

Publicación científica de periodicidad no regular destinada a la edición de tesis doctorales realizadas por investigadores del Instituto Español de Oceanografía sobre Ciencias Marinas. Las tesis se publican tal como han sido presentadas en las universidades.

An aperiodical scientific publication, whose purposes is to publish doctoral theses regarding the marine sciences by researchers from the Instituto Español de Oceanografía. These theses are published just as they were presented at university.

Para información sobre publicación de originales, suscripciones, intercambios y solicitud de ejemplares, por favor, dirigirse a (*For information regarding publications of papers, subscriptions, exchange of issues and back issues please contact*):

INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

Avda. de Brasil, 31. 28020 Madrid, España. Tel.: 91-417 54 11. Fax: 91-597 47 70

E-mail: publicaciones@md.ieo.es

Dirección en Internet (*Website*): <http://www.ieo.es>

La responsabilidad por las opiniones emitidas en esta publicación corresponde exclusivamente al autor (*The opinions expressed herein are those of the author*).

Título abreviado de esta publicación (*Running title*): Tesis Dr. Inst. Esp. Oceanogr.

COORDINACIÓN EDITORIAL (*EDITOR*)

Concha Mosquera de Arancibia

CONSEJO ASESOR (*ADVISORY BOARD*)

Javier Pereiro Muñoz. Subdirector General de Investigación. Presidente del Consejo Asesor

Juan Acosta Yepes. Consejero Técnico de Investigación y Tecnología. Secretario del Consejo Asesor

Argeo Rodríguez de León. Jefe de Área de Medio Marino y Protección Ambiental

Ignacio Arnal Atarés. Jefe de Área de Acuicultura

Pilar Pereda Pérez. Jefa de Área de Pesquerías

Derechos de autor (*Copyright*)

Mediante el envío del original, el autor o autores aceptan que los derechos (*copyright*) de su artículo sean transferidos al organismo editor de **TESIS DOCTORALES**, si el artículo es aceptado para su publicación, siendo esta transferencia de derechos efectiva desde el momento de dicha aceptación.

El copyright abarca los derechos exclusivos para reproducir y distribuir el artículo, incluyendo separatas, reimpresiones, reproducciones fotográficas o fotostáticas, microformatos, microfilmaciones o cualquier otra reproducción de naturaleza similar, así como traducciones.

La reproducción fotográfica, microfilmada o cualquier otra reproducción del texto, figuras, tablas, etc. de esta publicación está prohibida sin permiso expreso del organismo editor de **TESIS DOCTORALES**, dicho permiso, en cuanto a derechos, no será extensivo a la reproducción para distribución general, para su divulgación o para venta, salvo que así sea expresado por escrito en el permiso de autorización.

El uso de términos descriptivos en general, citando nombres comerciales o marcas registradas, no significa que se posean derechos sobre los mismos, los cuales están protegidos por las leyes vigentes. Tampoco significa que el editor respalde o promueva dichas firmas o marcas, sino que simplemente se citan por los autores a título meramente informativo.

*By submitting a paper, the author or authors accept transferral of the article's copyright to the publisher of **TESIS DOCTORALES**, if the article is accepted. This copyright transfer is effective from the moment of this acceptance.*

The copyright comprises exclusive rights for the paper's reproduction and distribution, including: offprints, reprints, photographic or photostatic reproductions, microformats, microfilm or any other similar reproduction, as well as translations.

*Reproduction by photocopying, microfilm, or any other method of the text, figures, tables, etc. of this publication is prohibited without the express permission of the publisher of **TESIS DOCTORALES**. This permission, as far as the copyright is concerned, will not extend to reproduction for general distribution or sale, unless so specified in the authorization permit.*

The use of general descriptive terms citing brand names or trademarks does not indicate any ownership of rights regarding them, which is covered by the applicable laws. Use of such terms does not imply that the editor endorses or promotes these companies or brands; the authors cite them for merely informative purposes.



Edita (*Published by*): INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

© Instituto Español de Oceanografía 2007

Depósito Legal: M-5524-2008

ISSN: 1578-410X

NIPO: 656-07-005-I

Diseño de cubierta (*Cover design*): Omega. Ramón Azorín, 2. E-28047 Madrid, España

Imprime (*Printed by*): Microdata Micrografía e Informática, S.A. Nicolás Morales, 17. E-28019 Madrid, España

TESIS DOCTORALES

INSTITUTO ESPAÑOL
DE OCEANOGRAFÍA

Evaluación y gestión de
recursos bajo incertidumbre:
aplicación bioeconómica
al stock de rabil atlántico
Thunnus albacares
(Bonnaterre, 1788)

María Soto Ruiz

Servicios Centrales
INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA
Corazón de María, 8. E-28002 Madrid, España
Correo electrónico: maria.soto@md.ieo.es

Recibido en octubre de 2006. Aceptado en noviembre de 2007



EVALUACIÓN Y GESTIÓN DE RECURSOS BAJO INCERTIDUMBRE: APLICACIÓN BIOECONÓMICA AL STOCK DE RABIL ATLÁNTICO

**Tesis Doctoral
2006**

**María Soto Ruiz
Licenciada en Ciencias Matemáticas**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE EDUCACIÓN A DISTANCIA
Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales
Departamento de Economía Aplicada Cuantitativa I**

**DEPARTAMENTO DE ECONOMÍA APLICADA
CUANTITATIVA I**

FACULTAD DE CIENCIAS ECONÓMICAS Y EMPRESARIALES

**EVALUACIÓN Y GESTIÓN DE RECURSOS
BAJO INCERTIDUMBRE: APLICACIÓN BIOECONÓMICA
AL STOCK DE RABIL ATLÁNTICO**

Tesis presentada por

María Soto Ruiz

Licenciada en Ciencias Matemáticas

La directora de la tesis:

Dra. Doña Pilar Pallarés Soubrier

El codirector de la tesis:

Dr. Don Raúl Prellezo Iguarán

El tutor de la tesis:

Dr. Don Julián Rodríguez Ruiz

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo comenzó al poco tiempo de incorporarme al proyecto europeo de investigación “Framework for the Evaluation of Management Strategies” (FEMS), desarrollado dentro del V programa marco y llevado a cabo por el Instituto Español de Oceanografía (IEO), junto a otros organismos nacionales y europeos de investigación marina. Este proyecto fue diseñado para desarrollar una serie de herramientas computacionales al servicio de la investigación pesquera. Los conocimientos adquiridos durante mi etapa anterior a este proyecto, en el equipo de túnidos tropicales del IEO, y el aprendizaje adquirido en el proyecto actual, han sido los pilares sobre los que se fundamenta esta tesis. Por ello quiero dar las gracias al Instituto Español de Oceanografía, donde he desarrollado este trabajo y al proyecto FEMS, durante el cual he aprendido sobre simulación gran parte de lo que en esta tesis ha podido ser aplicado.

Quiero agradecer a mis directores de tesis toda su ayuda, sin ella no hubiera sido posible llevar a cabo esta investigación: a la Dra. Pilar Pallarés, Investigadora del Instituto Español de Oceanografía, por todo lo que me ha enseñado sobre dinámica de poblaciones y modelos de simulación y por las sucesivas revisiones del trabajo. Al Dr. Raúl Pallezo, investigador del Instituto Tecnológico Pesquero y Alimentario del País Vasco (AZTI), por

aceptar la codirección de la tesis, por las correcciones, por los comentarios, siempre tan acertados, y por enseñarme a ser un poco más ordenada entre tantos papeles.

Ha sido un privilegio poder contar con el apoyo tan cercano del Dr. Victor Restrepo, Secretario Ejecutivo Adjunto de ICCAT, que me ha ayudado a resolver innumerables dudas de este y otros trabajos sobre simulación y dinámica de poblaciones pesqueras.

Gracias también a David Die, profesor del Departamento de Biología Marina y Pesquerías de la Universidad de Miami, por su hospitalidad en esa Universidad, donde tuve acceso a numerosas referencias bibliográficas y por sus explicaciones durante los encuentros en las reuniones del proyecto FEMS y de ICCAT.

Quiero agradecer a Laurie Kell, investigador principal y jefe de área del Center for Environment, Fisheries and Aquatic Science, CEFAS, y coordinador del proyecto FEMS, que haya contado conmigo en este proyecto, el cual me ha servido de base para la elaboración de la tesis.

A Trevor Hutton, investigador de CEFAS, quien me ayudó a plantear el esquema de trabajo a partir del cuál empezó a rodar esta tesis.

A Julio Morón, gerente de la Organización de Productores Asociados de los Grandes Atuneros Congeladores, OPAGAC, por toda la información facilitada sobre la flota de cerco, las aclaraciones sobre el mercado de rabil y por los ánimos en todo momento.

A Julio Lázaro, Jefe del Servicio de la Subdirección General de Comercialización Pesquera, por los datos de precios y desembarcos de túnidos en España, y sus explicaciones sobre el comercio de atún en España.

A Ramón Franquesa, catedrático de la Universidad de Barcelona del Gabinete de Economía del Mar y a Jordi Leonart y Francesc Maynou, del Instituto de Ciencias del Mar (ICM-CSIC), por sus valiosas aclaraciones sobre la función de capturabilidad.

A Daniel Peña, catedrático de Estadística de Universidad Carlos III de Madrid, a quien tuve la suerte de conocer en los cursos de doctorado, le agradezco sus explicaciones sobre técnicas de regresión y tratamiento estadístico de datos, no solo para esta tesis, sino también para otros trabajos realizados con datos pesqueros.

A Jaime Mejuto, coordinador del equipo de túnidos tropicales del IEO, y al Dr. Haritz Arrizabalaga, investigador de AZTI, siempre dispuestos a ayudar y facilitar el contacto entre la gente para conseguir datos e información.

A Roberto Sarraide y Javier Ariz, compañeros de túnidos tropicales en el IEO, por la información facilitada sobre la flota española de cerco en el Atlántico.

A Sarah Kraak, del Netherlands Institute for Fisheries Research, por sus explicaciones sobre su trabajo en el modelo económico implementado en la simulación de pesquerías mixtas.

A Daniel Gaertner investigador del Institut de Recherche pour le Développement (IRD), por la información sobre el comportamiento de las estrategias de pesca de los cerqueros.

A Ikerne del Valle por enviarme, y de ese modo, permitirme estudiar su tesis, y resolver las dudas planteadas sobre modelos bioeconómicos en mis correos.

A Julián Rodríguez, que amablemente me ha animado facilitándome todos los trámites en la facultad como tutor de esta tesis.

Por último, a los que me han acompañado más de cerca en este largo proceso, a mi padre, por sus consejos de padre y por sus expertas críticas a esta tesis como docente de Economía de la Universidad Complutense de Madrid, y por supuesto, a Jorge, por las horas extras dedicadas a la ilustración y edición de esta tesis mientras nuestro hijo, recién nacido, dormía.

Contenidos

Prólogo	11
Resumen y palabras clave	16
<i>Abstract and keywords</i>	17
Capítulo 1. Rabil atlántico: evaluación y gestión	18
1. El stock de rabil atlántico y su mercado en España	18
1.1 Introducción	18
1.2 Producción de rabil (<i>Thunnus albacares</i>) de la flota española atunera de cerco en el océano Atlántico	22
1.3 Capturas de túnidos tropicales por zonas geográficas	24
1.4 Modo y arte de pesca	26
2. Métodos de evaluación y gestión	28
2.1 Introducción	28
2.2 Gestión de pesquerías	28
2.2.1 Bases, objetivos y medidas de la gestión de pesquerías	28
2.3 Métodos de evaluación	34
2.3.1 Modelos de dinámica de poblaciones	34
2.3.2 Puntos de referencia en la gestión de pesquerías	37
3. Estado del stock de rabil atlántico	41
4. El modelo de simulación para la evaluación de medidas de gestión bajo incertidumbre	45
4.1 Análisis de riesgos	45
4.2 Planteamiento del modelo de simulación	54
4.3 Objetivos del modelo de simulación	55
4.4 Metodología	56
4.4.1 Modelo operativo	57
4.4.2 Modelo económico de la flota española de cerco	59
4.4.3 Modelo de capturabilidad de la flota española de cerco	60
4.4.4 Modelo de evaluación y gestión	60
4.4.5 Modelo de comportamiento de los pescadores	61
5. Introducción a la literatura	62
6. Conclusiones	68

Capítulo 2. Mercado de rabil. Ingresos y costes de la flota española de cerco	70
1. Introducción	70
2. La industria atunera y el mercado de rabil en España	72
3. Costes de la flota española de cerco por la captura de rabil atlántico	78
3.1 Objetivo	78
3.2 Datos	79
3.3 Metodología para elaborar la función de costes de la flota española de cerco	82
4. Ingresos de la flota española de cerco por la captura de rabil atlántico	95
4.1 Objetivo	95
4.2 Datos	96
4.3 Metodología	98
4.3.1 La oferta	99
4.3.2 La demanda	103
4.3.3 Análisis de los datos	108
4.4 Resultados	110
4.4.1 Datos anuales	110
4.4.2 Datos mensuales	117
4.4.3 Selección del modelo	120
5. Discusión	122
6. Conclusiones	126
Capítulo 3. Modelo de simulación	128
1. Introducción	128
2. Modelo operativo	134
2.1 Submodelo biológico	137
2.2 Submodelo de pesquería	144
2.2.1 Modelo de capturabilidad	144
2.2.2 Mortalidad por pesca y capturas	156
3. Modelo económico	162
4. Modelo de evaluación y gestión	164
5. Modelo de comportamiento de la flota	166
Capítulo 4. Simulaciones	170
1. Introducción	170
2. Métodos	171
2.1 Estructura de la simulación	171
2.2 Diseño experimental	181

2.3 Medidas de resultados	186
2.4 Estrategia basada en el control de las capturas	188
2.5 Resumen de estrategias, escenarios y medidas de resultados	190
3. Resultados de las simulaciones	195
3.1 Estrategia $F_{0.1}$	195
3.2 Estrategia $F_{40\%SPR}$	195
3.3 Otras estrategias	213
3.4 Estrategia C_{RMS}	230
4. Conclusiones	233
Capítulo 5. Conclusiones finales	241
Bibliografía	253
Apéndices	263
A. Importaciones de rabil en España	264
B. Estimación de la oferta y la demanda de rabil en España	266
C. Cálculo de los puntos de referencia	296

PRÓLOGO

En el proceso de gestión de los recursos marinos sometidos a la explotación comercial, existen una serie de incertidumbres a las que la *ciencia pesquera* trata de hacer frente, con el fin de mejorar su conocimiento sobre el estado de los stocks y asesorar a los gestores para que la explotación del recurso se haga de una manera eficiente. De igual forma, el *sector pesquero* se ve afectado por la incertidumbre que existe, no sólo sobre el estado de los stocks, —es decir, cuántos peces hay en el mar y cuántos se capturarán en las próximas temporadas de pesca—, sino también debido a las condiciones económicas del mercado: variaciones en los precios de las capturas, en las importaciones y exportaciones, en los precios del combustible, en los acuerdos internacionales de pesca, etc. Todos ellos son factores que afectan a los ingresos de los pescadores.

