

# INVESTIGAÇÃO OPERACIONAL EM AÇÃO

CASOS DE APLICAÇÃO

RUI CARVALHO OLIVEIRA  
JOSÉ SOEIRO FERREIRA  
(EDITORES)

IMPRESA DA UNIVERSIDADE DE COIMBRA  
COIMBRA UNIVERSITY PRESS

# CASO 4

## MODELO DE APOIO À GESTÃO DA PESCARIA DE BIVALVES COM GANCHORRA NO ALGARVE BASEADO EM DINÂMICA DE SISTEMAS

**Ana S. Camanho**

Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto  
acamanho@fe.up.pt

**Joana H. Martins**

Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto  
joana.hora@gmail.com

**Manuela M. Oliveira**

Instituto Português do Mar e da Atmosfera  
moliveira@ipma.pt

**Miguel B. Gaspar**

Instituto Português do Mar e da Atmosfera  
Centro de Ciências do Mar (CCMAR), Universidade do Algarve  
mbgaspar@ipma.pt.

## RESUMO

Este trabalho consistiu no desenvolvimento de um modelo de gestão baseado em Dinâmica de Sistemas com o objetivo de melhorar a gestão da pesca artesanal de bivalves com ganchorra na costa sul de Portugal, considerando as dimensões biológica, social e económica. O modelo pretende simular o comportamento da pescaria com ganchorra e inclui as quatro principais espécies alvo e os dois segmentos de frota, local e costeira, que operam no Algarve. Foram estudados diversos cenários para avaliar o impacto da implementação de medidas de gestão sobre a sustentabilidade do sistema. A principal contribuição do modelo desenvolvido é permitir apoiar os agentes de decisão na seleção das medidas mais adequadas para atingir os seus objetivos, sem comprometer a sustentabilidade das frotas, dos ecossistemas e dos recursos explorados.

## PALAVRAS-CHAVE

Pesca artesanal, Dinâmica de Sistemas, Simulação, DPSIR, Sustentabilidade das pescas.

## 1 Introdução

De acordo com a *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO, 2010, p.64), o consumo total e per capita de peixe aumentou significativamente nas últimas cinco décadas. Desde 1961, o consumo total de peixe cresceu a uma taxa anual de 3,1%, enquanto a população mundial, no mesmo período, cresceu a uma taxa anual de 1,7%. A pesca artesanal desempenha um papel importante nos mercados locais e regionais, representando mais de metade do peixe capturado para consumo humano (FAO, 2010, p.70).

Nas zonas costeiras do Arco Atlântico Europeu, as pescarias artesanais são uma tradição antiga e uma fonte de identidade incorporada nas culturas das diferentes regiões, que deve ser preservada. O desenvolvimento sustentável da pesca artesanal é essencial para garantir a preservação dos ecossistemas marinhos e a estabilidade socioeconómica das comunidades piscatórias.

Para assegurar a sustentabilidade da pesca artesanal, é necessário recolher informação atualizada sobre o sistema em análise. De um modo geral, a informação sobre a pesca artesanal é escassa, limitando assim o desenvolvimento de estudos analíticos que permitam sustentar cientificamente a implementação de estratégias e iniciativas de gestão.

A definição de medidas apropriadas a uma boa gestão das pescas é um processo complexo. O problema da pesca excessiva, que leva ao colapso dos recursos naturais, tem sido observado mesmo em países com comunidades científicas dedicadas exclusivamente à gestão das pescas (Dudley, 2008). O colapso dos *stocks* biológicos e consequente interdição da pesca do bacalhau no Canadá (Mason, 2002) e no Mar do Norte (Malakoff and Stone, 2002) são exemplos deste fenómeno. Entre as causas mais frequentemente apontadas para o insucesso dos modelos de gestão são: i) a grande variabilidade das condições climáticas que afetam os *stocks* biológicos (King and McFarlane, 2006; Rothschild et al., 2005), ii) atrasos na implementação das medidas regulatórias devido a pressões socioeconómicas (Caddy, 2002, Jackson et al., 2001), e iii) a dificuldade de visualização holística da complexidade de inter-relações entre os elementos biofísicos e socioeconómicos do sistema (Dudley, 2008).

No contexto da pesca artesanal em Portugal, as medidas regulatórias são tomadas tendo por base a monitorização do estado dos recursos naturais, mas não é possível quantificar o seu impacto nos vários elementos que compõem o sistema de pesca. Assim, este trabalho tem por objetivo desenvolver um modelo que represente as inter-relações entre os principais componentes de um sistema de pesca, incluindo aspetos biológicos, sociais e económicos. Assim, será possível prever o impacto das medidas regulatórias sobre o sistema, e melhorar o processo de tomada de decisão.

Neste trabalho apresenta-se um conjunto de indicadores utilizados para estudar um sistema de pesca artesanal em Portugal. Os indicadores foram selecionados utilizando a metodologia DPSIR (*Driving forces, Pressure, State, Impact, Responses*) proposta pela Agência Europeia do Ambiente (EEA, 1999). Os indicadores foram também categorizados em três dimensões de sustentabilidade: social, económica e biológica, às quais se adicionou uma quarta, institucional, que tem em vista regular as outras dimensões.

O modelo de gestão desenvolvido, baseado em Dinâmica de Sistemas, tem por objetivo apoiar a introdução de medidas regulamentares para promover a sustentabilidade da pesca artesanal de bivalves com ganchorra na costa sul de Portugal, considerando as dimensões biológica, social e económica do sistema. O modelo de simulação desenvolvido permite (i) simular o comportamento do sistema em função dos cenários a explorar, (ii) registar a evolução das variáveis mais relevantes do sistema, tendo em conta as suas interações e (iii) avaliar a reação do sistema a alterações da estratégia de gestão.

O sistema em análise é constituído pelas quatro espécies comerciais de bivalves exploradas pela frota de ganchorra: a conquinha (*Donax trunculus*), a amêijoia-branca (*Spisula solida*), o pé-de-burrinho (*Chamelea gallina*) e a navalha (*Ensis siliqua*); e por dois segmentos de frota: a frota costeira, com maior poder de pesca e autonomia, e a frota local, constituída por barcos de menores dimensões. O modelo de Dinâmica de Sistemas construído para simular o comportamento desta pescaria inclui variáveis biológicas e ecológicas que permitem descrever a evolução de cada espécie (e.g. taxa de crescimento natural, área de ocorrência de cada espécie), variáveis socioeconómicas (e.g., preços de venda e lucro dos pescadores), e variáveis que induzem efeitos

regulatórios (e.g. quotas diárias de pesca, época de defeso). Esta metodologia permitir simular cenários com o objetivo de avaliar o impacto da implementação de determinadas medidas de gestão sobre a rentabilidade das embarcações e estado dos recursos, a médio-longo prazo.

O modelo desenvolvido representa uma mais-valia no processo de tomada de decisão. A divulgação dos resultados obtidos com modelos de simulação pode ser útil para auxiliar os pescadores a compreender e aceitar as opções seguidas pela Administração em matéria de regulação da pesca. Assim, pode ser uma ferramenta fundamental para a evolução da gestão da pesca artesanal de um modelo *top-down* para um modelo de cogestão onde os pescadores terão uma maior responsabilização na gestão dos recursos. Por exemplo, é essencial a colaboração dos pescadores no cumprimento dos limites máximos de capturas e dos tamanhos mínimos de captura, bem como motivar a cooperação entre os pescadores no sentido de criar melhores formas de comercialização do pescado. Finalmente, poderá permitir cativar o interesse da população em geral sobre as pescarias artesanais.

A estrutura deste capítulo é a seguinte. A secção 2 inclui a descrição dos conceitos de Dinâmica de Sistemas e faz uma revisão da sua aplicação à pesca. A secção 3 descreve o estudo de caso da pesca da ganchorra. A secção 4 descreve o modelo de Dinâmica de Sistemas desenvolvido para o caso de estudo. A secção 5 apresenta os resultados das simulações efetuadas e discute as suas implicações para a gestão da pescaria. A secção 6 apresenta as conclusões.

## **2 Dinâmica de Sistemas aplicada a sistemas de pesca**

Segundo Sterman (2000), a Dinâmica de Sistemas baseia-se na teoria do Pensamento Sistémico (ver Checkland, 1999; Rosenhead, 1989), uma vez que aplica uma visão ao nível do sistema global que permite a modelação da estrutura causal do sistema (incluindo processos de causa-efeito, ciclos de retroalimentação e interações entre variáveis).

