., Borges, T. C. (2006). Weight–length relationships for eight species of the family Triglidae discarded on the south coast of Portugal. *J. Appl. Ichthyol.* 22(4), 257–259.
- Oliveira, M. I. S. (2002). Dieta alimentar da faneca, *Trisopterus luscus* (Linnaeus, 1758) de Angeiras e da Aguda. Dissertação de Mestrado, Universidade do Porto, Porto, 170 pp.
- Paiva, V. H., Xavier, J., Geraldés, P., Ramirez, I., Garthe, S., Ramos, J. A. (2010). Foraging ecology of Cory's shearwaters in different oceanic environments of the North Atlantic. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 410, 257–268.
- Pajuelo, B. J., Lorenzo, J. M. (2000). Reproduction, age, growth and mortality of axillary seabream, *Pagellus acarne* (Sparidae), from the Canarian archipelago. *J. Appl. Ichthyol.* 16(2), 41–47.
- Pajuelo, J. G., Socorro, J., González, J. A., Lorenzo, J. M., Pérez-Peñalvo, J. A., Martínez, I., Hernández-Cruz, C. M. (2006). Life history of the red-banded seabream *Pagrus auriga* (Sparidae) from the coasts of the Canarian archipelago. *J. Appl. Ichthyol.* 22(5), 430–436.
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES J. Mar. Sci.* 39, 175–192.
- Pauly, D., Christensen, V., Sambilay, Jr V. (1990). Some features of fish food consumption estimates used by ecosystem modelers. ICES C.M.1990/G: 17, Session O, 9 p.
- Pauly, D., Soriano-Bartz, M., Palomares, M. L. (1993). Improved construction, parameterization and interpretation of steady-state ecosystem models. In: *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. Eds: Christensen, V., Pauly, D. ICLARM Conference Proceedings 26, 1–13.
- Pita, C., Gamito, S., Erzini, K. (2002). Feeding habits of the gilthead seabream (*Sparus aurata*) from the Ria Formosa (southern Portugal) as compared to the black seabream (*Spondylisoma cantharus*) and the annular seabream (*Diplodus annularis*). *J. Appl. Ichthyol.* 18(2), 81–86.
- Prista, N., Jardim, E., Fernandes, A.C. (2011). Portuguese onboard sampling protocols: contribution to the standardization of bottom otter trawl and set gears. Presentation to the Study Group on Practical Implementation of Discard Sampling Plans (SGPIDS), 27 June – 1 July 2011, ICES Headquarters, 50, ICES CM 2011/ACOM, Copenhagen, Denmark (2011), p. 116

- Preciado, I., Velasco, F., Olaso, I., Landa, J. (2006). Feeding ecology of black anglerfish *Lophius budegassa*: seasonal, bathymetric and ontogenetic shifts. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 86(4), 877–884.
- Purcell, J. E., Tilves, U., Fuentes, V. L., Milisenda, G., Olariaga, A., Sabatés, A. (2014). Digestion times and predation potentials of *Pelagia noctiluca* eating fish larvae and copepods in the NW Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 510, 201–213.
- Rasero, M., Gonzalez, A. F., Castro, B. G., Guerra, A. (1996). Predatory relationships of two sympatric squid, *Todaropsis eblanae* and *Illex coindetii* (Cephalopoda: Ommastrephidae) in Galician waters. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 76(1), 73–87.
- Relini, L. O., Garibaldi, F., Cima, C., Palandri, G., Lanteri, L., Relini, M. (2005). Biology of Atlantic bonito, *Sarda sarda* (Bloch, 1793), in the western and central Mediterranean a summary concerning a possible stock unit. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 58(2), 575–588.
- Reñones, O., Massuti, E., Morales-Nin, B. (1995). Life history of the red mullet *Mullus surmuletus* from the bottom-trawl fishery off the Island of Majorca (north-west Mediterranean). *Mar. Biol.* 123(3), 411–419.
- Rocha, F., Castro, B. G., Gil, M. S., Guerra, A. (1994). The diets of *Loligo vulgaris* and *L. forbesi* (Cephalopoda: Loliginidae) in northwestern Spanish Atlantic waters. *Sarsia* 79(2), 119–126.