Por tanto, las variables y parámetros utilizados en la ciencia pesquera se ven aquejados de incertidumbres de diversa índole. Algunas de ellas en su naturaleza per se, o, al menos, por la limitación que el hombre tiene para profundizar en su conocimiento en el medio marino, y otras, porque los datos están sesgados y los modelos no representan adecuadamente lo complejo de la realidad.

El objetivo de los modelos es aumentar el conocimiento que se tiene sobre la estructura y comportamiento de la naturaleza del stock frente a la incidencia de la pesca, tanto en el pasado y como en el futuro.

Hasta hace pocos años, los modelos que se han venido utilizando en ciencia pesquera, dada la limitación computacional, han sido modelos deterministas, en los que la incertidumbre de los procesos implicados en la gestión pesquera no era tomada en cuenta.

No contar con ella en el proceso de gestión supone, por ejemplo, que si las capturas son inciertas, el riesgo de pescar demasiado y dejar poco del recurso para el siguiente período sea muy elevado, pudiéndose llegar a una situación de sobreexplotación del stock. Con estrategias deterministas, este riesgo no se tiene en cuenta; ésta es la razón por la que el esfuerzo y las capturas pueden ser demasiado altos, incluso a lo largo de trayectorias de explotación que, “aparentemente”, resultan eficientes.

Los modelos deterministas, en los que no se admite la posibilidad de incertidumbre, han dado paso, en los últimos años, a desarrollos en los que aparece aleatoriedad en las capturas, en los precios, en los tamaños y en las condiciones del stock, en sus parámetros biológicos, etc., o en todas las variables simultáneamente.

Los sistemas pesqueros (la dinámica del stock y de las flotas, junto con los procesos de evaluación, de gestión de los recursos y de implementación de las medidas para su explotación) son de una complejidad extrema, por lo que experimentar en el propio sistema para entender su funcionamiento sería, en la práctica, imposible o muy costoso, y para ello se recurre a los modelos de simulación. Estos permiten realizar experimentos para evaluar conjuntamente experiencias llevadas a cabo separadamente sobre diferentes partes del sistema de gestión, poniendo de manifiesto cuáles son aquellos factores del sistema más sensibles frente a la incertidumbre.

Por tanto, el modelo de simulación es una herramienta muy útil para la aplicación del *enfoque de precaución* (FAO, 1995), que, esencialmente dice que la falta de datos que evidencien la necesidad de aplicación de medidas de gestión sobre los recursos no justifica el hecho de no tomar dichas medidas. Es decir, se pueden anticipar los posibles resultados de una estrategia de gestión y decidir con antelación, sobre una base científica, si su aplicación es adecuada para los objetivos que se pretendan conseguir.

La eficacia de estas estrategias de gestión se basará en dos aspectos fundamentales:

- la bondad del diagnóstico sobre el estado del recurso,
- el grado de cumplimiento por parte del sector pesquero de las medidas de gestión adoptadas.

Esta tesis tratará sobre este segundo punto a través de un modelo de simulación. El objetivo de esta tesis es desarrollar un modelo de simulación, que, de una manera general, permita tener en cuenta el tipo de incertidumbres señaladas, y, en particular, analizar las que afectan a la implementación de estrategias en el proceso de gestión de una pesquería.

Esto es, una vez que se ha llevado a cabo el proceso de recolección de datos para realizar la evaluación del stock y se han establecido las medidas de gestión oportunas para llevar a cabo la explotación sostenible del recurso, la etapa final del proceso de gestión es la implementación de estas medidas o estrategias, y su cumplimiento por parte del sector pesquero. ¿Qué hacen entonces los pescadores respecto a estas medidas?. ¿Hasta qué punto se puede determinar que una estrategia de gestión (por ejemplo, mantener la mortalidad pesquera al nivel que produciría unas capturas iguales al rendimiento máximo sostenible) se está cumpliendo o no, y cuál es el efecto sobre el estado del recurso y sobre la economía del sector cuando:

- no se tiene certeza del nivel de mortalidad pesquera ejercida sobre el stock porque se desconoce el poder de pesca real de la flota, o
- los pescadores intentan mantener los ingresos de la flota cuando los precios de las capturas disminuyen.

Además, ¿qué indicadores biológicos y económicos son más robustos para juzgar el éxito de la aplicación de una medida de gestión?

Para responder a esta serie de preguntas, en esta tesis se desarrolla un modelo que simula la dinámica del stock de rabil atlántico (*Thunnus albacares*) y de la flota española de cerco en el Atlántico, en el que la incertidumbre se modela con variables aleatorias en distintas etapas del proceso de gestión. Este modelo reproduce el comportamiento del stock y de la pesquería de la forma más parecida posible al conocimiento que se tiene de ambos en la realidad; para ello, el modelo está condicionado por los datos de la evaluación de rabil de 2003, los datos económicos de la flota española de cerco y los precios de primera venta de rabil en España.

Una de las principales ventajas que tiene este modelo es que, con una información similar, puede extenderse a otras especies y flotas.

La tesis está estructurada en 5 capítulos:

El primero de ellos consta de varios apartados: por una parte, se realiza una introducción al stock de rabil atlántico, a la flota española de cerco, al funcionamiento del mercado del atún en España y a la formación de los precios de venta de rabil; seguidamente, se hace un breve repaso de los modelos de evaluación de stocks de túnidos y se definen los puntos de referencia obtenidos a partir del análisis de los datos del stock, que se utilizan como indicadores del estado del recurso y del grado de explotación al que está sometido. Finalmente, se introduce el concepto de incertidumbre en la gestión de una pesquería y se

destacan los tipos de incertidumbre que afectan, en concreto, a la gestión del rabil atlántico, y se presenta la estructura del modelo de simulación que se desarrollará en los siguientes capítulos.

En el capítulo 2 se utilizan los datos económicos de la flota española de cerco para estimar una función de costes de la flota y se analiza la formación de los precios de primera venta de rabil en España. Estos están relacionados con otras variables económicas en las ecuaciones de oferta y demanda, que, bajo las condiciones de equilibrio, generan los precios del mercado.

En el capítulo 3 se desarrolla el modelo de simulación, formado por un conjunto de submodelos que se relacionan entre sí: un modelo biológico para la dinámica del stock; un modelo pesquero para la dinámica de la flota y la capturabilidad; un modelo de evaluación y gestión; un modelo económico para la dinámica de los precios y los beneficios de la flota y un modelo de comportamiento de los pescadores.

En el capítulo 4 se simula de la aplicación de diferentes medidas de gestión sometidas a las incertidumbres en:

- la capturabilidad de la flota española de cerco debida a las variaciones en el capital y en la eficiencia técnica de los barcos;
- los precios de rabil.

Finalmente, en el capítulo 5 se resumen las conclusiones obtenidas en los capítulos anteriores y se trata de dar una respuesta a las cuestiones planteadas al comienzo de este prólogo.

Resumen y palabras clave

Esta tesis pretende orientar sobre la evaluación de recursos y la gestión de pesquerías en aquellos procesos en que existe incertidumbre, y en ella se desarrolla un modelo de simulación para ofrecer una aplicación biológico-económica al *stock* de rabil atlántico *Thunnus albacares* (Bonnaterre, 1788).

En el proceso de gestión de los recursos marinos sometidos a la explotación, existen una serie de incertidumbres a las que la ciencia pesquera trata de hacer frente, con el fin de mejorar su conocimiento sobre el estado de los *stocks* y asesorar a los gestores de cara a una explotación eficiente. Pero no sólo la incertidumbre sobre el estado del *stock* afecta al sector pesquero –interesado en conocer cuántos peces puede haber en el mar y cuántos se capturarían en las próximas temporadas–, de igual forma le concierne aquella que comportan las condiciones económicas del mercado por la inseguridad que generan, entre otros agentes, las variaciones en los precios de las capturas, de las importaciones y exportaciones, del combustible y los que se derivan de los acuerdos internacionales de pesca: todos ellos son factores que afectan a los ingresos de los pescadores.

El objetivo de esta tesis es desarrollar un modelo de simulación que, de manera general, permita tener en cuenta estos tipos de incertidumbre, y, en particular, analizar los que afectan a la implementación de estrategias en el proceso de gestión de una pesquería. Por otro lado, será primordial establecer qué indicadores biológicos y económicos son los más consistentes para juzgar el éxito de la aplicación de una medida de gestión.

El modelo ofrecido simula la dinámica del *stock* de rabil atlántico *Thunnus albacares* (Bonnaterre, 1788) y la de la flota española de cerco en el Atlántico, arquetipo en el que la incertidumbre en las distintas etapas del proceso de gestión se modela con variables aleatorias.

Palabras clave: Rabil, simulación, modelo operativo, estrategia de gestión, incertidumbre, capturabilidad, esfuerzo de pesca, ingresos, precios, función de demanda.

Abstract and keywords

Assessment and management of uncertain resources: bioeconomical application to stock of the Atlantic yellowfin tuna *Thunnus albacares* (Bonnaterre, 1788)

Fisheries science has to deal with uncertainties that affect the management process of marine resources under commercial exploitation in order to provide advice to managers so that they may more efficiently exploit these resources.

In addition, fisheries are affected by uncertainties in stock status –for example, what is the degree of exploitation of the stock, how many fish will be available the next season– and by variability in the economic conditions affecting markets: e.g., catches, fuel prices, imports, exports, and international fishery agreements. All of these variables have an impact on the income of fishermen. The objective of the present thesis is to develop a simulation model that, in a general case, will make it possible to take into account these uncertainties, and, in a particular case, will analyse those affecting the implementation of strategies in the fishery management process. Moreover, what biological and economical indicators are more robust for assessing the success of a management strategy's implementation? This model simulates the dynamics of the Atlantic yellowfin tuna *Thunnus albacares* (Bonnaterre, 1788) and of the Spanish purse seine fleet in the Atlantic Ocean, and uncertainty is modelled as random variables incorporated into several steps of the management process.

Keywords: Yellowfin tuna, simulation, operational model, management strategy, uncertainty, catchability, fishing effort, income, prices, demand function.

CAPÍTULO

1

RABIL ATLÁNTICO: GESTIÓN Y EVALUACIÓN

1 EL STOCK DE RABIL ATLÁNTICO Y SU MERCADO EN ESPAÑA

► 1.1. Introducción

A finales de los años setenta, la mayor parte de los países costeros reclamaron la Zona Económica Exclusiva (ZEE), que reserva a los países ribereños la potestad de explotar los recursos que se encuentren hasta 200 millas de la costa, y que fue efectiva a partir de la Tercera Conferencia sobre Derecho del Mar de Naciones Unidas celebrada en 1982. Aunque inicialmente lo que más influyó en el establecimiento de la zona económica exclusiva fue la existencia de yacimientos minerales en la plataforma continental, la medida afectó notablemente a la “propiedad” de las pesquerías mundiales. Las 200 millas incluyen, en la mayor parte de los casos, la plataforma continental y el talud en los que se capturan la totalidad de las especies demersales y la mayor parte de las pelágicas. Esta medida ha afectado de manera muy negativa a países con pesca a distancia (como España, cuya flota creció muchísimo en los años sesenta y no dispone en su litoral de pesquerías importantes), obligándoles, bien a formalizar acuerdos bilaterales de pesca con Estados ribereños, con la incertidumbre de futuro que conlleva, bien a crear empresas mixtas con terceros países, o bien a potenciar el incremento de flota dirigida a especies altamente migratorias, capturables en diversas latitudes de las cada vez más mermadas Aguas Libres. A consecuencia de ello, este tipo de pesquerías pasó del 5% al 10% de las capturas mundiales a partir de la institución de la ZEE. La imprecisión normativa respecto a estas especies,

entre las que se encuentran los túnidos, propició la realización de nuevas reuniones internacionales hasta que, en 1995, se adoptó el Acuerdo de Nueva York sobre especies transzonales y altamente migratorias, que obliga a la colaboración entre estados ribereños y de pesca a distancia.

España, al igual que otros países del sur de Europa, muestra una acusada dependencia del pescado en su dieta, y, tiene un mercado de pescado más variado. Así, la actividad pesquera, además de aportar una fuente de alimentos saludable y placentera, crea puestos de trabajo indispensables en las zonas costeras y promueve el bienestar económico y social de distintas regiones de la Unión Europea.

A pesar de lo modesto de la contribución global de la pesca a la economía de los estados miembros de la Unión Europea (menos de un 1% en la mayoría de los casos), la pesca sigue siendo una actividad esencial para numerosas economías locales, ya que éstas dependen de la renta de los más de 300 000 pescadores que, a tiempo parcial o completo, trabajan en la UE, a lo que se suma la importancia de la industria y los empleos indirectos vinculados al sector pesquero. La Unión Europea es la tercera potencia pesquera del mundo, y su mercado de productos acuícolas y transformados es el más importante a escala mundial.

En la actualidad, el sector pesquero se caracteriza por su fragilidad económica, resultado de un exceso de inversión, unos costes en rápido aumento y una base de recursos decreciente que se refleja en una escasa rentabilidad y una continua reducción del empleo. Para poder sobrevivir en el futuro, el sector pesquero debería ser considerablemente más pequeño que en la actualidad.

Por tanto, en estos últimos años se hace necesario conciliar las reivindicaciones de los pescadores (centradas en el mantenimiento de su medio de vida) con el hecho de que las poblaciones de peces se hayan en franca disminución. Por ello, la Unión Europea viene

aplicando, desde finales de los años setenta la *Política de Pesca Comunitaria* (PPC), cuyas áreas más importantes en las que se adoptan medidas comunes son cuatro:

- **Conservación:** Se potencia la protección de los recursos pesqueros, regulando las cantidades que se pueden pescar, permitiendo que los juveniles se reproduzcan y garantizando el cumplimiento de estas medidas.
- **Estructuras:** Se otorgan ayudas a la industria pesquera y acuícola para que adapten sus medios y su organización a los condicionantes impuestos por la escasez de recursos y por el mercado.
- **Mercados:** Se mantiene una organización común del mercado de los productos pesqueros, ajustando la oferta a la demanda en interés tanto de los productores como de los consumidores.
- **Relaciones con otros países:** Se promueve la firma de acuerdos de pesca y las negociaciones a nivel internacional dentro de las organizaciones regionales e internacionales de pesca, con vistas a establecer medidas de conservación en los caladeros de alta mar.

Una gran parte del presupuesto de la PPC está dedicado a esta última área, que afecta directamente a las capturas de túnidos, ya que, al ser especies migratorias, se capturan en aguas que no pertenecen a la jurisdicción nacional.