O Pensamento Sistémico implica o reconhecimento de que o sistema em análise é complexo e integra interdependências entre as variáveis que o compõem. Uma alteração feita num determinado momento temporal numa

determinada variável repercute-se em todo o sistema, causando alterações noutras variáveis instantaneamente ou ao longo do tempo, uma vez que todas as variáveis estão interligadas de alguma forma. A elaboração de um modelo de Dinâmica de Sistemas é normalmente precedida de uma fase do Pensamento Sistémico, que identifica as variáveis que compõem o sistema e as ligações possíveis entre elas. Segundo Forrester (2007), a fase de Pensamento Sistémico permite muitas vezes julgar que se apreendeu muito sobre o funcionamento de um sistema. No entanto, o conhecimento aprofundado de um sistema depende essencialmente da fase de estruturação de modelos e análise dos resultados obtidos com base nesses modelos. É apenas a partir das simulações do comportamento dos sistemas reais que as inconsistências dos nossos modelos mentais são reveladas. O Pensamento Sistémico deve, assim, ser visto como um primeiro passo para a compreensão da dinâmica de um problema complexo, que deve ser complementado, sempre que possível, pela construção de modelos de Dinâmica de Sistemas.

A modelação com Dinâmica de Sistemas permite estudar a interação das variáveis consideradas no sistema ao longo do tempo, assim como analisar de uma forma rápida e eficaz a resposta do sistema a estímulos cujo impacte se pretende estudar (variando parâmetros ou relações entre variáveis). Como explicado por Sterman (2000), não se pretende que um modelo de Dinâmica de Sistemas gere resultados precisos sobre a evolução futura dos recursos ou resultados do sistema. Estes modelos devem ser vistos como ferramentas que permitem explorar e avaliar configurações alternativas do sistema.

Entre os elementos que integram os modelos de Dinâmica de Sistemas, destacam-se as variáveis de armazenamento (*stock*), os fluxos contínuos entre as variáveis, e as relações dinâmicas de realimentação (*feedback*) entre as variáveis constituintes do sistema (Forrester, 1991). Uma descrição detalhada sobre os diferentes tipos de elementos que integram os modelos de Dinâmica de Sistema pode ser consultada em Few (1996). Sterman (2000) apresenta uma descrição pormenorizada dos conceitos de Dinâmica de Sistemas.

Esta metodologia tem sido amplamente aplicada em áreas bastante diferentes, incluindo a gestão de recursos hídricos (Wang et al., 2011), produção animal (Tedeschi et al., 2011) ou ecossistemas costeiros (Arquitt e

Johnstone, 2008). O trabalho desenvolvido por Ford (1999) inclui uma descrição esclarecedora sobre a aplicação da Dinâmica de Sistemas à modelação e simulação de sistemas ambientais.

Aplicações anteriores da metodologia de Dinâmica de Sistemas a sistemas de pesca tiveram por objetivo a análise da pesca de espécies migratórias em várias zonas (Mchich et al., 2000), o estudo das implicações de políticas desenhadas para revitalizar a indústria da pesca (Otto e Struben, 2004), a comparação entre a modelação de sistemas complexos e simplificados (Moxnes, 2005), a avaliação do impacte biológico de alterações da camada sedimentar (Lazar et al., 2010), a avaliação da regulação da pescaria através da imposição de quotas (Garrity, 2011), entre outros. Descrevem-se em seguida com mais pormenor três estudos particularmente relevantes para o presente trabalho, desenvolvidos por Yndestad e Stene (2002), Bueno e Basurto (2009) e BenDor et al. (2009), dado que se focaram na gestão de pescarias específicas, analisando o impacte de medidas regulatórias tendo em conta a evolução do ecossistema e a atuação dos pescadores.

Yndestad e Stene (2002) modelaram a pesca de capelím no Mar de Barents considerando que a evolução natural do capelím (definida pelo crescimento, reprodução e mortalidade) depende principalmente da predação natural por outras espécies e das capturas realizadas pela pesca. Este estudo concluiu que a taxa de captura deve ser ajustada tendo em conta a evolução dos ciclos climáticos e a sustentabilidade biológica das espécies.

Bueno e Basurto (2009) estudaram as pescas de pequena escala de moluscos bivalves no México. O modelo de simulação foi desenvolvido considerando variáveis institucionais e ecológicas, cujos resultados demonstraram que mesmo pequenas alterações nas relações entre as variáveis podem transformar um sistema aparentemente robusto num sistema insustentável.

BenDor et al. (2009) estudaram as interações entre as dimensões económica e ecológica de uma pescaria multi-espécie explorada por vários métiers. Este estudo considerou a capacidade de regeneração das populações de peixe como um indicador da condição dos recursos naturais. Os indicadores socioeconómicos considerados incluíram o lucro, o nível de empregabilidade e



a coesão social. Os cenários analisados incluíram alterações no comportamento dos pescadores, cujos resultados demonstraram que o planeamento de quotas de pesca e a cooperação entre as várias entidades operantes no mercado são essenciais para a resolução de conflitos associados à sobrepesca.

Pode concluir-se que a aplicação de modelos de Dinâmica de Sistemas às pescas potencia o estudo dos impactos associados a políticas de gestão alternativas, permitindo escolher as que mais se adequam aos objetivos pretendidos.

### 3 Contextualização do caso de estudo

Este estudo foca-se na pescaria artesanal de bivalves com ganchorra, que ocorre na costa sul de Portugal. As embarcações dirigem o esforço de pesca para a captura de quatro espécies (Figura 1): a conquilha (*Donax trunculus*), a amêijoia-branca (*Spisula solida*), o pé-de-burrinho (*Chamelea gallina*) e a navalha (*Ensis siliqua*). O habitat dos bivalves pode ser caracterizado pelas profundidades de ocorrência dos bancos de cada espécie: a amêijoia-branca entre os 3 e os 12m, a conquilha entre os 0 e 5m, a navalha entre os 3 e os 11m e o pé-de-burrinho entre os 3 e os 15m.



Figura 1. Espécies alvo da pesca da ganchorra da costa sul Portuguesa. (a) Amêijoia-branca. (b) Conquilha. (c) Pé-de-burrinho. (d) Navalha.

As embarcações da frota da ganchorra podem ser consideradas, de acordo com as suas características, de pesca local (EPL) ou de pesca costeira (EPC) (Figura 2). As EPL são caracterizadas por uma baixa motorização e pela escassez de equipamentos de alagem. O seu comprimento fora a fora (Cff) é igual ou inferior a 9m e/ou a potência máxima do motor não é superior a 75 kW (=100 Hp) ou 45 kW (=60 Hp), consoante se tratem de embarcações de convés fechado ou de convés aberto. Na sua maioria estas embarcações apresentam um casco de fibra. As EPC apresentam um Cff superior a 9m, tonelagem inferior a 180 GT, motor com potência superior a 25 kW (=35 Hp) e

um casco normalmente em madeira. Atualmente a frota de ganchorra que opera na costa sul de Portugal é constituída por 56 embarcações, 23 das quais pertencem à frota costeira e as restantes 33 à frota local. A capacidade de pesca desta frota é de 333 GT e de 3771 Hp de potência. Estas embarcações desenvolvem a sua atividade principalmente entre Olhos d'Água e Vila Real de Santo António.

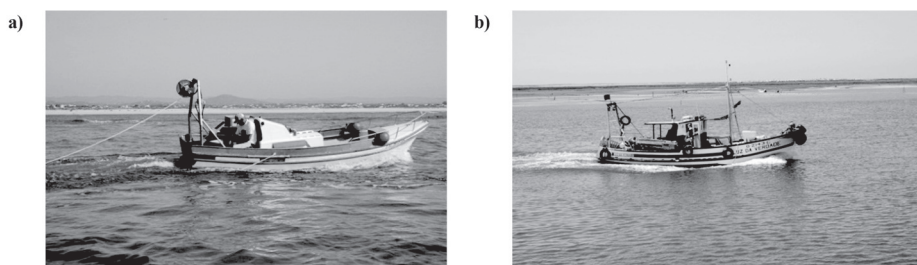


Figura 2. Ilustração das embarcações da frota Algarvia de ganchorra. (a) Embarcação de pesca local. (b) Embarcação de pesca costeira.