- Rodríguez-Cabello, C., A. Fernández, I. Olaso, F. Sánchez, R. Gancedo, A. Punzón, and O. Cendrero. (2005). Overview of Continental Shelf Elasmobranch Fisheries in the Cantabrian Sea. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, 35, 375–385.
- Rooker, J. R., Alvarado Bremer, J. R., Block, B. A., Dewar, H., De Metro, G., Corriero, A., Kraus, R. T., Prince, E. D., Rodríguez-Marín, E., Secor, D. H. (2007). Life history and stock structure of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). *Rev. Fish. Sci.* 15(4), 265–310.
- Sánchez, F., Olaso, I. (2004). Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecol. Modell.* 172(2), 151–174.
- Šantić, M., Podvinski, M., Pallaoro, A., Jardas, I., Kirinčić, M. (2009). Feeding habits of megrim, *Lepidorhombus whiffiagonis* (Walbaum, 1792), from the central Adriatic Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 25(4), 417–422.
- Santos, P. (1995). Growth, mortality and maturation of *Lepidorhombus boscii* in Portuguese waters. ICES Demersal Fish Committee, CM. 1995/G: 38, 20 pp.
- Santos, M. B., Saavedra, C., Pierce, G. J. (2014). Quantifying the predation on sardine and hake by cetaceans in the Atlantic waters of the Iberian peninsula. *Deep Sea Res. II* 106, 232–244.
- Santos, M. N., Gaspar, M. B., Vasconcelos, P., Monteiro, C. C. (2002). Weight–length relationships for 50 selected fish species of the Algarve coast (southern Portugal). *Fish. Res.* 59(1), 289–295.
- Sequeira, V., Neves, A., Vieira, A. R., Figueiredo, I., Gordo, L.S. (2009). Age and growth of bluemouth, *Helicolenus dactylopterus*, from the Portuguese continental slope. *ICES J. Mar. Sci.* 66(3), 524–531.
- Sever, T. M., Bayhan, B., Bilge, G., Taşkavak, E. (2009). Diet composition of *Belone belone* (Linnaeus, 1761) (Pisces: Belonidae) in the Aegean Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 25(6), 702–706.
- Sever, T. M., Bayhan, B., Filiz, H., Taşkavak, E., Bilge, G. (2013). Diet composition of the five deep sea fish from the Aegean Sea. *Ege. J. Fish. Aqua. Sci.* 30(2), 61–67.
- Signa, G., Cartes, J. E., Solé, M., Serrano, A., Sánchez, F. (2008). Trophic ecology of the swimming crab *Polybius henslowii* Leach, 1820 in Galician and Cantabrian Seas: Influences of natural variability and the Prestige oil spill. *Cont. Shelf. Res.* 28(19), 2659–2667.
- Silva, A. (1999). Feeding habits of John Dory, *Zeus faber*, off the Portuguese continental coast. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 79(2), 333–340.

- Silva, A., Carrera, P., Masse, J., Uriarte, A., Santos, M. B., Oliveira, P. B., Soares, E., Porteiro, C., Stratoudakis, Y. (2008). Geographic variability of sardine growth across the northeastern Atlantic and the Mediterranean Sea. *Fish. Res.* 90(1), 56–69.
- Silver, M. W., Brunland, K. W. (1981). Differential feeding and fecal pellet composition of salps and pteropods, and the possible origin of the deep-water flora and the olive-green “cells” *Mar. Biol.* 62, 263–273.
- Sobrinho-Gonçalves, L., Moita, M. T., Garrido, S., Cunha, M.E. (2013). Environmental forcing on the interactions of plankton communities across a continental shelf in the Eastern Atlantic upwelling system. *Hydrobiologia* 713(1), 167–182.
- Spitz, J., Chauvelon, T., Cardinaud, M., Kostecki, C., Lorange, P. (2013). Prey preferences of adult sea bass *Dicentrarchus labrax* in the northeastern Atlantic: implications for bycatch of common dolphin *Delphinus delphis*. *ICES J. Mar. Sci.* 70(2), 452–461.
- Spring, L. (1971). A comparison of functional and morphological adaptations in the common murre (*Uria aalge*) and thick-billed murre (*Uria lomvia*). *The Condor* 73(1), 1–27.