Partiendo de las propuestas presentadas por la Comisión, el Consejo de Ministros de la Unión Europea adopta las disposiciones relativas a los distintos aspectos de la PPC. De esta manera decide, por ejemplo, los TACs¹ y las cuotas; establece las disposiciones que regulan las condiciones de acceso a las aguas y a los recursos; fija los objetivos y las disposiciones para conseguir la reestructuración del sector pesquero comunitario, y adopta

¹ TAC: Total Allowable Catch (siglas inglesas); en castellano, total de capturas permitidas.

las normas comunes de comercialización y demás disposiciones para la aplicación del sistema de precios y del régimen de importación de los productos pesqueros.

Además de lo expuesto anteriormente, hay que señalar que el mercado del atún es de una gran complejidad, principalmente por dos razones:

- Las especies que lo componen son altamente migratorias; su distribución geográfica se extiende por casi todos los océanos y, por tanto, hay numerosos países involucrados en los procesos de extracción y transformación.
- Se trata de un mercado globalizado con una demanda creciente; al estar involucrado un gran número de países en las capturas, junto con el hecho de que la liberalización arancelaria sea cada vez mayor, hace que los cambios en este mercado sean constantes.

El caso que nos ocupa es el que se refiere al stock de rabil atlántico y a la flota española de cerco. Esta especie, altamente migratoria, es capturada en aguas tropicales por la pesquería española multiespecífica de cerco, así como por flotas de otros países.

Por tanto, el mercado de esta especie en España se puede considerar como una parcela dentro de un mercado global con múltiples interacciones entre los diversos mercados y flotas de las diferentes especies de túnidos, lo que dificulta las estimaciones de las funciones de oferta y demanda de las capturas de rabil en España. Sin embargo, dado que las evaluaciones del stock de rabil Atlántico se realizan de forma monoespecífica, también se trata esta especie de forma aislada desde el punto de vista económico, en el sentido de que solo se consideran capturas y precios de esta especie para estimar las funciones de oferta y demanda, a pesar de que sus capturas forman parte de una pesquería multiespecífica. El análisis económico de la pesquería que se realiza en esta tesis se concreta en la flota española de cerco que captura rabil en el océano Atlántico. Esta es la especie más apreciada por dicha flota, debido a su alto rendimiento en la línea de conserva.

► 1.2. Producción de rabil (*Thunnus albacares*) de la flota española atunera de cerco en el océano Atlántico

El rabil (figura 1.1) es una especie de gran importancia económica a escala mundial, europea y española.

El atún constituye el recurso pesquero de mayor volumen

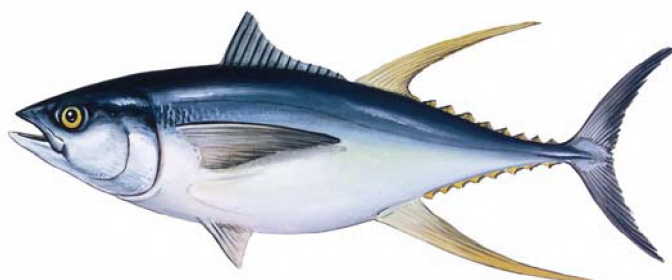


Figura 1.1. Rabil (*Thunnus albacares*).

comercial en el mundo (supone casi un 60% de la producción total de conservas de pescado) y en la Unión Europea en particular.

La producción española total de túnidos, según datos de 2002, alcanzó un volumen de 260 372 tm durante la campaña de 2001, con un valor estimado de 666 millones de euros, de las que el 36% corresponde a la producción de rabil, cuyo consumo está dirigido fundamentalmente al sector de la industria conservera (López García, 2003). La flota atunera congeladora comunitaria (formada esencialmente por barcos franceses y españoles) es la más importante en su tipo a escala mundial, tanto por la potencia de sus barcos como por sus capturas; es, además, un segmento de flota de los más destacados de la UE en lo que se refiere al volumen y el valor de sus capturas. Esta flota, junto con la industria comunitaria de conservas de atún, genera más de 40 000 empleos directos (Suances-Carpegna, 2003).

La participación de España a través de su flota atunera de cerco tropical supone un importante porcentaje del total mundial de las capturas de rabil (*Thunnus albacares*); este, junto con las otras dos principales especies de túnidos tropicales, el listado (*Katsuwonus pelamis*) y el patudo (*Thunnus obesus*), alcanzó, en el año 2000, un 32% de cuota en el océano Atlántico (Morón, 2002). La flota española que faena en el océano Atlántico está compuesta por dieciséis barcos atuneros cerqueros, según datos de 2002 (Ariz, 2003).

La mayor parte de la captura comunitaria de rabil corresponde a la flota española de cerco (véase la figura 1.2), con más de 90 000 tm/año (57%) en el período 1990-2001, (Interatún, 2003).

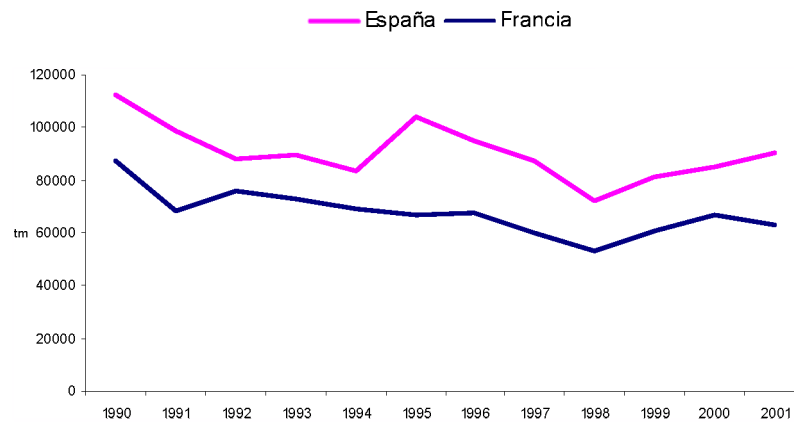


Figura 1.2. Capturas de rabil (*Thunnus albacares*) con arte de cerco atunero realizadas por España y Francia realizadas en los océanos Atlántico, Índico y Pacífico durante el período 1990-2001.

En lo que se refiere a la captura mundial de esta especie, la captura comunitaria ha retrocedido tres puntos porcentuales respecto a la captura mundial en el período 1990-2001 (15%) en relación con el período anterior, 1980-1990 (18%), debido al aumento de la captura del resto de las flotas extranjeras durante 2001 (Interatún, 2003).

Los países que se dedican a la pesca atunera de cerco a escala industrial son, aproximadamente, treinta en todo el mundo; en términos de producción, los competidores más importantes de España y Francia son Japón, Ecuador, Taiwan, USA, Corea y Méjico (véase la tabla 1.1).

PAÍS	PROPORCIÓN
España	13%
Japón	10%
Ecuador	10%
Taiwan	10%
USA	10%
Corea	7%
Méjico	7%
Francia	6%
IEE	5%
Otros	22%

Tabla 1.1. Proporción de la captura de cerco atunero por país durante 1999, incluyendo la categoría Inversiones Europeas en el Extranjero, que incluye la captura de los barcos, controlados por capital comunitario, que faenan bajo pabellones extranjeros —flota NEI (Not Elsewhere Included) —.

Fuente: Informe Interatún 2003.

Dentro de la Unión Europea, España, Francia y Portugal son países tanto productores como transformadores, siendo Italia un país puramente transformador. España e Italia son prácticamente los dos únicos países comunitarios importadores de atún; España se beneficia fundamentalmente de sus acuerdos e inversiones en países latinoamericanos (Pacto Andino y Mercado Común de América Central) para su aprovisionamiento de atún, al igual que Francia se beneficia de sus acuerdos con los países ACP (África, Caribe y Pacífico) y constituye, a su vez, el principal exportador de materia prima de la UE, seguido de España, ambas con destino también a la propia UE y a USA, (Interatún, 2003).

► 1.3. Capturas de túnidos tropicales por zonas geográficas

Los túnidos son especies altamente migratorias, y están distribuidos por la mayor parte de los océanos: Atlántico Oriental, Índico Occidental, Pacífico Oriental y Pacífico Occidental. Las zonas principales de pesca de la flota de cerco se muestran en la figura 1.4.

Al estar distribuidas estas especies en aguas no pertenecientes a la jurisdicción de la UE, aguas libres y algunas de ellas en el interior de las ZEE de países ribereños, periódicamente se establecen acuerdos bilaterales de pesca, celebrados entre la Unión Europea y terceros países, para regular el acceso de la flota comunitaria de cerco a sus aguas, especificando las condiciones (técnicas, financieras, etc.) de pesca en los caladeros. En el mapa de la figura 1.3 aparecen representadas en cuadrículas de $10^{\circ} \times 10^{\circ}$ las proporciones de capturas de las tres especies tropicales: el rabil (YFT), el listado (SKJ) y el patudo (BET). Las capturas realizadas por el cerco de rabil son especialmente importantes en el Atlántico oriental y en el Pacífico Oriental, mientras que en el Índico y en el Pacífico Occidental predominan las capturas de listado. La flota de cerco que opera en el océano Atlántico se concentra en el Golfo de Guinea (véase la figura 1.3), y captura las tres especies de túnidos tropicales.

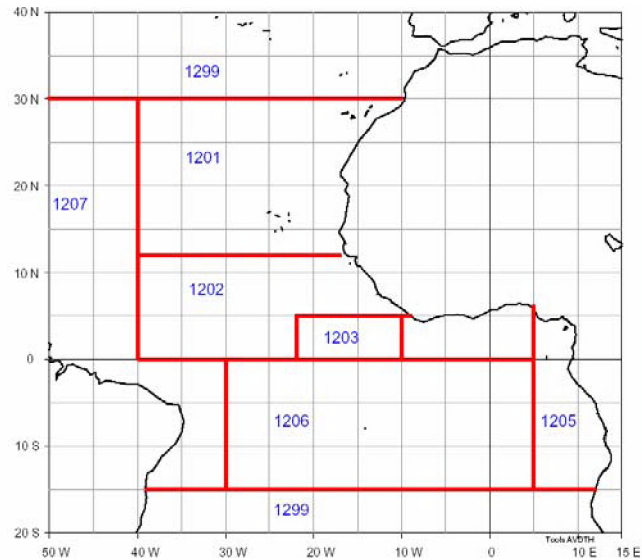


Figura 1.3. Estratos espaciales de la pesquería de túnidos tropicales en el océano Atlántico para el análisis de las capturas de los cerqueros de la flota comunitaria.

En la etapa de desarrollo de la pesquería (1963-1974), las capturas de rabil y de listado fueron similares. Desde 1975, y hasta 1983, las capturas de rabil aumentaron progresivamente, alcanzando las 129 251 tm. En 1984, se produce un desplazamiento importante de la flota comunitaria desde el océano Atlántico hacia el océano Índico. Entre 1984 y 1989, las capturas fluctuaron entre las 80 000 tm y las 120 000 tm. A partir del máximo histórico que se consiguió en 1990 (134 473 tm), la captura de rabil fue decreciendo progresivamente hasta 1999 (84 092 tm) recuperándose en los dos últimos años (87 000 tm en 2000 y más de 100 000 tm en 2001).

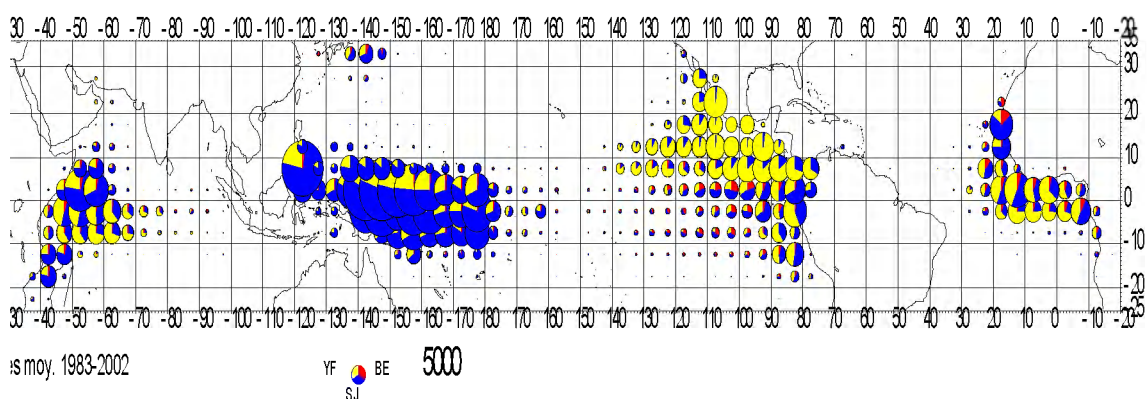


Figura 1.4. Mapa de la captura mundial de cerco atunero promedio de los años 1983-2002. En azul se indica la captura de listado; en amarillo, la captura de rabil, y, en rojo, la de patudo (Interatún, A. Fonteneau, com. pers. 2003).

► 1.4. Modo y arte de pesca

La flota de cerco tropical utiliza dos modalidades de pesca:

- Pesca asociada a objetos flotantes.
- Pesca sobre banco libre.

La primera se introdujo a principio de los años noventa, y se basa en aprovechar una característica de comportamiento de los túnidos que consiste en agruparse en cardúmenes bajo distintos tipos de objetos flotantes en el mar (troncos, mamíferos marinos, objetos artificiales, etc.), de forma que, una vez localizado el objeto, la probabilidad de realizar un lance con éxito es mucho mayor.

La introducción de esta modalidad de pesca ha supuesto un incremento muy importante, por un lado de las capturas de túnidos, principalmente en las de patudo juvenil y listado, y, por otro, de los descartes, así como en la potencia de pesca de los atuneros cerqueros, cuyo aumento ha provocado problemas en la estimación del esfuerzo de pesca de las flotas (Pallarés *et al.*, 1998).

La segunda modalidad de pesca, la asociada con bancos libres, es más costosa en lo que a búsqueda y éxito del lance se refiere. En este caso, el barco emplea más tiempo localizando bancos de pesca que en el caso de la pesca sobre objetos, a los que este se dirige directamente en busca de cardúmenes. En esta modalidad, la destreza del patrón y de la tripulación en la maniobra de pesca es decisiva para el éxito del lance.

Los rabiles grandes se capturan principalmente bajo esta segunda modalidad de pesca, en las zonas de Senegal y noroeste de Pícolo y, sobre todo, en la zona ecuatorial, que es la zona de reproducción de rabil (véase la figura 1.2).

Los juveniles de rabil tienden a formar cardúmenes, que se mezclan con el listado y los juveniles de patudo en las zonas de Pícolo, Costa de Marfil y Cabo López, y se capturan con pesca sobre objetos.

La separación entre especies y edades según el tipo de pesca de cerco que se realiza —objeto o banco libre— permite que ambas modalidades de pesca se puedan considerar como dos artes diferentes con distintas capturabilidades² y selectividades³.

El rabil se captura durante todo el año, aunque se pueden considerar tres estaciones de pesca en el Atlántico:

- De Enero a Marzo: se corresponde con la estación de puesta de rabil y es en ella en la que se produce un mayor número de desembarcos.
- De Abril a Septiembre.
- De Octubre a Diciembre.