A pesca é realizada com ganchorra que é uma arte de arrasto pelo fundo. A ganchorra é uma estrutura metálica, constituída por um aro em semicircunferência, que na posição de diâmetro tem a barra onde está implantado um pente de dentes. O tamanho dos dentes, dependendo da espécie a que se destina, varia entre os 10cm no caso da conquilha e os 60 cm no caso da navalha. A este aro está soldada uma outra estrutura metálica, formada por três hastes em forma de tripé, onde se amarra o cabo de tração e o cabo da «rabeira» ou do «vira». O marisco que entra na ganchorra é retido por um saco de rede (ganchorra tradicional) ou por uma grelha metálica (ganchorra de grelha) (Figura 3). Atualmente, a ganchorra tradicional é utilizada apenas na pesca da navalha, enquanto a ganchorra de grelha é utilizada para capturar as outras espécies.

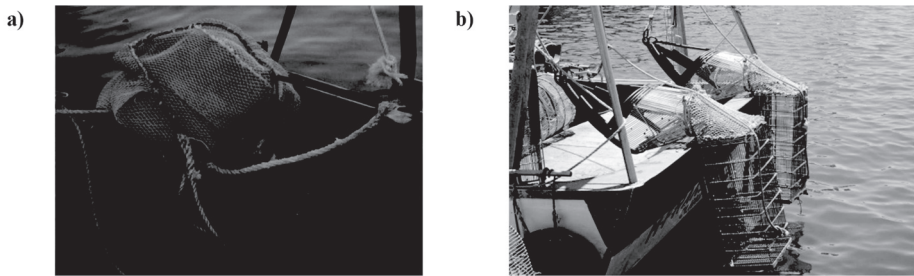


Figura 3. Ilustração da arte da ganchorra. (a) Ganchorra tradicional. (b) Ganchorra de grelha.

A pescaria de bivalves com ganchorra é regulada por um período de defeso (de 1 de maio a 15 de junho), por tamanhos mínimos de captura, por quotas diárias por espécie e embarcação e por restrições à atividade, podendo as embarcações operar seis dias por semana (entre domingo e sexta-feira) e fazer uma única maré diária. As características técnicas da ganchorra encontram-se também regulamentadas. Extraordinariamente podem ser decretadas interdições temporais da pesca como resultado de episódios de biotoxinas ou no caso de sobre-exploração dos recursos.

Os principais portos de pesca na costa do Algarve para a frota de ganchorra são quatro, nomeadamente Faro, Olhão, Tavira e Vila Real de Santo António. Os pescadores escolhem o seu porto de pesca em função da localização dos bancos de bivalves de modo a reduzir o tempo de viagem.

## 4 Descrição do modelo de Dinâmica de Sistemas

### 4.1 Identificação dos indicadores

Esta secção apresenta os indicadores selecionados para a construção do modelo de Dinâmica de Sistemas. Os indicadores são apresentados de acordo com a metodologia DPSIR e classificados segundo as quatro dimensões de sustentabilidade.

A Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico propôs a metodologia PSR (*Pressure, State, Response*) para a identificação de indicadores em 1993 (OECD, 1993). Esta metodologia foi posteriormente aperfeiçoada pela EEA (1999), dando origem à metodologia DPSIR (*Driving Force, State, Pressure, Impact, Response*), através da inclusão de duas novas categorias: forças motrizes (*Driving Force: D*) e impacto (*Impact: I*). A utilização da metodologia

DPSIR para a seleção de indicadores das pescas foi proposta pela FAO (1999) e pela EEA (2002). No entanto, o número de estudos que aplicaram a metodologia DPSIR a sistemas de pesca é ainda reduzido. Neste âmbito, destacam-se os estudos realizados por Mangi et al. (2007) e Knudsen et al. (2010).

Os indicadores associados à categoria *Driving Force* (D) descrevem as necessidades e motivações socioeconómicas que impulsionam a existência da atividade humana. Os indicadores associados à categoria *Pressure* (P) referem-se a ações humanas que podem induzir alterações no ecossistema. Os indicadores classificados na categoria *State* (S) visam descrever o estado dos ecossistemas naturais, o desenvolvimento socioeconómico das populações associadas ao sistema em análise, ou uma combinação de ambos. A categoria *Impact* (I) engloba os efeitos negativos no ecossistema ou na sociedade causados pela atividade humana. A classe *Response* (R) inclui todas as medidas adotadas com o objetivo de melhorar o estado do sistema, podendo incluir ações preventivas, adaptativas ou curativas.

As diretrizes propostas pela FAO (1999) também sugerem que os indicadores a utilizar na análise de sistemas de pesca sejam classificados dentro das quatro principais dimensões da sustentabilidade: económica, social, ambiental e institucional. Seguindo os critérios sugeridos pela FAO (1999), os indicadores ambientais visam medir as características dos ecossistemas naturais, incluindo aspetos biológicos das espécies envolvidas e parâmetros físicos e químicos do ecossistema. No presente estudo, dado não se ter utilizado parâmetros físico-químicos na definição do modelo, apenas se considerou a componente biológica. Os indicadores económicos descrevem aspetos relacionados com os barcos, mecanismos de pesca, a procura do setor, o consumo, os lucros da atividade, a descrição do esforço de pesca e o valor económico dos desembarques. Os indicadores sociais relacionam-se com a caracterização da comunidade envolvida na atividade de pesca, abrangendo informação sobre o nível de emprego, número de pescadores, tradições, cultura e nível educacional. Os indicadores classificados na dimensão institucional referem-se às ações tomadas pelo governo ou outras instituições com o objetivo de melhorar/regular a atividade de pesca.

A Tabela 1 apresenta o resumo dos indicadores selecionados para a construção do modelo de Dinâmica de Sistemas para a pesca de bivalves com ganchorra na costa do Algarve, organizados de acordo com a metodologia DPSIR e classificados nas quatro dimensões de sustentabilidade propostas pela FAO (1999). Estes dados foram utilizados para especificar as relações entre as variáveis incluídas no modelo de Dinâmica de Sistemas.

Os dados para a maioria dos indicadores foram fornecidos pela Direção Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos (DGRM) e pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA), e são relativos aos anos entre 1996 e 2009. Os dados relativos ao preço do combustível (gasóleo verde) foram fornecidos pela GALP. Como o IPMA não tem informação sobre o crescimento natural de cada espécie, estes valores foram estimados a partir de outros indicadores (i.e. *stock* e desembarques).

#### 4.2 Modelação das relações entre as variáveis

Esta secção descreve o modelo de Dinâmica de Sistemas, desenvolvido com o software Vensim PLE Plus, para a pesca de bivalves com ganchorra no Algarve. O modelo de simulação contempla a frota costeira (FC), a frota local (FL) e as quatro espécies alvo separadamente, i.e., amêijoia-branca (Ss), conquilha (Dt), navalha (Es) e pé-de-burrinho (Cg). A evolução do sistema foi representada com uma periodicidade anual. A Figura 4 apresenta o esquema simplificado do modelo de Dinâmica de Sistemas desenvolvido.

Na Figura 4 as variáveis com índice  $i$  são replicadas para cada espécie e as variáveis com índice  $j$  são replicadas para cada frota. Os círculos a branco referem-se às variáveis DPSIR descritas na Tabela 1 e os círculos sombreados representam variáveis auxiliares.

A especificação de um modelo de Dinâmica de Sistemas implica a representação da evolução de cada variável ao longo do tempo, bem como a relação entre as várias variáveis. Assim, as expressões matemáticas incluídas em cada um dos blocos representados na Figura 6 são descritas detalhadamente em seguida.

Tabela 1. Indicadores incluídos no modelo de Dinâmica de Sistemas.