- Szalaj, D., Torres, M.A., Veiga-Malta, T., Angélico, M. M., Sobrinho-Gonçalves, L., Chaves, C., Alcoforado, B., Garrido, S., Ré, P., Cabral, H., Silva, A. (2021). Food-web dynamics in the Portuguese continental shelf ecosystem between 1986 and 2017: Unravelling drivers of sardine decline. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 251, 107259.
- Teixeira, C. M., Batista, M. I., Cabral, H. N. (2010). Diet, growth and reproduction of four flatfishes on the Portuguese coast. *Sci. Mar.* 74(2), 223–233.
- Teixeira, C. M., Cabral, H. N. (2010). Comparative analysis of the diet, growth and reproduction of the soles, *Solea solea* and *Solea senegalensis*, occurring in sympatry along the Portuguese coast. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 90(5), 995–1003.
- Teixeira, C. M., Pinheiro, A., Cabral, H. N. (2009). Feeding ecology, growth and sexual cycle of the sand sole, *Solea lascaris*, along the Portuguese coast. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 89(3), 621–627.
- Terrats, A., Petrakis, G., Papaconstantinou, C. (2000). Feeding habits of *Aspitrigla cuculus* (L., 1758) (red gurnard), *Lepidotrigla cavillone* (Lac., 1802) (large scale gurnard) and *Trigloporus lastoviza* (Brunn., 1768) (rock gurnard) around Cyclades and Dodecanese Islands (E. Mediterranean). *Mediterr. Mar. Sci.* 1108-393X 1(1), 91–104.
- Torres, M. Á. (2013). Modelización ecológica del Golfo de Cádiz: relaciones tróficas, análisis de la estructura de la comunidad e impacto de la pesca en el ecosistema, Dissertação de Doutoramento, Universidade de Cádiz, Cádiz, Em Espanhol, 177 pp.
- Torres, M. Á., Coll, M., Heymans, J. J., Christensen, V., Sobrino, I. (2013). Food-web structure of and fishing impacts on the Gulf of Cadiz ecosystem (South-western Spain). *Ecol. Modell.* 265, 26–44.
- Vasconcelos, J., Alves, A., Gouveia, E., Faria, G. (2006). Age and growth of the blue jack mackerel, *Trachurus picturatus* Bowdich, 1825 (Pisces: Teleostei) off Madeira archipelago. *Arquipel. Life Mar. Sci. Suppl.* 23, 47–57.
- Velasco, E. M., Del Arbol, J., Baro, J., Sobrino, I. (2011). Age and growth of the Spanish chub mackerel *Scomber colias* off southern Spain: a comparison between samples from the NE Atlantic and the SW Mediterranean. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 46(1), 27–34.
- Vieira, A. R., Neves, A., Sequeira, V., Paiva, R. B., Gordo, L. S. (2014). Age and growth of forkbeard, *Phycis phycis*, in Portuguese continental waters. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 94(3), 623–630.
- Villamor, B., Abaunza, Fariña, A. C. (2004). Growth variability of mackerel (*Scomber scombrus*) off north and northwest Spain and a comparative review of the growth patterns in the northeast Atlantic. *Fish. Res.* 69(1), 107–121.
- Vinagre, C., Silva, A., Lara, M., Cabral, H. N. (2011). Diet and niche overlap of southern populations of brill *Scophthalmus rhombus* and turbot *Scophthalmus maximus*. *J. Fish Biol.* 79(5), 1383–1391.

- Wanless, S., Harris, M. P., Morris, J. A. (1985). Radio-monitoring as a method for estimating time budgets of guillemots *Uria aalge*. *Bird Study* 32(3), 170–175.
- Wiebe, P. H. (1988). Functional regression equations for zooplankton displacement volume, wet weight, dry weight, and carbon: a correction. *Fish. Bull.* 86, 833–835.
- Wiebe, P. H., Boyd, S., Cox, J. L. (1975). Relationships between zooplankton displacement volume, wet weight, dry weight, and carbon. *Fish. Bull.* 73(4), 777-786.
- Xavier, J. C., Cherel, Y., Assis, C. A., Sendão, J., Borges, T. C. (2010). Feeding ecology of conger eels (*Conger conger*) in north-east Atlantic waters. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 90(3), 493–501.
- Zaboukas, N., Megalofonou, P. (2007). Age estimation of the Atlantic bonito in the eastern Mediterranean Sea using dorsal spines and validation of the method. *Sci. Mar.* 71(4), 691–698.