En lo que se refiere al listado, no hay una diferenciación particular por área o estación en las capturas; esta especie es de menor tamaño que el rabil y el patudo, y se captura principalmente asociado a objetos flotantes, junto con los ejemplares más jóvenes de las otras dos especies tropicales.

En el caso del patudo, sí existe una diferenciación, asociada a la edad y a la distribución en profundidad, entre los artes de pesca.

Por un lado, los adultos son capturados por el palangre a profundidades altas, y, por otro lado, los juveniles, que habitan más en la superficie, son capturados por el cerco, independientemente del área.

² Capturabilidad: fracción del stock capturada por una unidad de esfuerzo estandarizada (ICCAT, 2000).

³ Selectividad: vulnerabilidad al arte de pesca de las distintas clases de edad o tallas (ICCAT, 2000).

2 METODOS DE EVALUACIÓN Y GESTIÓN

► 2.1. Introducción

Al ser la pesca una actividad económica, se ve impulsada más por las leyes económicas que por las ecológicas y aunque, a largo plazo, la conservación de las poblaciones marinas pueda coincidir con los intereses de las empresas, estas tratan, generalmente, de obtener los beneficios en el plazo de tiempo más corto posible. Por ello, debe ser la Administración la que se esfuerce en gestionar las pesquerías, teniendo en cuenta tanto los intereses biológicos como los económicos.

► 2.2. Gestión de pesquerías

El proceso de evaluación de los stocks se suele realizar anualmente, o cada pocos años si no se han producido muchos cambios en la pesquería. En los comités científicos de las organizaciones regionales de pesca, los científicos pesqueros analizan los datos de las pesquerías de cada stock explotado en el ámbito de su jurisdicción mediante distintos modelos matemáticos. A partir de la percepción del estado del stock que las evaluaciones ofrecen, se establecen las recomendaciones de gestión que las administraciones se encargan de hacer efectivas.

2.2.1. Bases, objetivos y medidas de la gestión de pesquerías

El desarrollo básico de las ideas económicas sobre una pesquería se debe a Gordon (1954). En su análisis expone que en una pesquería de libre acceso se pueden dar las siguientes fases:

- En un principio, los recursos son abundantes y, a medida que la pesca se desarrolla, los pescadores obtienen unos índices de captura altos, logrando grandes beneficios.

- Al poco tiempo, otros pescadores se incorporan a la actividad pesquera, lo que estimula a aquellos que ya participaban en ella a incrementar sus inversiones.
- Al aumentar la presión pesquera, se reducen las poblaciones ícticas, y crece la competencia entre los pescadores, que intentan explorar unos recursos en decadencia.
- Finalmente, se reducen los índices de captura y, en consecuencia, los beneficios, hasta que alcanzan un nivel en el cual las entradas simplemente cubren los gastos.

Las ventajas del modelo de Gordon son su sencillez y su capacidad para reflejar muchas de las tendencias de modelos posteriores mucho más complejos. Este está basado en los supuestos del modelo de producción de Schaefer, según el cual la relación entre la producción, rendimiento o captura y el esfuerzo de pesca tiene forma de parábola (véase la figura 1.5), y se corresponde con la siguiente expresión:

$$Y = f \cdot (a - b \cdot f) \quad [1.1]$$

donde Y es la captura anual; f , el esfuerzo, y a y b , constantes.

Suponiendo que el precio del pescado es constante e independiente de la cantidad producida, el valor total de las capturas también será función del esfuerzo, y tendrá, asimismo, forma de parábola, cuya fórmula es:

$$V = p \cdot Y = p \cdot f \cdot (a - b \cdot f) \quad [1.2]$$

donde V es el valor total de las capturas, y p , el precio por unidad de peso.

La captura máxima se corresponde con el valor del esfuerzo asociado en el que se obtiene la producción o rendimiento máximo sostenible⁴ (RMS), f_{RMS} ; al ser el precio constante, para ese nivel de esfuerzo también se obtiene el valor máximo de las capturas.

⁴ Rendimiento máximo sostenible (RMS): La media máxima de rendimiento (captura) que se puede extraer a largo plazo de un stock; se corresponde con el rendimiento esperado de una pesca con F_{RMS} (ICCAT, 2000).

Suponiendo que el coste de las capturas, C , es proporcional al esfuerzo, si k es el coste de una unidad de esfuerzo, se tiene:

$$C = k \cdot f \quad [1.3]$$

En este caso, las ganancias o beneficios netos, G , de la pesquería serían la diferencia entre los ingresos, ln , y los costes totales, C :

$$G = ln - C \quad ; \quad G = p \cdot f \cdot (a - b \cdot f) - k \cdot f \quad [1.4]$$

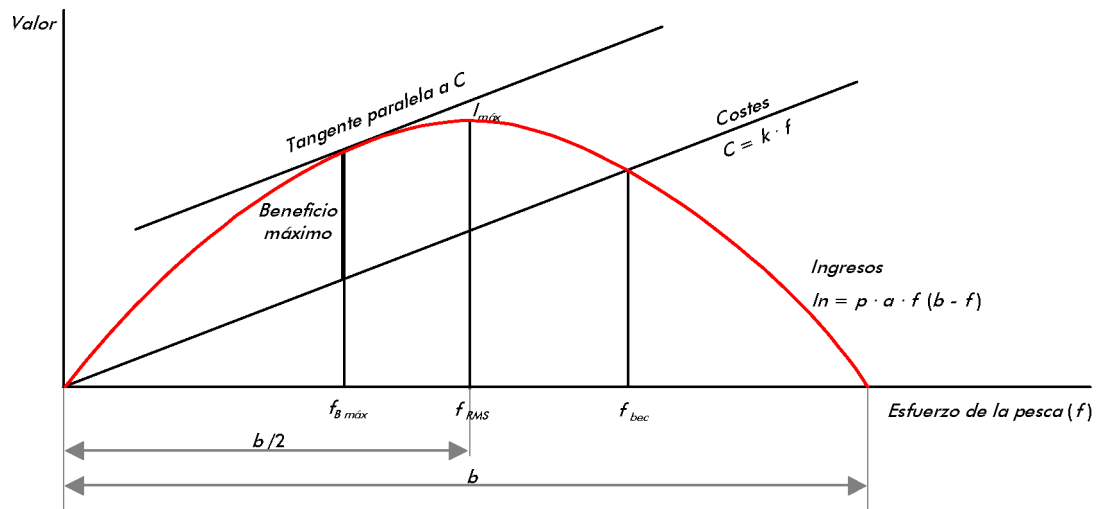


Figura 1.5. Ingresos, costes y beneficios en función del esfuerzo de pesca del modelo de Gordon.

El máximo de estos beneficios se obtendrá en el punto en que la primera derivada de la función de ganancias se iguale a 0; dicho punto está ilustrado en la figura 1.5 por el lugar donde la recta tangente a la curva de ingresos es paralela a la recta de los costes.

Así, se ve que los máximos beneficios se obtienen a un valor del esfuerzo menor, $f_{B \text{ máx}}$, que el valor al que se obtiene la producción máxima sostenible, f_{RMS} .

Cuando la competencia y el acceso al recurso son libres, la tendencia natural es un aumento del esfuerzo hasta que los ingresos igualan a los costes, lo que se refleja en la gráfica en el punto de corte entre la curva de ingresos y la recta de costes; dicho punto se denomina punto de equilibrio bioeconómico, y se corresponde con el nivel de esfuerzo f_{bec} .

Como se observa en la figura 1.5, suele situarse, en la mayoría de las pesquerías, más allá del f_{RMS} . Por ello, la tendencia económica natural de una pesquería sin regular es a la sobrepesca, especialmente en aquellos casos en que los costes son muy bajos o el precio es elevado.

El modelo de Gordon es demasiado simple como para describir de manera precisa la evolución de una pesquería real; no obstante, tiene un gran valor ilustrativo para explicar por qué es necesario gestionar las pesquerías.

La razón de esta necesidad es que, si se gestionan adecuadamente, es posible prevenir problemas como su colapso, la ineficiencia económica, la pérdida de empleo, el empobrecimiento del hábitat o la desaparición de especies protegidas.

En los últimos años se ha constatado que los recursos pesqueros son autorrenovables, pero, obviamente, no son infinitos. El rápido desarrollo de las pesquerías comerciales a partir de los años sesenta ha dado lugar a numerosos casos de sobrepesca, lo que ha puesto de manifiesto la necesidad de gestionar los recursos pesqueros para mantener su sostenibilidad.

Para llevar a cabo dicho propósito, es necesario establecer una serie de objetivos que permitan juzgar el éxito de la gestión. Estos objetivos, en general, se pueden clasificar en tres tipos:

- Maximizar capturas; generalmente, mantener o recuperar un recurso (biológicos).
- Maximizar beneficios; generalmente, mejorar los rendimientos económicos de una pesquería.
- Mantener empleos, redistribuir rentas o reducir conflictos entre grupos de pescadores que compiten por un mismo recurso (sociales-políticos).

Tradicionalmente, el objetivo de gestión de las comisiones internacionales se ha centrado en la conservación del recurso sometido a explotación.

Desde el punto de vista del enfoque o principio de precaución⁵, que ha adquirido una creciente importancia en los últimos años, los objetivos de gestión han de considerar tanto la forma en que se obtendrán beneficios de la actividad pesquera como las posibles consecuencias negativas que se pretenden evitar.

En general, las capturas han de ser tan cuantiosas como la sostenibilidad del recurso permita, lo que implica que la probabilidad de que el *stock* se agote permanezca a unos niveles aceptablemente bajos. Los objetivos deberían incluir, además, la limitación del impacto de la pesca sobre el medioambiente.

Estos objetivos se intentan alcanzar mediante la aplicación de diferentes medidas de gestión dirigidas a controlar la presión pesquera ejercida sobre los stocks.

Los factores sobre los que el ser humano tiene capacidad para aplicar medidas de gestión son la talla (o edad) de primera captura y la mortalidad por pesca (F), bien a través del

⁵ Enfoque o principio de precaución: Tradicionalmente, se ha aplicado en la gestión pesquera una filosofía no escrita consistente en que la falta de evidencia sobre la necesidad de tomar medidas restrictivas de gestión constituía una razón para no aplicar dichas medidas. Todo esto ha cambiado con la introducción del llamado principio de precaución. En 1991, la FAO, (*Food and Agriculture Organization*) recomendó que se adoptaran con urgencia nuevos enfoques para la ordenación de la pesca, que comprendieran aspectos de conservación, ecológicos, sociales y económicos. En aquel entonces se comenzó a perfilar el concepto de pesca responsable, que es aquella que integra el respeto por los ecosistemas y la biodiversidad, las necesidades de los consumidores y los intereses del sector de la pesca. En la Conferencia de Cancún sobre pesca responsable (1992) se solicitó a FAO que elaborase un Código de Conducta para la Pesca Responsable, que finalmente se aprobó en 1995. El Código tiene carácter voluntario; sin embargo, ciertas partes están basadas en normas vigentes del derecho internacional, y contiene disposiciones a las que se puede conferir o haber conferido ya carácter vinculante. Recoge el espíritu de la Conferencia de Río sobre desarrollo y medio ambiente (1992), y establece un enfoque precautorio para todas las pesquerías en todos los sistemas acuáticos, independientemente de su índole jurisdiccional, en el convencimiento de que la mayor parte de los problemas que influyen en la pesca se deben a una falta de precaución de los regímenes de ordenación bajo las situaciones de fuerte incertidumbre en que se encuentran las pesquerías. El enfoque de precaución se ha definido de diversas formas, pero, en esencia, consiste en que, cuando existan pruebas razonables de la necesidad y efectividad de una medida de gestión, la falta de certidumbre absoluta en los datos científicos que la sustentan no se utilizará como excusa para no aplicar dicha medida. El principio de precaución aplicado a la gestión de ecosistemas requiere que el usuario de un sistema ecológico proporcione pruebas de que su acción no perjudica o daña el medio. La aplicación del principio de precaución a la gestión de pesquerías requiere, como mínimo, que la gestión asegure la sostenibilidad de los stocks individuales. Esta sostenibilidad se formula en términos de nivel mínimo del tamaño del stock reproductor, por debajo del cual la capacidad de reproducción del stock es reducida.

control del esfuerzo o bien a través del control de las capturas. Los mecanismos de control que se pueden emplear son los siguientes:

- Sobre la talla, L_c , o edad, t_c , de primera captura, estableciendo tallas mínimas de captura, poniendo límites al porcentaje de juveniles en la captura, modificando la selectividad de los artes, regulando el tamaño de las mallas o los anzuelos, o implantando vedas zonales o temporales en las épocas de mayor abundancia de juveniles.
- Sobre el esfuerzo pesquero, f , limitando el crecimiento de la flota y el número de embarcaciones, restringiendo el acceso a los caladeros mediante licencias o concesiones, limitando el poder de pesca al regular las características de los barcos y sus artes, limitando las áreas de pesca o el tiempo de pesca (bien mediante vedas temporales o totales, bien limitando el número de horas o días en que se puede pescar a la semana o el mes).
- Sobre las capturas, conocido como control del *output*, se intenta controlar la mortalidad pesquera, limitando el peso de la captura que los pescadores pueden capturar. Este sistema se conoce como TAC (*Total Allowable Catch*) y se reparte en cuotas entre los distintos componentes (países, flotas). Es una medida que afecta a la captura total sobre un stock específico. El control de captura es la medida reguladora más utilizada.
- Las reservas marinas con una limitación de sus usos también se emplean en algunos casos, diferenciándose de las vedas al área en que las reservas generalmente son para todas las especies y tipos de artes.

La Unión Europea está cambiando su política de pesca en los últimos años, y estudia la implantación de medidas del control del esfuerzo en sus aguas, en lugar de medidas dirigidas a la limitación de la captura, sustituyendo las TAC por TAE (*Total Allowable Effort*), (CPF Reform, 2002).

► 2.3. Métodos de evaluación

2.3.1. Modelos de dinámica de poblaciones

Los modelos aplicados en biología pesquera pueden clasificarse en dos grandes grupos, que se distinguen según el grado de agrupación en la estructura de la población: los de producción generalizada y los analíticos o estructurales.

El planteamiento básico de ambos es que la biomasa de un stock explotado es el resultado de un balance entre los ingresos y las pérdidas. Los primeros son las ganancias en número y peso de los individuos, debidas al reclutamiento, R , la inmigración, I , y el crecimiento, G . Las pérdidas son las debidas a la mortalidad natural, M , la mortalidad pesquera, F , y la emigración, E . Gráficamente:



Baranov y Russell resumieron esta situación con la siguiente expresión matemática:

$$\Delta B = B_2 - B_1 = (R + G) - (M + F) \quad \text{si } I = E \quad [1.5]$$

Los modelos más sencillos son los modelos de producción o modelos *globales* (Schaeffer, 1957; Fox, 1970, 1975; Garrod, 1969; Pella y Tomlison, 1969), que responden al planteamiento más simple de la dinámica de una población, entendida en base a sus cambios en la biomasa total, B :

$$\frac{dB}{dt} = g(B) \quad [1.6]$$

donde $g(B)$ es una función de crecimiento en biomasa de la población.