Indicador	Dimensão	Descrição	Unidades
<b>Driving Forces</b>			
Custos fixos	Económica	Custo anual da renovação da licença de pesca, manutenção do barco e dos mecanismos de pesca. • $CF_j^t$ – custo fixo de um barco da frota $j$ no ano $t$ .	Euro /barco
Custos variáveis	Económica	Taxas de desembarques anuais (comissão para as autoridades piscatórias e contribuição para a segurança social), custo de combustível, seguro de tripulação e contribuições para as organizações de produtores. • $CV_j^t$ – custo variável de um barco da frota $j$ no ano $t$ .	Euro /barco
Preço de combustível	Económica	Preço de combustível para a atividade de pesca. • $PC^t$ – preço do combustível no ano $t$ .	Euro / litro
Consumo de combustível	Económica	Consumo médio de combustível por viagem para barcos costeiros e locais. • $CC_j^t$ – consumo médio de combustível por viagem de um barco da frota $j$ no ano $t$ .	Litros / viagem
Preço de primeira venda	Económica	Preço médio de cada espécie alvo em lota. • $PPV_i^t$ – Preço de primeira venda da espécie $i$ no ano $t$ .	Euro /kg
<b>Pressures</b>			
Viagens de mar	Económica	Número anual de viagens de mar realizadas por barco de cada frota. • $VM_j^t$ – Viagens de mar de um barco da frota $j$ no ano $t$ .	Viagem
Número de barcos	Económica	Número de barcos ativos em cada frota. • $NB_j^t$ – número de barcos a operar na frota $j$ no ano $t$ .	Barcos
Tripulantes	Social	Número médio de pescadores constituintes da tripulação, por barco, em cada frota. • $T_j^t$ – número médio de pescadores num barco da frota $j$ no ano $t$ .	Pessoa
Desembarques	Económica	Desembarques anuais por espécie (em peso) por barco de cada frota. • $D_{ij}^t$ – desembarques da espécie $i$ por cada barco da frota $j$ no ano $t$ .	toneladas
<b>State</b>			
Stock	Ambiental	Stock biológico disponível no sistema para cada espécie. • $S_i^t$ – stock biológico da espécie $i$ no ano $t$ .	toneladas
Crescimento natural	Ambiental	Crescimento natural de cada espécie. • $CN_i^t$ – Crescimento natural da espécie $i$ no ano $t$ .	toneladas
<b>Impact</b>			
Salário por pescador	Económica	Salário médio anual por pescador de cada frota. • $SP_j^t$ – salário anual por pescador da frota $j$ no ano $t$ .	Euros
<b>Responses</b>			
Quotas por espécie	Institucional	Limite diário de capturas por espécie. • $QE_i^t$ – quota diária da espécies $i$ no ano $t$ .	kg / viagem
Quotas para o total de capturas	Institucional	Limite diário de capturas (incluindo todas as espécies) por barco e por frota. • $QT_j^t$ – quotas diárias para o total de capturas por barco da frota $j$ no ano $t$ .	kg / viagem



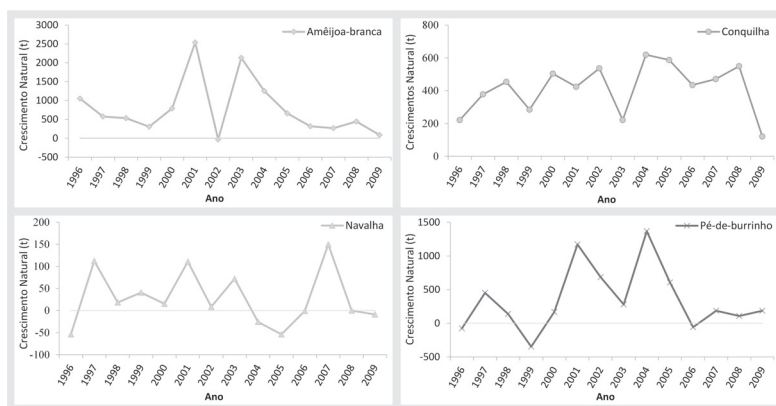


Figura 5. Crescimento natural estimado para as espécies alvo.

No caso da conchilha, como os anos anteriores a 2003 mostraram um comportamento muito variável do crescimento natural, optou-se por especificar esta variável no modelo como sendo igual ao valor médio observado entre 2003 e 2009 (429 toneladas).

O crescimento natural do pé-de-burrinho foi definido pela média dos valores observados (194 toneladas) excluindo os anos onde se observaram picos (2001 e 2004). À semelhança do procedimento adotado para a amêijo-branca, a ocorrência de picos nesta espécie foi modelada com uma frequência de 14 anos (1270 toneladas, calculado como o valor médio observado em 2001 e 2004).

Relativamente à navalha, o seu crescimento natural foi modelado considerando a média de todos os anos observados (34 toneladas).

Para modelar os desembarques de cada espécie, foi investigada a relação entre os desembarques de cada espécie para cada frota e os níveis de *stock* das espécies-alvo, bem como os desembarques de outras espécies. Verificou-se que a evolução dos desembarques para as espécies conchilha, navalha e pé-de-burrinho é explicada pelos níveis de *stock* respetivos (em ambas as frotas). Para a amêijo-branca, os desembarques são explicados por duas variáveis: o estado de conservação do *stock* e os desembarques de pé-de-burrinho. A



Tabela 2 apresenta as equações das regressões utilizadas para modelar a evolução dos desembarques de cada espécie em cada frota.

Tabela 2. Desembarques de cada espécie por cada barco (em toneladas).

Frota local		Significância	
		R <sup>2</sup>	p-value
Amêijoa-branca	$D_{Ss,FL}^t = 0,317 + 0,008 \cdot S_{Ss}^t - 0,585 \cdot D_{Cg,FL}^t$	0,854	0,000
Conquilha	$D_{Dt,FL}^t = 4,917 + 0,013 \cdot S_{Dt}^t$	0,202	0,107
Navalha	$D_{Es,FL}^t = -0,169 + 0,002 \cdot S_{Es}^t$	0,910	0,000
Pé-de-burrinho	$D_{Cg,FL}^t = -0,249 + 0,005 \cdot S_{Cg}^t$	0,777	0,000
<b>Frota costeira</b>			
Amêijoa-branca	$D_{Ss,FC}^t = 12,575 + 0,034 \cdot S_{Ss}^t - 1,397 \cdot D_{Cg,FC}^t$	0,678	0,002
Conquilha	$D_{Dt,FC}^t = 1,837 + 0,036 \cdot S_{Dt}^t$	0,832	0,011
Navalha	$D_{Es,FC}^t = 0,065 + 0,007 \cdot S_{Es}^t$	0,718	0,000
Pé-de-burrinho	$D_{Cg,FC}^t = 1,667 + 0,011 \cdot S_{Cg}^t$	0,565	0,002

As equações apresentadas na Tabela 2 representam as capturas anuais (em toneladas) por barco de cada frota. Os desembarques são condicionados pela legislação através de quotas diárias que limitam as capturas totais por barco e por espécie. Para tal é necessário incluir no modelo informação sobre os limites das quotas (totais e por espécie). Finalmente, para obter o total de capturas para cada frota, o modelo inclui também informação sobre o número de barcos de cada frota e o número de viagens (dias de mar) efetuadas anualmente por cada barco.

A Tabela 3 apresenta o número de barcos a operar em cada frota considerando o período compreendido entre 1996 e 2009. Para as simulações de Dinâmica de Sistemas considerou-se que o número de barcos, para cada frota, seria constante e igual ao valor médio do histórico observado: 25 barcos na frota local e 22 na costeira.

Tabela 3. Número de barcos em cada ano.

	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Número de barcos locais (NB <sub>FL</sub> <sup>t</sup> )	16	18	19	23	23	27	28	28	31	28	28	29	28	26
Número de barcos costeiros (NB <sub>FC</sub> <sup>t</sup> )	20	20	21	21	21	23	24	24	26	25	24	25	24	14

O histórico de observações relativo ao número anual de viagens por barco é descrito na Tabela 4. Neste estudo explorou-se o impacto dos níveis de *stock* de cada espécie no número de viagens de mar, tendo-se encontrado significância estatística na explicação da evolução do número de viagens por barco costeiro em função dos níveis de *stock* da amêijoia-branca.

Tabela 4. Número anual de viagens de mar por barco de cada frota.

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Viagens de mar por barco local ( $VM_{FL}^t$ )	109	133	128	114	138	94	113	107	101
Viagens de mar por barco costeiro ( $VM_{FC}^t$ )	146	156	162	165	155	107	132	114	118

O modelo de regressão usado para prever as viagens por barco costeiro é apresentado na expressão (2), com  $R^2=0,616$  ( $p=0,012$ ).

$$VM_{FC}^t = 121,771 + 0,02 \times S_{SS}^t \quad (2)$$

Uma vez que não foi encontrada nenhuma relação com significância estatística entre a evolução do número de viagens da frota local e as potenciais variáveis explicativas incluídas no modelo, considerou-se que esta variável seria igual à média dos valores históricos observados (115 viagens).

A tonelagem de arqueação bruta (GT) média de cada frota foi adotada como referência para a modelação de barcos «tipo» de cada frota (i.e. considerou-se que cada barco local tem um GT de 3,89 toneladas e cada barco costeiro tem um GT de 9,25 toneladas). O modelo pressupõe ainda que o valor das quotas observadas na última revisão da legislação (realizada em 2005) seria mantido nos anos futuros. As quotas entre 1996 e 2009 estão apresentadas na Tabela 5.

As variáveis económicas apresentadas no retângulo do lado direito da Figura 5 são explicadas de seguida. As receitas anuais de cada frota são obtidas como o produto dos desembarques de cada espécie, após ajuste dos seus valores de forma a não ultrapassar as quotas, e o seu preço de primeira venda. Os preços de primeira venda observados para cada espécie entre 1996 e 2009 são apresentados na Tabela 6.

Tabela 5. Quotas diárias por espécie e por barco incluías no modelo (em kg/viagem).

Quotas	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005 – 2009
Amêijoia-branca ( $QE_{Ss}^t$ )	--	--	--	--	--	200	200	400	400	225
Conquilha ( $QE_{Dt}^t$ )	--	--	--	--	--	220	150	150	150	150
Navalha ( $QE_{Es}^t$ )	--	--	--	--	--	100	50	50	50	30
Pé-de-burrinho ( $QE_{Cg}^t$ )	--	--	--	--	--	100	200	200	200	250
Quotas para o total de capturas na frota local ( $QT_{FL}^t$ )	200	200	120	120	200	300	300	600	600	390
Quotas para o total de capturas na frota costeira ( $QT_{FC}^t$ )	200	200	200	200	200	300	300	600	600	390

Tabela 6. Preço de primeira venda por espécie.

Preço de primeira venda	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Amêijoia branca ( $PPV_{Ss}^t$ )	0,86	1,05	1,01	0,83	0,71	0,73	1,00	0,79	0,67	0,67	0,67	0,67	1,18	1,33
Conquilha ( $PPV_{Dt}^t$ )	2,45	2,16	1,54	1,69	1,92	2,04	2,07	2,09	2,09	2,08	2,07	2,12	3,06	3,42
Navalha ( $PPV_{Es}^t$ )	1,27	1,68	1,28	2,65	2,84	2,51	2,66	0,00	2,00	2,53	2,66	n.d.	n.d.	n.d.
Pé de burrinho ( $PPV_{Cg}^t$ )	1,97	1,24	0,94	1,54	1,83	1,98	1,99	1,91	2,00	1,99	2,00	1,99	2,01	2,00

No modelo de Dinâmica de Sistemas, considerou-se que os preços de primeira venda aumentariam 2,5% por ano, usando os preços de 2009 como valores de base. Este aumento está próximo do valor médio da inflação observada em Portugal entre 1996 e 2009, sendo por isso razoável usar este valor como estimativa do ajuste dos preços no futuro.

O custo global foi estimado considerando tanto os custos variáveis como os custos fixos. Os custos fixos incluem a manutenção dos equipamentos e a renovação anual das licenças, e assumiu-se que eram iguais a 420€ anuais por barco. Os custos variáveis contemplam o custo de combustível, o seguro da tripulação, comissões pagas às autoridades portuárias, contribuições pagas à segurança social e a associações de produtores. O custo de combustível é obtido pela multiplicação entre o combustível consumido por viagem, o número de barcos, o número de viagens realizadas por barco e o preço do combustível. O consumo de combustível assumiu-se como igual ao valor médio estimado dos registos existentes, com o valor de 81 litros para uma viagem de um barco da frota local e de 122 litros para uma viagem de um

barco costeiro. O histórico de registos dos preços dos combustíveis e do consumo de cada barco por viagem, para cada frota, é apresentado na Tabela 7.

Tabela 7. Preço de combustível (€/litro) e consumo de combustível (litros/viagem) implementados no modelo em cada ano.

	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Preço de combustível ( $PC^t$ )	0,268	0,273	0,268	0,268	0,325	0,246	0,298	0,312	0,373	0,493	0,546	0,550	0,678	0,492
Consumo de combustível na FL ( $CC_{FL}^t$ )	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	93	65	67	80	59	102	92	n.d.	92
Consumo de combustível na FC ( $CC_{FC}^t$ )	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	143	116	114	131	118	147	122	n.d.	84

A evolução futura do preço de combustível foi modelada através de uma regressão linear ( $R^2=0,748$ ;  $p=0,000$ ), apresentada na expressão (3).

$$PC^t = 0,1693 + 0,0288 \times t \quad (3)$$

As restantes componentes dos custos variáveis foram estimadas como uma proporção da receita anual dos barcos (20%).

Por fim, o lucro por barco foi definido como a diferença entre as receitas e os custos. O salário por pescador pode ser obtido pela divisão do lucro de cada barco pelo número de membros da tripulação respetiva. O número de membros da tripulação de cada barco foi considerado constante ao longo dos anos: um barco local é operado por 2 pescadores e um barco costeiro por 3 pescadores.

## 5 Resultados das simulações

### 5.1 Validação

Para verificar se a especificação do modelo de Dinâmica de Sistemas permite representar adequadamente a evolução real do sistema, fez-se a validação do modelo comparando os valores obtidos para duas variáveis (*stock* biológico e salário anual por pescador) pela simulação do modelo com os dados históricos respetivos, no período compreendido entre 1996 e 2009.

Relativamente ao crescimento natural da amêijoia-branca e do pé-de-burrinho, o modelo simulou anos de pico de forma coincidente com os anos em que efetivamente foram observados picos (i.e. 2001 e 2003 para a amêijoia-branca; 2001 e 2004 para o pé-de-burrinho). No caso da conquinha, como os dados anteriores a 2002 foram considerados atípicos para a estimação dos valores futuros do crescimento natural, na validação do modelo por comparação com os dados históricos esta variável foi representada pela equação (4) para modelar a tendência crescente do crescimento natural entre 1996 e 2002.

$$CN_{Dt}^t = 244,953 + 38,837 \cdot t \quad (4)$$

As quotas por espécie e as quotas para o total de capturas foram incluídos no modelo seguindo a legislação respetiva em vigor (ver Tabela 3).

O preço de primeira venda foi definido como a média dos valores observados entre 1996 e 2009. Note-se que o aumento de 2,5% no preço de primeira venda apenas foi incluído no modelo a partir de 2010, inclusive.

A Figura 6 apresenta os resultados obtidos com a simulação relativamente ao *stock* biológico das quatro espécies e os respetivos dados históricos.

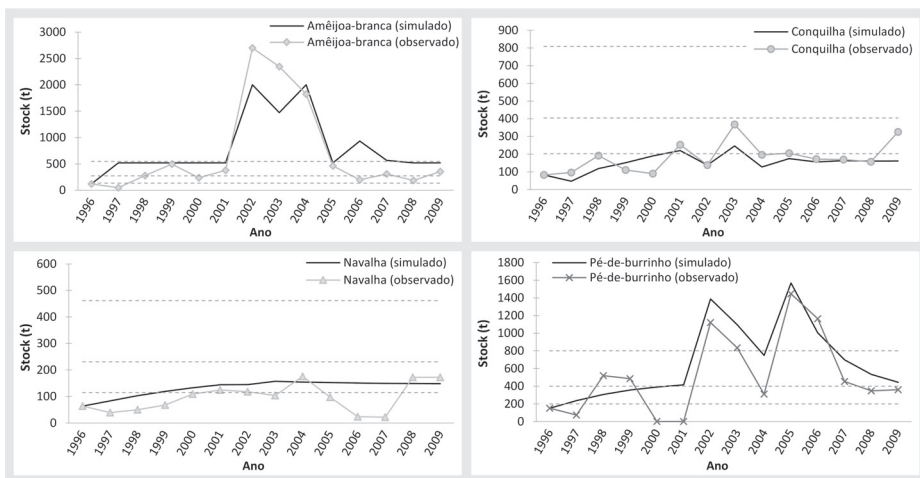


Figura 6. Evolução do *stock* das espécies - alvo.