Los modelos de producción generalizada consideran el efecto global neto de todos los factores sobre la biomasa, y, cuando la población está explotada, las capturas contribuyen a disminuir la población, de forma que:

$$\frac{dB}{dt} = g(B) - Y \quad [1.7]$$

donde Y es la captura en peso.

Estos modelos son fáciles de aplicar, porque solo necesitan datos de capturas y esfuerzo, que se recogen en las estadísticas básicas de las pesquerías, y se suelen aplicar cuando no es fácil obtener una estructura de edades de la población que permita aplicar modelos analíticos, como ocurre en el caso de los túnidos.

Estos modelos proporcionan un parámetro de referencia, el Rendimiento Máximo Sostenible (*RMS*), que, suponiendo una situación compensatoria de equilibrio en la que la biomasa excedente es igual a las capturas ($\frac{dB}{dt} = 0$), equivale a la captura máxima que se puede extraer sin desequilibrar la biomasa del stock. Para que estos modelos proporcionen buenas estimaciones, necesitan que los datos tengan un buen contraste, es decir, que la pesquería haya pasado por todas las fases de explotación para contar con un amplio rango de valores de capturas y esfuerzo. En este caso, el modelo ofrece una buena visión de la situación actual del stock, pero no tiene capacidad predictiva a largo plazo.

A través de los parámetros obtenidos de los modelos globales, podemos aplicar medidas de gestión que inciden sobre el esfuerzo y sobre las capturas.

Por otro lado, los modelos *analíticos* dividen al conjunto del stock en número de individuos por clase de edad, donde la edad se asocia a las diferencias en tamaño, tasa de crecimiento, fecundidad y vulnerabilidad a la pesca. Los más utilizados para la evaluación de stocks son el análisis de la población virtual (VPA) y los modelos de rendimiento por recluta. Al tener en cuenta la estructura demográfica de la población, estos modelos pueden

proporcionarnos parámetros de referencia sobre distintos segmentos —reclutamiento, juveniles y reproductores— en función de las tasas de explotación, lo que permite una interpretación más ajustada de la dinámica de la población frente a la explotación y, en consecuencia, la definición de medidas de gestión más dirigidas. A través de estos modelos podemos controlar la *mortalidad total*⁶ y el *perfil de explotación*⁷, es decir, prevenir la *sobrepesca de reclutamiento*⁸.

Hasta mediados de los años ochenta, la mayoría de las evaluaciones de los stocks marinos se apoyaban en estos dos tipos de modelos descritos. La crítica fundamental a los modelos de producción, más simples, es que suponen que la biomasa es independiente de la estructura en edad de la población, por lo que, a pesar de que requieren datos menos detallados (estructura en edad, estimadores de mortalidad, tasas de crecimiento, etc.), la mayoría de los científicos prefieren aquellos análisis que incluyan explícitamente la realidad biológica de la estructura en edad de la población. Entre estos dos grupos de modelos se desarrolló una familia de modelos que pretende ser una solución intermedia, puente conceptual, entre los modelos de producción excedente y los modelos basados en la estructura de edad o analíticos, denominados Modelos de Producción Estructurados por Edad (Deriso, 1980; Schnute, 1985; Fournier y Doonan, 1987). Dividen a la población en dos grupos, los reclutas y el resto de la población, y la dinámica de esta viene explicada a través de un modelo de crecimiento de biomasa en peso y una relación stock-reclutamiento.

6 La tasa de mortalidad total, Z , es la suma de las tasas de mortalidad por pesca, F , —aquella que actúa sobre la población debido al efecto de la pesca— y la mortalidad natural, M —la que es debida a causas naturales— (ICCAT, 2000).

7 Perfil de explotación: es la distribución de la mortalidad por pesca en consonancia con la composición por edad de los peces, determinada por el tipo de arte de pesca y por las distribuciones espacial y estacional de la pesca y por el crecimiento y la migración de los peces. Es el efecto combinado de la selectividad del arte y la disponibilidad de los peces (ICCAT, 2000).

8 Sobrepesca de reclutamiento: es la que se produce cuando se ha reducido drásticamente la producción de reproductores, de tal modo que estos son incapaces de producir huevos en cantidad suficiente para reconstruir la población.

Los métodos estadísticos de captura por edad, también conocidos como síntesis del stock, o métodos integrados, son una alternativa al VPA para estimar los tamaños del stock, porque proporcionan una forma de resolver los problemas de las estimaciones recientes de mortalidad y tamaño de la población que requerían un afinamiento de los parámetros de entrada. La idea básica es desarrollar un modelo de dinámica de la población desde el principio y relacionar las predicciones del modelo (i.e. las capturas) con los datos observados. Los métodos estadísticos se utilizan para encontrar el mejor conjunto de parámetros del modelo que se ajustan a las observaciones. Las raíces históricas del método incluyen el análisis de la curva de captura y los desarrollos de Doubleday (1976), Paloheimo (1980), Deriso *et al.* (1985), Megrey (1989) y Quinn y Deriso (1999).

La investigación actual se centra en los modelos de simulación (Francis, 1992; Hilborn *et al.*, 1993; Restrepo, 1992, 1994; Rosenberg, *et al.*, 1995, Kell, *et al.*, 2003, etc.), que consideran tanto los métodos de evaluación (analíticos o estructurados por edad) como los distintos métodos de estimación de parámetros asociados (asumiendo errores de proceso o de observación), utilizando distintas técnicas para estimar las incertidumbres asociadas a la gestión de pesquerías, y permitiendo la comparación entre las distintas estrategias de gestión.

2.3.2. Puntos de referencia en la gestión de pesquerías

Ya que los frutos de la ordenación pesquera son, con demasiada frecuencia, complejos y difíciles de cuantificar, se hace necesario el establecimiento de objetivos operacionales que sirvan de guía en el proceso de toma de decisiones. Al objeto de proporcionar indicadores del estado de cada stock (en relación a su potencial a largo plazo y a su nivel de explotación) las Instituciones y Organismos dedicados al asesoramiento científico de las pesquerías (ICCAT; ACFM del ICES; Consejo Científico de NAFO, etc.) han establecido dichos objetivos operacionales en base a los denominados Puntos de Referencia biológicos.

Constituyen valores convencionales, derivados del análisis técnico, que representan el estado de la pesquería o de la población y que, por tanto, pueden ser utilizados como guía para la ordenación de las pesquerías (Caddy, 1998).

Los puntos de referencia son específicos para cada población. Su definición ha sido y es un campo de trabajo de gran importancia en la investigación pesquera.

Los primeros puntos de referencia utilizados fueron los *Puntos Objetivo* (se formulan para la gestión y su finalidad es indicar cuándo se está alcanzando el objetivo considerado) que buscaban una explotación sostenible obteniendo la mayor captura posible. En los pasados años noventa se comenzó a prestar más atención a garantizar la renovación del recurso, y no tanto a la obtención de la máxima captura, surgiendo, así, los *Puntos Límite* (indican áreas de la dinámica de la población asociadas con niveles de muy alto riesgo). Al final de esta década, tras constatar que, a pesar del desarrollo de las metodologías de evaluación, las pesquerías estaban, en general, sobreexplotadas, y en consonancia con el enfoque de precaución, surgen los *Puntos de Precaución* (son los mayores valores de mortalidad por pesca y los menores valores de biomasa del stock reproductor cuyo nivel de riesgo puede considerarse aceptable). Estos nuevos puntos tienen en cuenta la calidad o la falta de datos y las incertidumbres del proceso de evaluación, y tratan de evitar riesgos para el stock; por ello, resultan más restrictivos.

La mortalidad pesquera, F , la biomasa del stock, B , y el rendimiento, Y , son las variables de referencia básicas que dan lugar a la mayoría de los puntos de referencia; la relación entre ellas queda establecida en la ecuación:

$$Y = \bar{B} \cdot F \quad [1.8]$$

En ella, \bar{B} es la biomasa media entre dos períodos consecutivos. De esta forma, los puntos de referencia suelen expresarse como tasas de mortalidad por pesca o como niveles de biomasa reproductora. Las primeras proporcionan una indicación sobre la respuesta de la

población a la pesca, mientras que los segundos son útiles para evaluar el estado actual de la población en relación con los niveles históricos y con los niveles a los que puede llegar a deteriorarse su capacidad de autorrenovación.

Tradicionalmente, se han venido considerando dos niveles de intensidad pesquera, dependiendo de los modelos de evaluación empleados (globales o estructurados por edad).

Criterio del máximo rendimiento sostenible, RMS

Los modelos de producción relacionan las capturas con el esfuerzo pesquero. Como punto de referencia se utiliza aquel nivel de esfuerzo pesquero asociado con el rendimiento máximo sostenible (RMS), f_{RMS} (véase la figura 1.6, izquierda). Sin embargo, existen dudas sobre la seguridad de este punto de referencia como para ser considerado como punto de referencia objetivo, y se defiende un nivel de esfuerzo más conservador para la regulación de las pesquerías, como es $2/3 f_{RMS}$.

También se puede expresar este punto en función del valor de la tasa instantánea de mortalidad por pesca, F_{RMS} :

$$F_{RMS} = q \cdot f_{RMS} \quad [1.9]$$

En la expresión anterior, q es el coeficiente de capturabilidad, y F_{RMS} la mortalidad por pesca que produce el máximo rendimiento sostenible.

El RMS es un objetivo obvio para la ordenación de una pesquería sobre una sola especie, y ha sido ampliamente utilizado con este propósito por las comisiones de pesca en las décadas de los años sesenta y setenta.

Sin embargo, desarrollos posteriores de la teoría, y la experiencia práctica en la ordenación pesquera, han arrojado dudas sobre la utilidad de F_{RMS} como punto de referencia objetivo seguro.

Criterio del máximo rendimiento por recluta: F_{max} , $F_{0.1}$

Este tipo de puntos de referencia son adecuados cuando hay diversas flotas dirigidas a distintas fracciones de edad de la población y las regulaciones sobre el tamaño de malla y primera captura son herramientas útiles para la gestión. Al principio, se enfatizó sobre el cálculo de F_{max} , que es el nivel de mortalidad por pesca que, para una edad de primera captura determinada, maximiza el rendimiento por recluta que puede obtenerse de un stock en equilibrio. Sin embargo, como la curva de rendimiento por recluta es, en ocasiones, casi asintótica a partir de un determinado nivel de F (véase la figura 1.6, derecha), y en ese caso es difícil de determinar el nivel F en el que se alcanza el máximo, otro punto de referencia más prudente, propuesto por Gulland y Boerema (1973), es $F_{0.1}$, definido como la tasa de mortalidad por pesca para la que la pendiente de la curva de rendimiento por recluta como función de la F está al 10% de su valor en el origen.

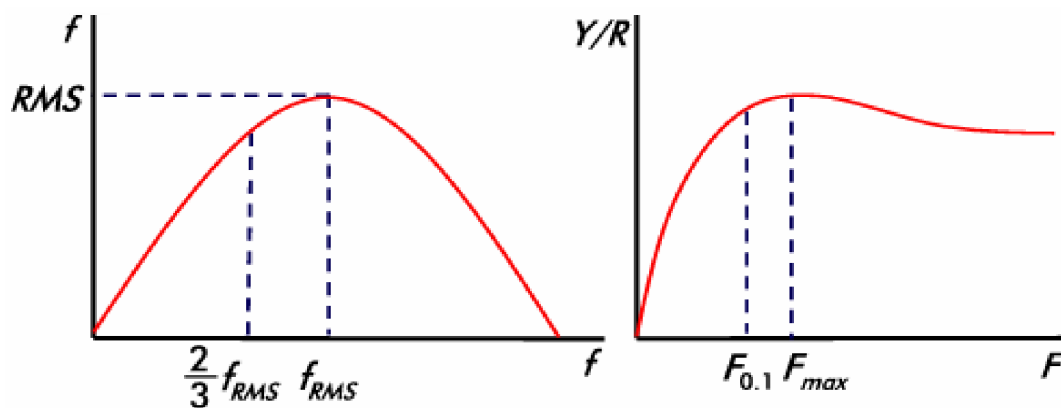


Figura 1.6. Puntos de referencia de los modelos globales: f_{RMS} , $2/3f_{RMS}$. (izquierda). Puntos de referencia de los modelos de rendimiento por recluta: F_{max} , $F_{0.1}$. (derecha).

Criterios basados en la biomasa reproductora por recluta

A partir de la relación stock-reclutamiento y de una extensión del análisis de rendimiento por recluta incorporando información sobre la madurez para calcular la biomasa reproductora para varios niveles de F , se obtienen unos puntos de referencia que tienen en cuenta la dependencia que tiene el reclutamiento del tamaño de la biomasa reproductora. Estos se expresan como $F_{X\%SPR}$ e indican la mortalidad por pesca que reducirá el potencial

de reproducción en equilibrio por recluta a un $X\%$ del que se produciría si no hubiese pesca (o, de forma equivalente, es la F que tiene como resultado una proporción del potencial de desove en equilibrio del $X\%$).

Los resultados de los modelos analíticos permiten definir medidas ajustadas de gestión a corto plazo; Sin embargo, a largo plazo la eficacia de las medidas resulta menos evidente, ya que la falta de referencias sobre la evolución de los reclutamientos conduce a asumir condiciones de equilibrio, con las incertidumbres que este tipo de supuestos conlleva.

A diferencia de los modelos globales, que permiten definir un parámetro claro de referencia (RMS) por encima del cual el stock va a responder disminuyendo sus rendimientos, los parámetros de referencia para la gestión de los modelos analíticos son mucho más ambiguos, y la definición exacta de valores de referencia es más complicada.

3 ESTADO DEL STOCK DE RABIL ATLÁNTICO

En la actualidad existen más de veinte organizaciones internacionales de pesca, cuya finalidad es formular medidas de conservación de recursos pesqueros dentro del área de su competencia. Son órganos asesores, cuyas decisiones no suelen vincular a los estados miembros.

En el caso concreto de la gestión de túnidos, el *Convenio de Conservación de Túnidos y Especies Afines Atlánticas*, en su artículo VIII, firmado en Río de Janeiro en 1966, faculta a la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (CICAA; ICCAT, en inglés) a que haga recomendaciones de gestión para la conservación de los stocks que se pescan en la zona del convenio (Pallarés, 1998). El mecanismo de aplicación de medidas es:

- [...] El Comité Permanente para la Investigación y Estadísticas (SCRS, sigla inglesa), realiza los análisis de stocks, desde el punto de vista científico, a partir de los datos

biológicos y de las pesquerías, utilizando las técnicas de evaluación al uso. En base a los resultados obtenidos propone, si es necesario, la adopción de medidas para su gestión.