Em relação à evolução do *stock* da amêijoia-branca, os resultados da simulação mostram que o *stock* se mantém estável entre 1996 e 2001, com um valor próximo das 500 toneladas, com a ocorrência de picos de crescimento natural em 2002 e 2004. A partir de 2005, o *stock* retoma os valores observados nos anos anteriores à ocorrência dos picos, permanecendo estável a partir daí.

Os resultados da simulação do *stock* biológico para a conquinha indicam que o modelo replica de forma bastante satisfatória a evolução desta variável, mostrando que o *stock* se mantém estável, com valores típicos inferiores a 200t.

Em relação à navalha, a simulação também obteve valores bastante próximos dos observados, com exceção dos anos de 2006 e 2007, em que o *stock* observado foi excepcionalmente baixo.

Finalmente, a simulação do *stock* de pé-de-burrinho evidencia que os resultados obtidos são bastante semelhantes aos observados para todos os anos analisados.

Da análise da Figura 6 pode concluir-se que os resultados do modelo seguem bem as tendências observados na evolução do *stock*, sendo o melhor ajuste observado no caso do *stock* da amêijoia-branca e do pé-de-burrinho. Em relação à magnitude dos resultados do modelo comparados com os valores observados, o ajuste também é aceitável, sendo o melhor ajuste correspondente ao *stock* da amêijoia-branca e conquinha. Para estas espécies, a diferença percentual entre os valores observados e as previsões do modelo é cerca de 15%. Os resultados da navalha são os piores em termos de comparação dos valores médios de *stock* observado e previsto, uma vez que a diminuição do *stock* entre 2005 e 2007 não foi prevista pelo modelo de Dinâmica de Sistemas.

A Figura 7 apresenta os resultados obtidos com o modelo de simulação para o salário anual por pescador, assim como os salários observados em cada frota. Esta Figura inclui a tracejado a indicação do valor do salário mínimo nacional, como valor de referência. Note-se que como não foi possível obter dados históricos do consumo de combustível anteriores a 2001, não é possível calcular o valor observado da rentabilidade das embarcações e salário médio por pescador nesse período.

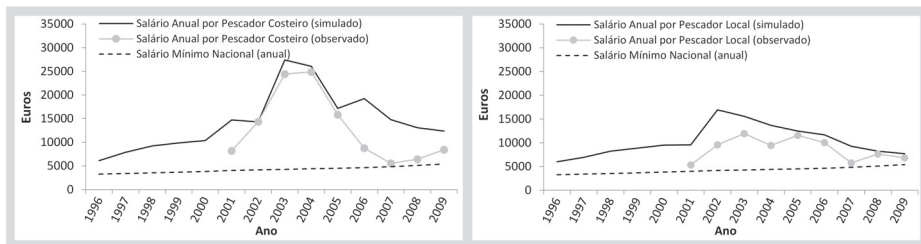


Figura 7. Evolução do salário anual por pescador de cada frota. Salário mínimo nacional anual incluído como referência (linha a tracejado).

Na Figura 7 pode-se observar que o ajustamento entre os valores simulados e observados foi particularmente bom entre 2002 e 2005 para a frota costeira, e entre 2005 e 2009 para a frota local. O ajuste é aceitável em relação à previsão das tendências de evolução do *stock*, embora em termos de magnitude os resultados previstos sejam, em média, cerca de 30% superiores aos observados.

## 5.2 Simulação de cenários futuros

### 5.2.1 Cenário base

O cenário base considera que o sistema evolui segundo as relações descritas na secção 4.2. Este cenário foi simulado para o período compreendido entre 2009 e 2020. Os resultados obtidos são utilizados para a avaliação da sustentabilidade biológica, económica e social do sistema, e consideram que as condições de regulação desta pescaria observadas em 2009 se manteriam nos anos subsequentes.

A Figura 8 apresenta o *stock* simulado para cada espécie alvo. Esta Figura inclui ainda três linhas a tracejado, que separam quatro zonas distintas relativas ao estado do *stock* para cada espécie (níveis mau, médio, bom e muito bom).

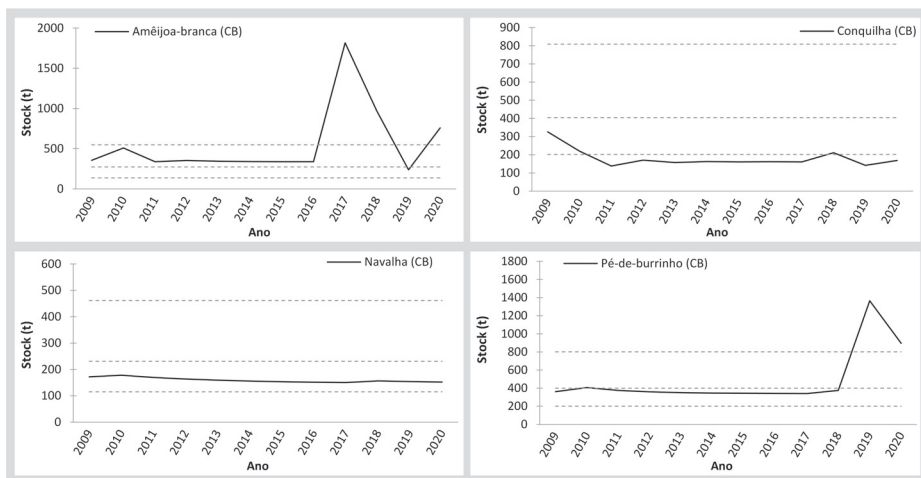


Figura 8. *Stock* simulado para cada espécie alvo no cenário base (CB).

Para a espécie amêijoia-branca, o modelo prevê um nível de *stock* estável e bom entre 2009 e 2016. Foi simulada a ocorrência de um pico do crescimento natural desta espécie em 2017, que originou um aumento significativo no nível de *stock* levando a que o mesmo permanecesse num nível muito bom durante dois anos.

O *stock* biológico da conchilha permanece baixo durante todo o período de simulação, com uma tendência estável. Apesar do *stock* se encontrar num nível baixo, a estabilidade observada nesta variável evidencia que a sustentabilidade biológica da conchilha não está comprometida.

Para a espécie navalha, o *stock* biológico permanece num nível médio ao longo dos anos simulados. Quanto ao pé-de-burrinho, prevê-se um *stock* de nível médio para o mesmo período. Para esta espécie simulou-se um pico de crescimento natural no ano de 2019, o que levou ao aumento do *stock* respetivo (atingindo um nível muito bom).

Em conclusão, o cenário base sugere que o sistema terá uma evolução sustentável ao nível biológico nos anos futuros, contendo três espécies em níveis de *stock* médio e bom, e uma espécie num nível baixo mas com evolução estável de *stock*.

Relativamente à evolução do salário anual por pescador de cada frota, os resultados obtidos com a simulação do modelo estão apresentados na Figura 9.



A linha a tracejado representa o salário mínimo nacional anual em 2009, que é tido como referência para a avaliação da sustentabilidade económica do sistema.

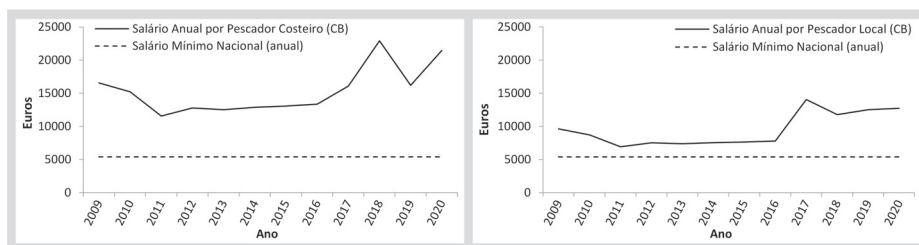


Figura 9. Salário anual por pescador de cada frota simulado no cenário base (CB).

A Figura 9 mostra que se espera que ambas as frotas sejam economicamente sustentáveis, uma vez que o salário anual por pescador simulado é sempre superior ao salário mínimo nacional anual.

De seguida apresenta-se a análise de dois cenários desenvolvidos para testar o impacto de medidas regulatórias pensadas para melhorar a sustentabilidade do sistema.

### 5.2.2 Cenário 1

O presente cenário pretende avaliar o impacto da redução do esforço de pesca nas populações das espécies alvo, assim como na remuneração média anual dos pescadores. O objetivo é promover o aumento de biomassa explorável disponível de modo a que se reflita, positivamente, no salário dos pescadores. A redução do esforço de pesca é feita à custa do abate de 10 embarcações (5 para cada segmento de frota) e implica a deterioração da sustentabilidade social do sistema com a perda 25 postos de trabalho (10 pescadores locais e 15 pescadores costeiros), o que representa aproximadamente 20% do número total de postos de trabalho.

Os resultados obtidos relativamente à evolução do *stock* de cada espécie são apresentados na Figura 10, que também inclui os resultados homólogos obtidos no cenário base para permitir uma análise comparativa.

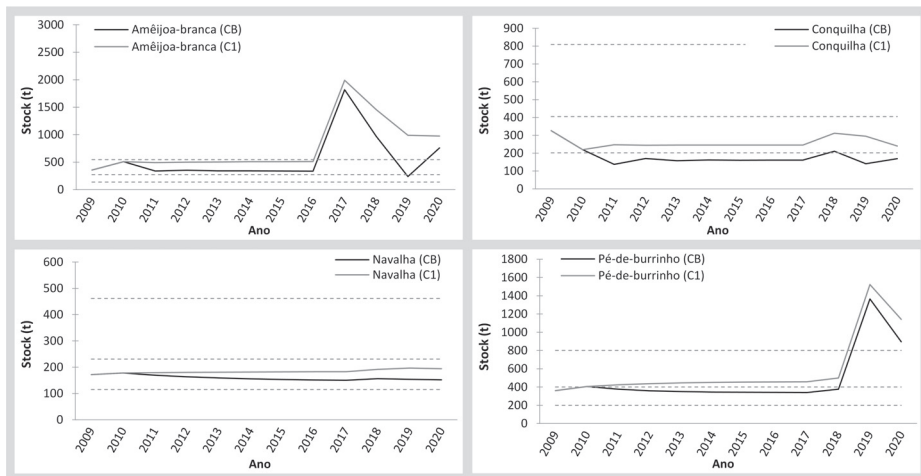


Figura 10. *Stock* simulado de cada espécie alvo no cenário base (CB) e no cenário 1 (C1).

No âmbito deste cenário todas as espécies aumentaram o *stock* biológico, como já era esperado devido à redução do esforço de pesca. Os resultados relativos ao salário anual obtido por pescador estão apresentados na Figura 11.

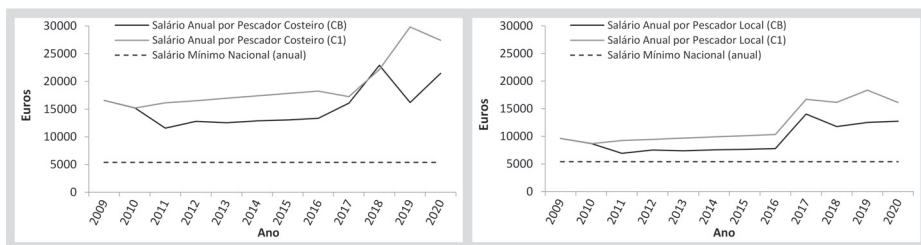


Figura 11. Salário anual por pescador de cada frota simulado no cenário base (CB) e no cenário 1 (C1).

O lucro anual por pescador obtido no cenário 1 é maior do que o observado no cenário base (o aumento de *stock* biológico observado em todas as espécies permite que cada barco consiga capturar volumes maiores de pescado). Este cenário assegura a sustentabilidade biológica e económica, em detrimento de uma redução induzida na sustentabilidade social.

### 5.2.3 Cenário 2

Neste cenário simula-se a interdição da exploração da amêijoia-branca durante um ano (em 2010), com o objetivo de promover o aumento da abundância desta espécie através da criação de condições para o sucesso da desova e recrutamento da espécie. Este cenário surge como consequência do baixo número de juvenis estimados em 2009 o que poderá colocar em causa a sustentabilidade do recurso, caso o esforço de pesca sobre a biomassa explorável não for reduzido significativamente. Neste sentido, procura-se avaliar o efeito daquela medida nos *stocks* das espécies comerciais, bem como na remuneração média anual dos pescadores. Este cenário pressupõe que a interdição de captura de uma espécie levaria a que o preço de primeira venda respetivo aumentasse em 10% no ano de interdição, e que este novo preço se manteria nos anos seguintes. Neste cenário considera-se ainda que o esforço de pesca direcionado às restantes espécies aumentaria, originando um aumento dos desembarques respetivos de 15%.

A evolução do *stock* biológico obtida com a simulação deste cenário está apresentada na Figura 12.

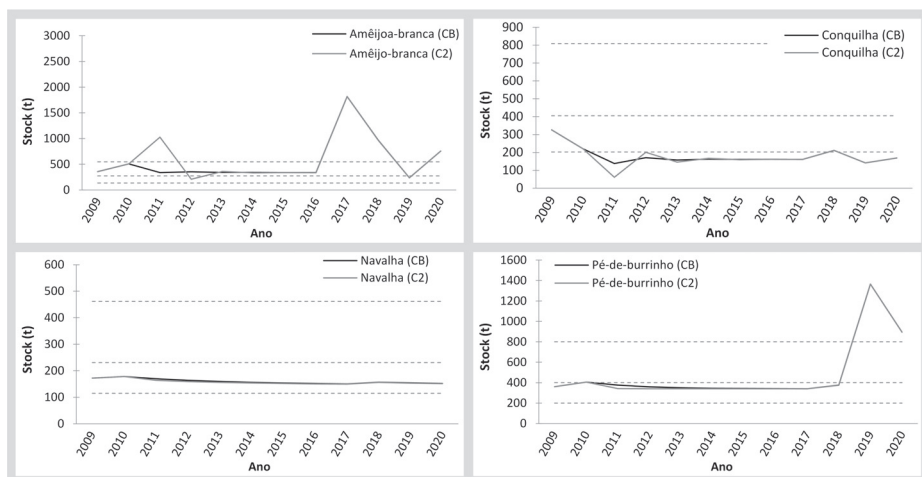


Figura 12. *Stock* de cada espécie alvo simulado no cenário base (CB) e no cenário 2 (C2).

Os resultados obtidos com a simulação sugerem que o *stock* de amêijoia-branca aumentaria em 2011 devido ao período de interdição imposto em 2010.

Esta recuperação de *stock* seria perdida em 2012 devido à reabertura da pesca direcionada à amêijoia-branca. Os *stocks* das espécies navalha e pé-de-burrinho apresentariam descidas marginais em 2011, ao passo que a conquilha desceria significativamente em 2011. Todas as espécies tendem a alcançar os valores observados no cenário base poucos anos depois do período de interdição (i.e. aproximadamente em 3 anos). A Figura 13 apresenta o lucro por pescador para ambas as frotas.

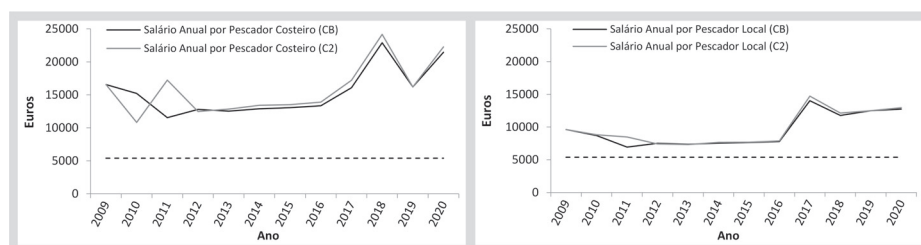


Figura 13 . Salário anual por pescador de cada frota simulado no cenário base (CB) e no cenário 2 (C2).

O cenário 2 leva à redução do lucro anual por pescador, particularmente para a frota costeira no ano de 2010, indicando que a interdição da pesca da amêijoia-branca não seria compensada economicamente pelo esforço de pesca redirecionado às restantes espécies. O aumento de receita observado após 2010 está relacionado com o aumento do preço de primeira venda da amêijoia-branca assumido no modelo. Além disso, a interdição de pesca de amêijoia-branca em 2010 potenciaria a recuperação do seu nível de *stock*, o que permitiria um aumento nas capturas desta espécie findo o período de interdição e um conseqüente aumento no lucro obtido. Este cenário revela-se uma alternativa interessante para a abordagem de questões de sustentabilidade biológica com impacte no curto prazo.