- ICCAT, basándose en el informe del SCRS, establece las recomendaciones necesarias, que comunica a las partes miembros de ICCAT (países, organizaciones comerciales, etc), a través de su Secretario Ejecutivo.
- Las recomendaciones (vinculantes para los miembros de ICCAT) entran en vigor, automáticamente, a los seis meses de ser comunicadas oficialmente a las partes.
- Tras recibir la notificación oficial de las recomendaciones adoptadas, los países tienen que materializar las medidas incorporándolas a sus respectivas legislaciones.
- Los países se responsabilizan del cumplimiento y seguimiento de las medidas legisladas.
- La Comisión, a través del Comité de Infracciones, controla el grado de seguimiento y cumplimiento de las medidas adoptadas por los países miembros [...].

En particular, el objetivo implícito de ICCAT respecto a la gestión de los túnidos es mantener la población al nivel del rendimiento máximo sostenible (*RMS*).

Según el Informe de la evaluación de rabil atlántico de ICCAT de 2003 (ICCAT, 2004), la recomendación de ordenación del stock se enuncia en el párrafo siguiente:

[...] Las capturas estimadas de rabil atlántico han alcanzado en el período 2001-2003 un promedio de 144 000 tm, que se sitúa cerca de la estimación más baja del rango del *RMS* realizada a partir de los modelos de producción y estructurados por edad realizados durante esta evaluación. El Comité de estadísticas SCRS reitera su apoyo a la recomendación de ICCAT de 1993 de “que no se aumente el nivel de esfuerzo de pesca efectivo sobre el rabil atlántico, por encima del nivel observado en 1992” [...].

El informe ejecutivo de rabil de 2003 (ICCAT, 2004) resume en la Tabla 1.4 los valores obtenidos de los parámetros de referencia en la evaluación de rabil de 2003.

RESUMEN DEL RABIL ATLÁNTICO	
Rendimiento Máximo Sostenible (RMS)	~148 000 tm
Rendimiento actual	
(2001)	159 000 tm
(2002)	139 000 tm
(2003)	124 000 tm
Rendimiento de sustitución (2001)	Podría situarse por debajo del rendimiento de 2001
Biomasa relativa: B_{2001}/B_{RMS}	0,73-1,10
Mortalidad relativa por pesca: F_{2001}/F_{RMS}	0,87-1,46
$F_{99,01}/F_{RMS}$	1,13 (límites de confianza al 80%: [0,94-1,38])
$F_{0,1}$	0,55
F_{RMS}	0,72

Tabla 1.4. Resumen del informe ejecutivo de rabil atlántico en 2003.

Las medidas de ordenación en vigor son las siguientes:

- Peso (talla) mínima de 3,2 kg.
- El esfuerzo de pesca efectivo no deberá sobrepasar el nivel de 1992.
- Veda de zona/temporada para la pesca con objetos flotantes.

Esta última medida afecta indirectamente al stock de rabil, pues está dirigida a la protección de los reproductores de patudo.

La gestión del stock de rabil se basa en evaluaciones que dependen casi exclusivamente de datos comerciales, ya que, al ser una especie altamente migratoria, no es viable obtener estimaciones directas de abundancia mediante prospecciones pesqueras. Estas últimas realizan muestreos en todas las zonas de distribución del recurso, ofreciendo una imagen más real del verdadero estado del stock, a diferencia de las capturas comerciales, cuyos datos pueden conducir a que se sobreestime la abundancia, aunque el stock esté disminuyendo, ya que estos se obtienen de los barcos que exploran las zonas donde la abundancia es mayor.

Una característica de los túnidos, en particular del rabil, que afecta a su gestión, es la dificultad existente para realizar distinción de edades en las capturas de los ejemplares

mayores, que son los que más contribuyen a la captura total; por ello, la aplicación de los métodos estructurados por edad es complicada, y los modelos de producción son los que tienen una aplicación más extendida.

Por un lado, estos modelos ofrecen las siguientes ventajas:

- Proporcionan parámetros de referencia claros y fáciles de entender por los gestores (permiten definir una situación clara de sobrepesca cuando se sobrepasan los límites del *RMS*).
- Las medidas de gestión basadas en el objetivo de mantener la población al nivel *RMS* son, en teoría, más fáciles de aplicar y controlar que otras medidas de gestión.
- Como las medidas de gestión se basan normalmente en el control de las capturas o el control del esfuerzo, los modelos de producción proporcionan una visión histórica de la evolución de estos dos parámetros en el tiempo.

Por otro lado, los modelos tienen algunos problemas de estimación:

- Se necesitan muchos años de buenas estadísticas de capturas y esfuerzo para obtener estimadores fiables del *RMS*.
- Utilizan de series de esfuerzo estandarizadas, que en el caso de los túnidos capturados por el cerco son difíciles de obtener, cuando las flotas están continuamente incrementando su potencia pesquera.

Finalmente, el principal problema de aplicación y seguimiento de las medidas de gestión de los stocks de túnidos, entre ellos el rabil, es el control insuficiente de la pesca sobre los grandes pelágicos migradores. Su regulación es más difícil que en el caso de otras especies que se encuentran localizadas en áreas más limitadas, por moverse muchas veces fuera de las ZEEs y por su carácter transfronterizo, con lo que ello implica en relación a posibles disputas sobre intereses diversos.

4 EL MODELO DE SIMULACIÓN PARA LA EVALUACIÓN DE MEDIDAS DE GESTIÓN BAJO INCERTIDUMBRE

Hasta ahora, se han introducido las ideas básicas sobre la evaluación y la gestión de pesquerías y se ha realizado una descripción del caso de estudio centrado en el stock de rabil atlántico y la flota española de cerco.

Para finalizar este capítulo, se presenta de forma resumida el modelo de simulación que se va a construir en los siguientes capítulos, y que servirá de base para la evaluación de diferentes estrategias de gestión aplicadas al stock de rabil atlántico.

Para ello, es necesario hablar, en primer lugar, de las incertidumbres o errores que afectan al proceso de gestión de la pesquería —que son el fundamento para la construcción de este modelo— ya que, mediante simulaciones, se pueden evaluar sus efectos en la aplicación de las diferentes medidas de gestión y es posible juzgar el éxito de estas medidas en la consecución de los objetivos de gestión planteados inicialmente.

► 4.1. Análisis de riesgos

En las evaluaciones actuales, la incertidumbre se tiene en cuenta en el diagnóstico sobre el estado del stock y en las proyecciones sobre su estado y rendimientos futuros, ofreciendo, junto a las estimaciones puntuales, los intervalos de confianza correspondientes.

El principio de precaución obliga a tener en cuenta la incertidumbre en el diagnóstico, proporcionando intervalos de confianza de los estimadores que sirven de indicadores del estado de los stocks.

En las evaluaciones no sólo se determinan las estimaciones de los niveles de biomasa o mortalidad pesquera, sino que, mediante simulaciones (análisis de riesgo) se establece la

probabilidad de que el stock se recupere/colapse para una determinada estrategia de gestión.

El objetivo de la gestión desde la perspectiva del enfoque de precaución es evitar situaciones de riesgo (sobreexplotación del recurso, pérdida de biodiversidad, etc.) a largo plazo, incorporando distribuciones de probabilidad, por ejemplo, de la mortalidad pesquera para poder determinar $Pr(F < F_{RMS})$ en los modelos de simulación (Francis, 1992; Restrepo 1992; Hilborn *et al.* 1993; Powers *et al.* 1993; Rosenberg, *et al.* 1995).

Por tanto, los modelos de simulación son una herramienta para tratar de forma sistemática la incertidumbre.

Algunos ejemplos de las incertidumbres en el proceso de gestión de recursos afectan a (véase la figura 1.7):

- La abundancia de la población en número y en peso, cuyo conocimiento es el objetivo, no sólo de los grupos científicos, sino también del sector. Mediante diversos modelos, los científicos intentan estimar el estado de la biomasa, así como prever los efectos de la aplicación de medidas de gestión en el futuro.
- Las capturas realizadas sobre un determinado stock por las distintas flotas que intervienen en el proceso de explotación, no siempre declaradas por parte de todas las flotas y países, o expuestas a descartes cuando se ha sobrepasado un límite de capturas o no alcanzan la talla mínima para ser vendidas, y sometidas a errores de medida en el proceso de muestreo.
- El proceso para cuantificar la presión pesquera que ejercen las flotas sobre los stocks; dada la gran heterogeneidad entre las flotas y la diversidad de medidas del poder de pesca de los barcos (potencia, eslora, toneladas de registro bruto (TRB), características de los artes, etc.), que varían su eficacia con el tiempo, es difícil definir con precisión

una medida única para el conjunto de barcos que relacione el número de peces de una especie que hay en el mar con la cantidad de capturas que se obtienen.

- La determinación de los segmentos de la población objetivo de cada uno de los artes de pesca, es decir, el perfil de explotación de las diferentes flotas que capturan ejemplares de un mismo stock, y las interacciones que existen entre ellas. Por ejemplo, un arte de superficie como el cerco, que captura principalmente juveniles, se verá afectado por un arte de profundidad como el palangre, que captura adultos. Si la biomasa reproductora disminuye, también disminuirán los futuros reclutamientos y los juveniles que capture el cerco. Análogamente, si las capturas de juveniles aumentan demasiado, habrá menos ejemplares que lleguen a alcanzar la madurez, por lo que las capturas del palangre se verán disminuidas.
- Los reclutamientos que se producen cada año, es decir, cuántos peces nuevos se incorporan cada año a la pesquería y están disponibles para ser capturados por los artes de pesca.
- La mortalidad natural, que puede equipararse, en lo que a incertidumbre se refiere, al reclutamiento, puesto que en la actualidad sigue siendo una gran incógnita, y que en muchas ocasiones se suele suponer constante.
- La estructura de edades de la población, que se determina a partir de los tamaños en las capturas mediante las claves talla-edad, y que, en el caso de los túnidos, son particularmente difíciles de diferenciar para los grupos de edad mayores.
- Los modelos utilizados para estimar el estado del stock. Existe una amplia variedad metodológica en el tratamiento y análisis de los datos pesqueros, cuyos resultados difieren en muchas ocasiones. Además, a esto se añade el error en la especificación de las variables dentro de un mismo modelo, donde la bondad del ajuste a los datos depende de las variables con información disponible consideradas.

- La efectividad de las medidas de gestión (por ejemplo, la limitación del esfuerzo de pesca, la limitación en las capturas, la imposición de una talla mínima de captura, o una veda espacio-temporal) respecto de los objetivos que se pretenden conseguir (recuperación del stock, protección de los juveniles, etc.), y respecto al grado de cumplimiento de estas, que, en muchas ocasiones, no se consigue debido a la falta de comunicación entre los diferentes estamentos implicados:
 - Científico, que realiza el asesoramiento sobre la gestión.
 - Administrativo, que se encarga de la implantación de las medidas de gestión.
 - Sectorial, quien realmente las cumplimenta.
- La política pesquera, como instrumento negociador de intereses entre países y flotas que comercian con la explotación de un mismo stock; a menudo, las medidas de control se utilizan como moneda de cambio, en lugar de responder a los objetivos para los que fueron concebidas.
- Los precios de venta de las capturas, los precios del combustible, etc. La incertidumbre dentro de un mercado globalizado, donde los precios de un determinado stock objetivo de una flota se relacionan con los precios de otras especies, hace que los ingresos del sector fluctúen, de forma que los beneficios esperados de la pesca estén sujetos a fenómenos que no siempre se puedan prever.

En la figura 1.7 se muestra un diagrama con las diferentes etapas del proceso de gestión y sus incertidumbres asociadas, que se definen de forma sistemática a continuación.

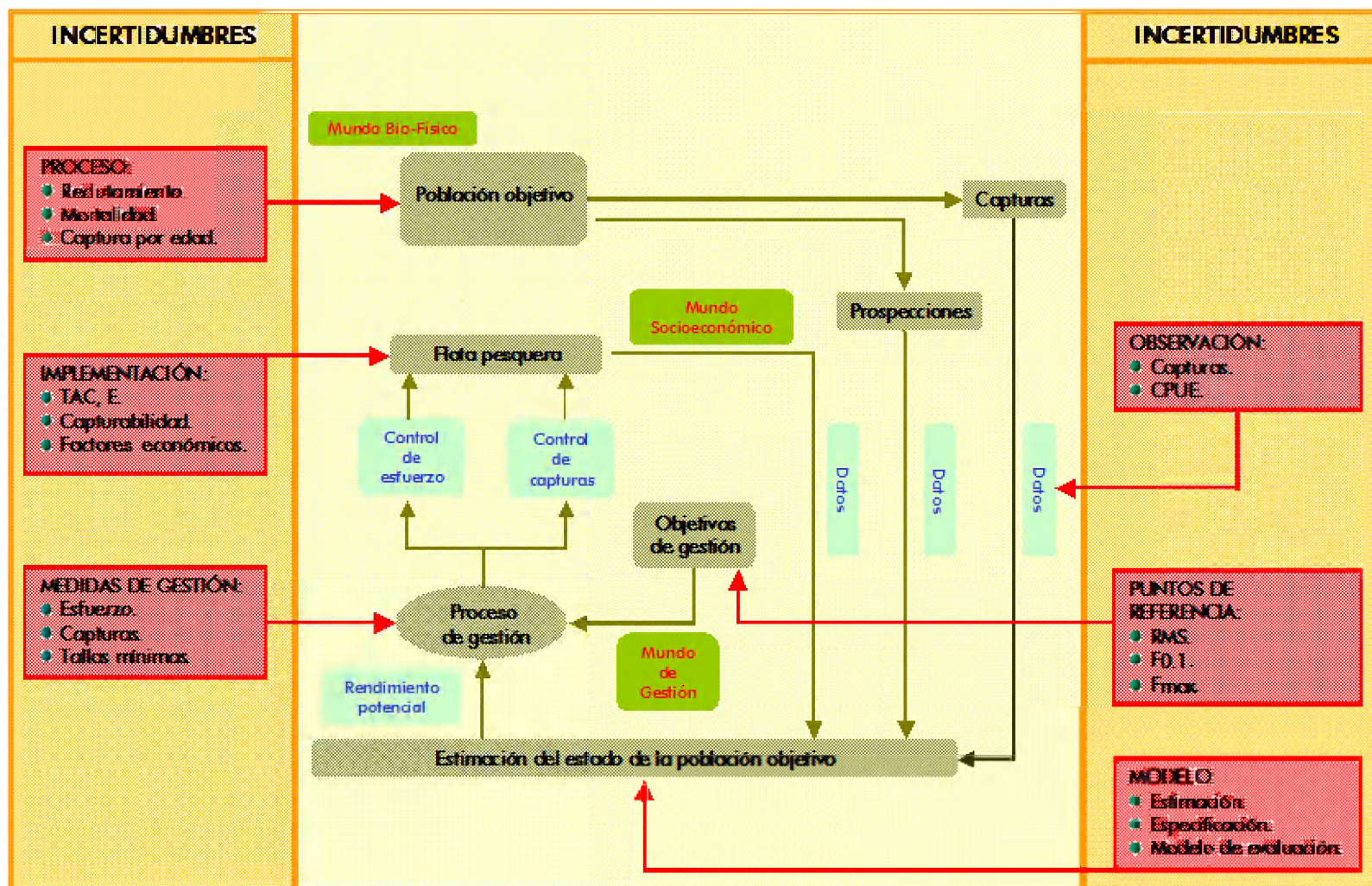


Figura 1.7: Procedimiento de gestión de una pesquería y los factores de incertidumbre asociados.

Varios autores han clasificado los tipos de incertidumbre que son fuente de riesgo en pesquerías, entendido este como la probabilidad de ocurrencia de un suceso contrario al objetivo marcado y que sea negativo, (A.D.M. Smith, 1993; Rosenberg y Restrepo, 1995; Caddy y Mahon, 1995).

Se han definido cinco tipos de error o incertidumbre: de proceso, de observación, de modelo, de implementación e institucional.

- La *incertidumbre de proceso* se ha definido como la naturaleza estocástica en la dinámica de la población (Caddy y Mahon, 1995), y proviene de la variabilidad natural, como, por ejemplo, la variabilidad en el reclutamiento o en la mortalidad natural.
- La *incertidumbre de observación* proviene del proceso de recolección de la información, a través del error de muestreo o de medida. El error de muestreo proviene de que solo se puede observar una muestra, no toda la población, mientras que el error de medida proviene de fallos en la toma de datos que se reflejan en la información recibida.
- La *incertidumbre del modelo* se debe a la falta de conocimiento absoluto sobre la especificación del modelo que rige la dinámica de la población. Este tipo de incertidumbre de modelo incluye la falta de información sobre la estructura correcta del modelo —por ejemplo, si la relación stock-reclutamiento sigue un modelo de Beverton & Holt o una curva de Ricker— y sobre la estimación de los parámetros.
- La *incertidumbre en la implementación* se debe a la incapacidad para implementar con éxito las medidas de gestión, ya que estas nunca suelen cumplirse completamente.
- La *incertidumbre institucional* aparece como consecuencia, problemas asociados a la interacción entre individuos y grupos (científicos, gestores, pescadores, etc.) que componen el proceso de gestión, como puede ser la falta de un objetivo bien definido de la gestión.

Las incertidumbres derivadas de las observaciones y los modelos —y, por tanto de estimación— así como la incertidumbre de implementación e institucional, se pueden reducir intensificando la investigación y optimizando los sistemas de muestreo; sin embargo, la incertidumbre de proceso no se puede reducir, ya que suele estar ligada a factores ambientales, entre otros, difíciles de predecir para el hombre.

En la práctica, los análisis de riesgo aplicados a la gestión pesquera tienen los siguientes componentes:

- La descripción de la incertidumbre.
- El método utilizado.
- Las medidas de resultados.

Se suelen utilizar dos tipos de descripciones de la incertidumbre:

- La primera, probabilista, en forma de distribuciones de probabilidad (i.e., el rango de valores que puede tomar un cierto parámetro y la probabilidad asociada a cada valor). Por ejemplo, si el reclutamiento se distribuye como una lognormal.
- La segunda forma es un conjunto de hipótesis alternativas a las que no se asocia ningún valor de probabilidad. Por ejemplo, la aplicación de distintos niveles de mortalidad pesquera como aproximaciones de la F_{RMS} .

Las simulaciones de Monte Carlo son una herramienta útil para evaluar las opciones de gestión. El mecanismo consiste en asignar valores aleatorios a los parámetros con una incertidumbre asociada y simular el procedimiento de gestión para cada uno de los valores.

Las medidas de resultados son descripciones numéricas de la probabilidad de los efectos de las distintas opciones de gestión, teniendo en cuenta la incertidumbre sobre el estado actual de la pesquería y su comportamiento futuro. En cada simulación se obtienen unos valores de resultados de la gestión; por ejemplo, el nivel al que se encontrará la biomasa en un

determinado año. Repitiendo las simulaciones un gran número de veces, se obtienen distribuciones de probabilidad para los resultados de la gestión, que permitirán juzgar si la gestión ha cumplido el objetivo deseado. Algunos ejemplos de medidas de resultados son la probabilidad de que la biomasa se encuentre por debajo de un umbral durante el período de gestión, $Pr(B < B_{thr})$; la captura esperada durante el período, o el valor presente neto de los beneficios esperados de la captura.

Como se ha explicado, la gestión de pesquerías es un procedimiento complejo en el que interactúan factores relacionados con la explotación, el medioambiente y la biología de las especies; factores legales de implantación y aplicación de medidas, y factores económicos. Estos factores se pueden agrupar en tres mundos relacionados entre sí (véase la figura 1.8):

- El *biofísico*, al que pertenece el stock.
- El *socioeconómico*, en el que se encuentra la industria pesquera, el mercado y los pescadores.
- El de la *gestión*, donde se establecen las medidas de control necesarias para asegurar la explotación sostenible del recurso.

Estas tres partes del sistema interactúan entre sí, lo que hace que la gestión no sea un proceso estático; habitualmente, consta de las siguientes etapas, comentadas ya en la sección 2.2:

- Se fija un objetivo de gestión.
- Se evalúa el estado del recurso.
- Se determina si son necesarias o no medidas de gestión y/o si las acciones de gestión actuales están sirviendo para conseguir o no los objetivos.
- Se proponen las acciones de acuerdo con la estrategia de gestión, para asegurar que los objetivos se alcanzan.

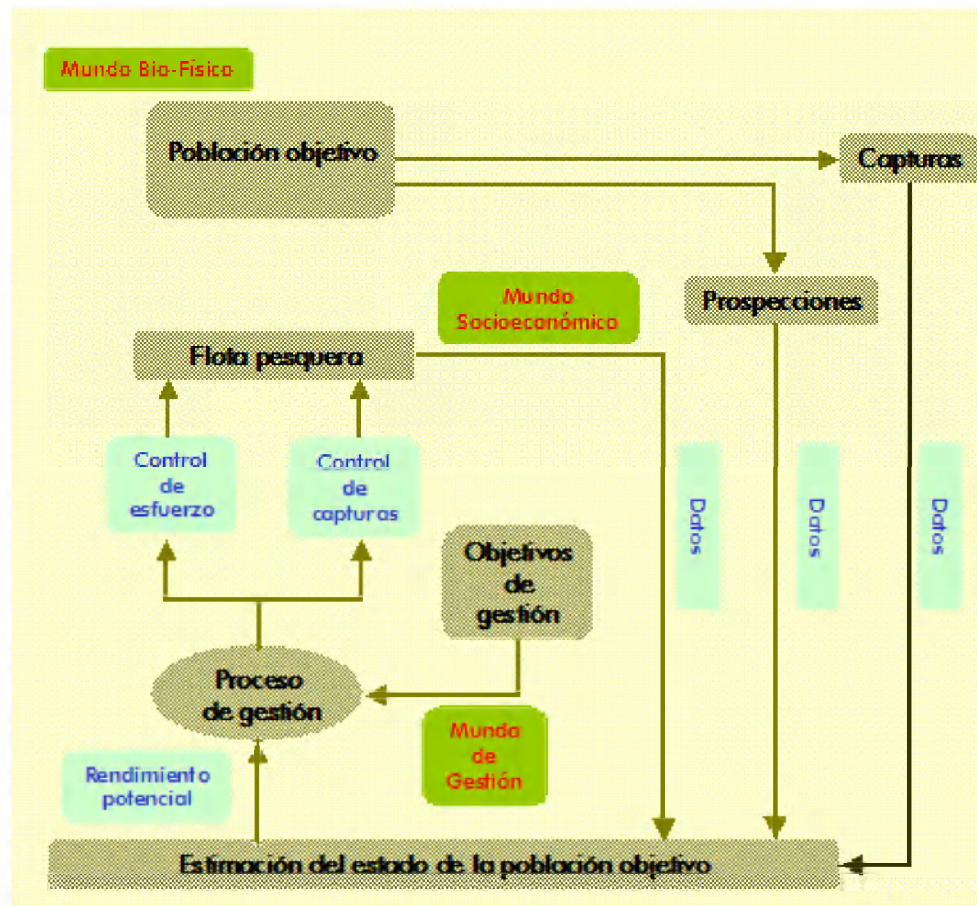


Figura 1.8. Relaciones entre los mundos bio-físico, socioeconómico y de gestión que se consideran en el proceso de evaluación de una pesquería convencional.

Entre los numerosos experimentos que se pueden realizar para evaluar, mediante modelos de simulación, la aplicación de estrategias de gestión sometidas a algunas de las incertidumbres anteriores, se pueden citar algunos como, por ejemplo: ¿En qué rango de variación se encuentra la biomasa del stock actual cuando la incertidumbre en los datos de capturas es de un $x\%$? ¿Cuál será la distribución de probabilidad de la biomasa en el año 2010, si se mantiene el nivel de esfuerzo de pesca constante durante diez años, teniendo en cuenta que la capturabilidad media de la flota crece un 3% anualmente, y tiene una distribución de probabilidad x ? ¿En qué porcentaje se reduce la incertidumbre en la biomasa futura cuando se intensifica la investigación para acotar con mayor precisión los valores de la mortalidad natural, o cuando se aumenta el tamaño del muestreo en las capturas?

► 4.2. Planteamiento del modelo de simulación

La investigación que se plantea en esta tesis se refiere al análisis de las consecuencias biológicas y económicas de las medidas de gestión aplicadas al stock de rabil Atlántico (*Thunnus albacares*).

Para realizar dicho análisis, se consideran las distintas fuentes de incertidumbre asociadas a los factores que inciden en el procedimiento de gestión, dirigida esta a la consecución de los objetivos biológicos (recuperar y/o mantener el stock al nivel del rendimiento máximo sostenible).

El entorno de simulación será el marco donde se evalúen dichas medidas de gestión. Esta evaluación se realiza teniendo en cuenta criterios biológicos, de mantenimiento del recurso, económicos y de incidencia en el mercado.

En particular, se analizan los efectos económicos de la gestión sobre la flota española de cerco que captura rabil en el océano Atlántico.

Las características específicas del mercado de atunes tropicales —que se puede englobar en un entorno mundial— hacen del rabil un interesante ejemplo de interacción entre los factores de mercado y la producción, y refuerzan **la necesidad de incorporar factores económicos en las estrategias de gestión.**

Este es, precisamente, el interés fundamental de esta tesis: **la incorporación, dentro de un modelo de simulación, de factores económicos en los procesos de evaluación y gestión con objetivos de conservación del recurso, todo ello aplicado al caso de estudio de una de las especies marinas comerciales más valiosas del mundo, el rabil del Atlántico.**

► 4.3. Objetivos del modelo de simulación

Los acuerdos internacionales realizados en ICCAT, indican que los stocks de túnidos deben gestionarse mediante estrategias basadas en el Rendimiento Máximo Sostenible, *RMS*; sin embargo, puede que, aunque se establezca una gestión con ese objetivo, los stocks no alcancen ese nivel de rendimiento debido a las incertidumbres asociadas a las hipótesis sobre los datos y los modelos que representan los procesos biológicos y ecológicos que afectan a la pesquería (Restrepo y Rosenberg, 1995). Por tanto, el Comité Permanente de Estadísticas de ICCAT (SCRS) ha recomendado que los sistemas actuales de evaluación y gestión sean validados mediante simulaciones, donde el efecto de las decisiones bajo diferentes hipótesis sobre el sistema se pueda medir directamente, comparando la consecución de los objetivos con sus resultados anticipados (ICCAT, 1999).

Esta tesis responde a los objetivos de investigación actuales de las comisiones científicas desde el punto de vista biológico, pero, al mismo tiempo, va más allá, **introduciendo parámetros económicos en la gestión de este recurso**. Estos parámetros, normalmente, no son tenidos en cuenta en la aplicación de estrategias de gestión, a pesar de que, la respuesta del sistema pesquero a las diferentes medidas de gestión está condicionada, entre otros, por factores de tipo económico. De forma resumida, los objetivos del modelo que se plantea son los siguientes:

- Cuantificar los beneficios de las estrategias de gestión en términos económicos, de producción y de estado del recurso.
- Comparar distintas estrategias ya implantadas.
- Investigar nuevas estrategias de gestión.
- Evaluar respuestas a las distintas estrategias en función de las características del stock, la calidad de los datos o las características del mercado.

► 4.4. Metodología

La metodología de esta tesis consta de tres etapas:

1. Un análisis empírico de los datos del mercado de rabil en España, de la economía de la flota española de cerco y de la situación del stock en el Atlántico con el fin de estimar los parámetros de las ecuaciones del modelo de simulación.
2. La definición de los escenarios de incertidumbre y el desarrollo y la formulación del modelo de simulación a través de diferentes módulos que describen:
 - La dinámica biológica del stock de rabil atlántico.
 - El proceso de captura de las diferentes flotas.
 - La dinámica de la capturabilidad de la flota española de cerco.
 - La dinámica económica de la flota española de cerco.
 - La gestión de la pesquería.
 - La implementación de medidas de gestión y de las estrategias pesqueras.
3. La aplicación práctica del análisis de riesgos, de acuerdo con la descripción de la sección 4.2, para realizar las simulaciones y obtener distribuciones estadísticas de diferentes medidas de resultados, se divide en los siguientes pasos:
 - Describir la incertidumbre en la capturabilidad de la flota de cerco y en los precios de primera venta de rabil en España mediante variables aleatorias.
 - Realizar las simulaciones por el método de Monte Carlo.
 - Recopilar los estadísticos de las medidas de resultados del estado del stock, la explotación de la pesquería y la situación económica de la flota española de cerco.

La figura 1.9 representa la estructura del modelo de simulación, formado por distintos submodelos que interactúan entre sí a través de variables que describen los procesos enunciados en la etapa 2 y que se desarrollarán detalladamente en los capítulos posteriores.