## 6 Conclusões

Neste trabalho a metodologia de Dinâmica de Sistemas foi aplicada ao estudo da evolução da pesca artesanal de bivalves com ganchorra na costa sul Portuguesa.

A modelação de sistemas de pesca com recurso à Dinâmica de Sistemas potencia o conhecimento do sistema, assim como a avaliação dos impactes de diferentes medidas regulatórias introduzidas no mesmo. Esta avaliação pode ser realizada através da análise de indicadores de sustentabilidade ambiental, económica e social.

As variáveis seleccionadas para construir o modelo de simulação foram organizadas de acordo com a metodologia DPSIR. As relações estabelecidas entre as variáveis seleccionadas foram baseadas na análise do histórico de informação existente.

A validação do modelo foi realizada através da comparação dos resultados da simulação com os valores observados para o período compreendido entre 1996 e 2009.

A simulação do cenário base mostra a evolução prevista do sistema, assumindo que as condições regulatórias se manteriam como observado no passado. Esta análise não antecipa problemas de sustentabilidade, embora o *stock* de conquinha deva ser acompanhado com especial atenção, visto que se prevê que se mantenha num nível baixo, apesar de estável. Os cenários 1 e 2 permitem avaliar os impactes de diferentes medidas regulatórias pensadas para melhorar a sustentabilidade ecológica das espécies, bem como as condições económicas e sociais da comunidade piscatória.

A formulação e análise de cenários fornece informação relevante para a avaliação do impacto de potenciais medidas regulatórias, pelo que os modelos de simulação são ferramentas importantes a considerar nos processos de tomada de decisão. Como complemento, a divulgação dos resultados obtidos pode ser usada para atrair o interesse da população em geral sobre as pescas artesanais e para fomentar debates sobre a regulação desta atividade. Além disso, pode ajudar os pescadores a entender e aceitar as opções seguidas pelas autoridades administrativas relativamente à regulação das pescas artesanais. Assim, este tipo de modelos pode ser uma ferramenta fundamental para o setor já que poderá ser utilizada para implementar um sistema de cogestão onde o setor assumiria uma maior responsabilidade na gestão da pescaria. Importa, contudo, referir a importância de obter um maior conjunto de informação de modo a aumentar a robustez das previsões.

## Agradecimentos

Este estudo foi realizado no âmbito do projeto «Desarrollo sostenible de las pesquerías artesanales del Arco Atlántico» (PRESPO) do Programa INTERREG IV B - Atlantic Area, cofinanciado pela União Europeia (ERDF Programme).

## REFERÊNCIAS

Arquitt, S. e Johnstone, R. (2008). Use of system dynamics modelling in design of an Ambient restoration banking institution. *Ecological Economics* 65(1), 63-75.

BenDor, T., Scheffran, J. e Hannon, B. (2009). Ecological and Economic sustainability in fishery management: A multi-agent model for understanding competition and cooperation. *Ecological Economics* 68(4), 1061-1073.

Bueno, N. e Basurto, X. (2009). Resilience and collapse of artisanal fisheries: a system dynamics analysis of a shellfish fishery in the Gulf of California, Mexico. *Sustainability science* 4(2), 139-149.

Caddy, J. F. (2002). Limit reference points, traffic lights, and holistic approaches to fisheries management with minimal stock assessment input. *Fisheries Research*, 56(2), 133-138.

Checkland, P. (1999). *Systems Thinking, Systems Practice: Includes a 30-Year Retrospective*. Wiley. New York.

Dudley, R. G. (2008). A basis for understanding fishery management dynamics. *System Dynamics Review*, 24(1), 1-29.

EEA – European Ambient Agency (1999). *Ambiental indicators: Typology and overview*. EEA Technical report no. 25, Copenhagen.

EEA – European Ambient Agency (2002). *An indicator-based approach to assessing the Ambient performance of European marine fisheries and aquaculture*. EEA Technical report no. 87, Copenhagen.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations (1999). *Indicators for Sustainable Development of Marine Capture Fisheries*. FAO technical Guidelines for Responsible Fisheries, No. 8, Rome.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010). *The State of World Fisheries and Aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Department, 197 p., Rome.

Few, A.A. (1996). *System Behavior and System Modeling*. University Science Books, Sausalito, California (USA). Third Edition.

Ford, A. (1999). *Modeling the Environment: an Introduction to System Dynamics Modeling of Ambient Systems*. Island Press, Washington, D.C.

Forrester, J.W. (1991). System dynamics and the lessons of 35 years. *The systemic basis of policy making in the 1990s*, 29.

Forrester, J.W. (2007). System dynamics—a personal view of the first fifty years. *System Dynamics Review*, 23(2 - 3), 345-358.

Garrity, E.J. (2011). System Dynamics Modeling of Individual Transferable Quota Fisheries and Suggestions for Rebuilding Stocks. *Sustainability* 3(1), 184-215.

Jackson, J.B., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S.,

Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J. e Warner, R.R. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293(5530), 629-637.

King, J.R. e McFarlane, G.A. (2006). A framework for incorporating climate regime shifts into the management of marine resources. *Fisheries Management and Ecology*, 13(2), 93-102.

Knudsen, S., Zengin, M. e Koçak, M.H. (2010). Identifying drivers for fishing pressure. A multidisciplinary study of trawl and sea snail fisheries in Samsun, Black Sea coast of Turkey. *Ocean & Coastal Management* 53(5), 252-269.

Lazar, A.N., Butterfield, D., Futter, M.N., Rankinen, K., Thouvenot-Korppoo, M., Jarritt, N., Lawrence, D.S.L., Wade, A.J. e Whitehead P.G. (2010). An assessment of the fine sediment dynamics in an upland river system: INCA-Sed modifications and implications for fisheries. *Science of the Total Environment* 408(12), 2555–2566.

Malakoff, D. e Stone, R. (2002). Scientists recommend ban on North Sea cod. *Science*, 298(5595), 939-939.

Mangi, S.C., Roberts, C.M. e Rodwell, L.D. (2007). Reef fisheries management in Kenya: Preliminary approach using the driver – pressure – state – impacts – response (DPSIR) scheme of indicators. *Ocean & Coastal Management* 50(5), 463–480.

Mason, F. (2002). The Newfoundland cod stock collapse: a review and analysis of social factors. *Electronic Green Journal*, 1(17).

Mchich, R., Auger, P., & Raissi, N. (2000). The dynamics of a fish stock exploited in two fishing zones. *Acta Biotheoretica*, 48(3), 207-218.

Moxnes, E. (2005). Policy sensitivity analysis: simple versus complex fishery models. *System Dynamics Review* 21(2), 123–145.

OECD – Organisation for Economic Cooperation and Development (1993). OECD core set of indicators for Ambiental performance reviews. OECD Ambiental Monographs no. 83, Paris.

Otto, P. e Strubenb, J. (2004). Gloucester Fishery: insights from a group modeling intervention. *System Dynamics Review* 20(4), 287–312.

Rosenhead, J. (1989). *Rational Analysis for a Problematic World: Problem Structuring Methods for Complexity, Uncertainty and Conflict*. Wiley, New York.

Rothschild, B.J., Chen, C. e Lough, R.G. (2005). Managing fish stocks under climate uncertainty. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 62(7), 1531-1541.

Sterman, J.D. (2000). *Business dynamics: systems thinking and modeling for a complex world*. New York: McGraw-Hill.

Tedeschi, L.O., Nicholson, C.F. e Rich, E. (2011). Using System Dynamics modelling approach to develop management tools for animal production with emphasis on small ruminants. *Small Ruminant Research*, 98(1-3), 102-110.

Wang, X., Zhang, J., Liu, J., Wang, G., He, R., Elmahdi, A. e Elsayah, S. (2011). Water resources planning and management based on system dynamics: a case study of Yulin city. *Environment, Development and Sustainability* 13(2), 331 – 351.

Yndestad, H. e Stene, A. (2002). System dynamics of the Barents Sea capelin. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 59(6), 1155-1166.