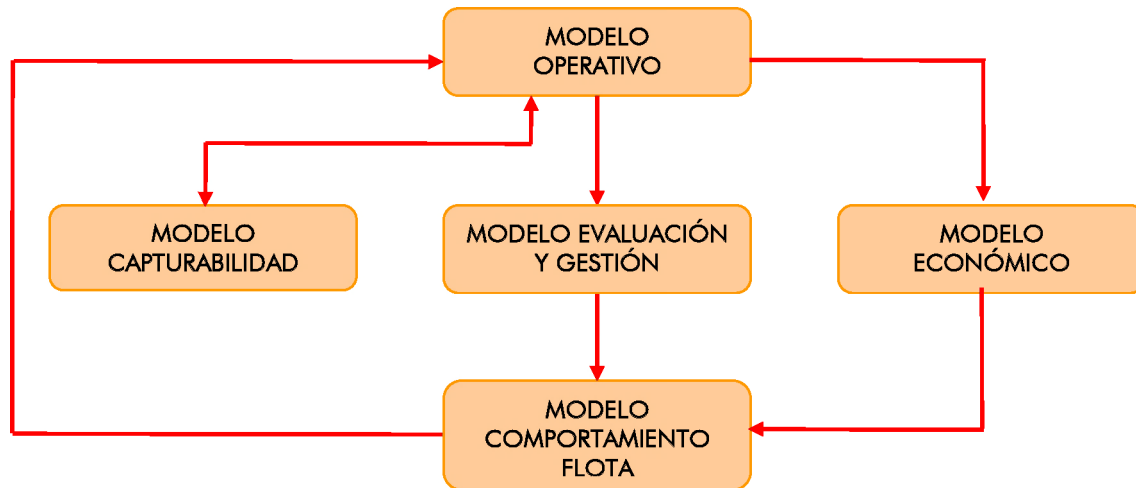


Figura 1.9. Estructura del modelo de simulación

4.4.1. Modelo operativo

El modelo operativo simula la dinámica del stock y su explotación, tanto en el pasado como en el futuro; en él, el reclutamiento, R , el perfil de explotación, Sel , el crecimiento, G , la madurez, Mat , y la mortalidad natural, M , pueden modelarse mediante variables aleatorias que generen errores de proceso en el sistema. Dependiendo de la incertidumbre que se asigne a cada ecuación o parámetro, el sistema de simulación será más o menos complejo. En este caso, el modelo operativo tiene los siguientes componentes:

- La dinámica de la población estructurada por edad basada en la ecuación de supervivencia⁹.
- La biomasa¹⁰ reproductora¹¹, calculada con los datos de peso, madurez y número de individuos por edad y año.

⁹ Ecuación de supervivencia: $N_{a+1,t+1} = N_{a,t} \cdot e^{-M_{a,t} - F_{a,t}}$, donde $N_{a,t}$ es el número de individuos vivos de edad a en el año t , y $M_{a,t}$ y $F_{a,t}$ son las tasas anuales asociadas a esa clase de edad de mortalidad natural y mortalidad pesquera, respectivamente.

¹⁰ Biomasa (B): La biomasa se refiere a la abundancia del stock en unidades de peso (ICCAT, 2000).

- La relación stock-reclutamiento, donde es posible incorporar errores de proceso añadiendo en el modelo de Beverton y Holt (Beverton y Holt, 1957) un componente multiplicativo de error con distribución lognormal.
- La selectividad o perfil de explotación. Esta variable se descompone en un efecto año y un efecto edad. Para analizar la incertidumbre en esta variable, se puede multiplicar el perfil de explotación por una variable aleatoria (por ejemplo, con distribución lognormal), para modelar los efectos de un cambio de talla en la estrategia de pesca de la flota.
- La mortalidad por pesca, calculada a partir del producto del esfuerzo, la selectividad, y la capturabilidad.
- La captura por edad, que se obtiene a partir de la ecuación de captura, y el rendimiento en peso, que se obtiene multiplicando las capturas por su peso medio.
- La mortalidad natural. La incertidumbre en este parámetro es un ejemplo de error de proceso que se suele modelar con una estructura aleatoria lognormal. (Pallarés, 2005).
- El crecimiento, para el que se asume la ecuación de Von-Bertalanffy (Bertalanffy, 1938).
- La relación talla-peso.
- La ojiva de madurez.

Al igual que para la relación stock-reclutamiento o para el perfil de explotación, estas últimas relaciones, variables o parámetros se pueden modelar con incertidumbre, por ejemplo, multiplicando, respectivamente, por variables aleatorias con distribuciones lognormales.

¹¹ Biomasa reproductora (*SSB* o *S*): Indicador del peso total de los peces que se consideran sexualmente maduros en la población (ICCAT, 2000).

4.4.2. Modelo económico de la flota española de cerco

El modelo económico de la flota española de cerco se implementa sobre el entorno de simulación. Este modelo incorpora precios, ingresos, costes y beneficios, los cuales determinan la respuesta de los pescadores —definida por la inversión en el nivel de capital y/o esfuerzo¹² de la flota en el periodo siguiente— a la estrategia de gestión implementada. En el modelo económico se estiman los ingresos y los costes de cada año a partir de las capturas de rabil realizadas por la flota española de cerco en el Atlántico.

Los parámetros del modelo se derivan del análisis empírico de los ingresos y los costes de la flota.

La ganancia bruta por año se obtiene de los desembarcos y de los precios de primera venta de las capturas.

La estimación de los costes se realiza dividiéndolos en dos grupos: costes fijos y costes variables.

Los precios del stock se determinan en función de las capturas realizadas cada año, y estos se multiplican por un error lognormal, que representa la estocacidad en los precios que afecta a los beneficios de la flota cada año.

El beneficio de la flota se estima como la diferencia entre la ganancia bruta y los costes.

Para evaluar una determinada estrategia de gestión desde el punto de vista económico, se calcula el valor presente del beneficio, sujeto a diferentes niveles de tasas de descuento; estas tasas representan las preferencias de los pescadores entre pescar hoy o esperar a que los peces crezcan y den una rentabilidad mayor en el futuro.

¹² Esfuerzo de pesca (f): Medida de intensidad de las operaciones de pesca. La definición de esfuerzo depende del tipo de pesquería (arte), y con frecuencia, del tipo de información disponible (ICCAT, 2000).

4.4.3. Modelo de capturabilidad de la flota española de cerco

Este modelo relaciona la capturabilidad con la inversión en tecnología y capital realizada por la flota española de cerco en el Atlántico cada año, de forma que se pueda apreciar la evolución de la inversión en el tiempo.

La dinámica del capital de la flota se explica en función de los cambios que se producen en la biomasa, según los resultados de los análisis empíricos del Capítulo 3, y la dinámica de la capturabilidad, en base a la evolución de la eficiencia tecnológica y la evolución del capital (Leonart, *et al.*, 1999).

Si se incorpora incertidumbre sobre los parámetros asociados a estas dos últimas variables en el modelo de capturabilidad, esta servirá como *input* en el cálculo de la mortalidad pesquera (F) de la flota española de cerco, a través de la fórmula:

$$F_{a,t} = E_t \cdot Sel_{a,t} \cdot q_t \quad [1.10]$$

donde E_t es el esfuerzo de pesca en el año t ; $Sel_{a,t}$, la selectividad de la edad a en el año t , y q_t , la capturabilidad en el año t de la flota española de cerco asociada a la captura de rabil.

4.4.4. Modelo de evaluación y gestión

Como ya se ha dicho anteriormente, en ICCAT, el objetivo de gestión es mantener a la población al nivel del Rendimiento Máximo Sostenible (RMS); si el stock se encuentra por debajo de este nivel (sobrepesca biológica¹³), entonces se establecen medidas de gestión (recomendaciones) para recuperar el stock en un período de tiempo razonable. Si la mortalidad por pesca es mayor que la F_{RMS} ¹⁴, entonces la mortalidad por pesca debe disminuir. Este objetivo se puede representar a través de una regla de control de

¹³ El término sobrepesca significa, en general, que la mortalidad por pesca ejercida sobre el stock es “demasiado alta”. En muchos foros pesqueros el término se aplica cuando se estima que F está por encima de un punto de referencia biológico límite que sirve de señal para definir la “sobrepesca” (ICCAT, 2000)

¹⁴ F_{RMS} : Punto de referencia biológico que corresponde a la tasa de mortalidad por pesca que, si se aplica de forma constante, produciría un máximo rendimiento sostenible, RMS (ICCAT, 2000).

explotación (*RCE*), que establece una F_{RCE} ¹⁵ objetivo, que puede alcanzarse mediante control del esfuerzo, o una captura máxima permitida, (TAC). Dada la incertidumbre en la determinación de los niveles de referencia que definen el grado de explotación del stock, en el modelo de gestión se establece una gama de valores de F que abarca un amplio rango de situaciones, desde niveles por debajo de F_{RMS} a niveles por encima de F_{RMS} . Estas estrategias de gestión se implementan en la pesquería durante una serie de años, asumiendo que en ese período el nivel de mortalidad pesquera se mantiene constante e igual al establecido en la estrategia. En esos años, el esfuerzo de pesca correspondiente se mantiene constante y proporcional al nivel de F fijado.

4.4.5. Modelo de comportamiento de los pescadores

Se asume que el objetivo de la flota española de cerco es maximizar los beneficios que obtiene de las capturas de rabil. Sin embargo, es razonable pensar que los pescadores tienen una visión cortoplacista, esto es, que los niveles de esfuerzo no varían —fundamentalmente limitados por la estrategia de gestión— ni pueden afectar a los costes unitarios asociados a ellos, de forma que el mecanismo que los pescadores tienen para poder aumentar la mortalidad pesquera (y por tanto, las capturas), es incrementar la capturabilidad de la flota mediante la inversión en capital.

Paralelamente, lo que el pescador sí percibe son los cambios en los precios del pescado; de ese modo, cuando se produce una bajada en los precios de las capturas que supere un determinado umbral, los pescadores dejarán de cumplir los niveles de esfuerzo establecidos por la estrategia de gestión, para intentar aumentar las capturas con el objetivo, no siempre cierto, de que no disminuyan los ingresos.

¹⁵ Regla de control de explotación, *RCE*: se trata de una variable sobre la cual la ordenación tiene un cierto control directo como función indicadora del stock. Por ejemplo, una regla de control de explotación puede ser un plan para ajustar los niveles de mortalidad por pesca, dependiendo de la abundancia del stock. Una captura constante y una mortalidad por pesca constante son dos tipos sencillos de reglas de control de explotación. La mortalidad asociada a la implantación de las reglas de control de explotación se denomina F_{RCE} .

Este comportamiento, observado, de los pescadores, permite evaluar el grado de cumplimiento de cada una de las estrategias de gestión ensayadas, comparando los niveles de mortalidad establecidos en la estrategia con los que realmente se producen al incorporar incertidumbres en la capturabilidad y en los precios.

5 INTRODUCCIÓN A LA LITERATURA

La literatura revisada para la realización de esta tesis abarca gran cantidad de aspectos, entre los que se encuentran temas relacionados con la biología de la especie tratada, con las pesquerías y el mercado de los túnidos tropicales, con los modelos de evaluación utilizados en la gestión de pesquerías, con el tratamiento matemático de la incertidumbre inherente al proceso de gestión, con los modelos de simulación, con los modelos bioeconómicos y con la modelización de la capturabilidad de las flotas. De todo ello, se hace una revisión en este punto y a lo largo de toda la tesis.

Varios autores han analizado la evaluación y la gestión de los túnidos bajo el prisma *biológico*. Fonteneau *et al.* (1998) realizan una descripción de las características biológicas de los túnidos y de las pesquerías en ICCAT, y analizan los sesgos que dichas características generan en las estimaciones de la abundancia de los stocks basadas en los datos comerciales. Restrepo (1998) repasa la historia de las evaluaciones de los stocks de ICCAT, y muestra cómo han evolucionado los métodos a medida que se han mejorado las estadísticas pesqueras. Señala también las principales fuentes de incertidumbre que afectan a la gestión de los túnidos, y recomienda la reducción de dichas incertidumbres mediante simulaciones y la intensificación del trabajo experimental para avanzar en el asesoramiento científico.

Pallarés y Suzuki (1998) exponen las bases biológicas, socioeconómicas, de conservación de otros recursos y de precaución para la gestión de los stocks, y revisan las medidas de

regulación existentes y los principales problemas de aplicación y seguimiento en el caso de los túnidos. Realizan, asimismo, recomendaciones para mejorar la gestión en el futuro, enfatizando la necesidad de fomentar la comunicación entre los diferentes sectores implicados en el proceso.

Pallarés *et al.* (1998) analizan, el efecto sobre las capturas de la introducción, a principios de los años noventa, de la pesca sobre objetos flotantes en el Atlántico: los porcentajes de capturas de los juveniles aumentan y, presumiblemente, los descartes; los resultados de las evaluaciones anteriores se modifican, provocando problemas en la estimación del esfuerzo efectivo y en la interpretación de los índices de abundancia; el mercado de patudo y listado crece en detrimento del de rabil adulto.

El efecto de la moratoria establecida para la protección del patudo y sus consecuencias sobre las capturas del rabil se estudia en Pallarés *et al.* (2002). Concluyen que si todas las flotas de cerco implementaran la moratoria, la biomasa de rabil aumentaría un 5%.

Por otro lado, el *análisis económico* de recursos pesqueros ha sido tratado, entre otros, por los siguientes autores.

Lent *et al.* (1998) presentan los instrumentos económicos que rigen el mercado mundial de los túnidos y realizan una revisión de las tendencias en producción y comercio de estas especies, analizando su relación con las fuerzas socio-económicas.

Mongruel (1998) estudia la posición de la producción de túnidos de los países ribereños del Atlántico dentro del mercado de importación europeo, que se abastece del sudeste de Asia, América del Sur y África, siendo este último menos competitivo.

Igualmente, se han realizado análisis económicos de la demanda de productos pesqueros en Estados Unidos. Doll (1972), analiza la demanda de la gamba en Estados Unidos y muestra que las variaciones en los precios de primera venta están determinados por el volumen de los desembarcos y que las importaciones hacen bajar los precios domésticos, pero no

contribuyen de forma sustancial a la variabilidad en los precios, excepto en situaciones aisladas.

Tsoa *et al.* (1982) analizan la demanda en Estados Unidos de varios productos pesqueros, y obtiene que esta es ligeramente inelástica frente a las variaciones en los ingresos. Como consecuencia, los cambios en la renta personal afectan sustancialmente a las importaciones, producción y precios de la industria.

Relacionado con las pesquerías del País Vasco, Garciagandía, (1999), realiza un análisis estratégico y económico de la pesquería del bonito del norte, y Del Valle (1998) analiza la pesca de la anchoa bajo los supuestos de libre acceso y único propietario.

Estos análisis económicos han sido realizados siempre para otras flotas, especies o países diferentes a los que se considera en este caso de estudio.

La descripción de las diferentes *incertidumbres* que afectan a la ciencia pesquera ha sido analizada en diversos estudios. Entre otros, Patterson *et al* (2000) realizan una descripción y clasificación de las incertidumbres en pesquerías y analizan las distintas técnicas al uso para describir la incertidumbre, entre las que se encuentran las técnicas bayesianas, *bootstrap*, simulaciones de Monte Carlo y el método Delta.

El desarrollo de *modelos de simulación* en respuesta a las diferentes incertidumbres que afectan al proceso de gestión han sido ya tratados en la literatura, pero para stocks o aspectos de la gestión diferentes a los que aquí se consideran.

En 1998, en el memorando técnico de NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) organismo dependiente del departamento de comercio de Estados Unidos, se revisan los métodos de evaluación utilizados como soporte científico de los sistemas de gestión de pesquerías mediante datos simulados. Los datos consisten en realizaciones de series de 30 años de capturas anuales en número y en peso, y muestras de las composición por edades a partir de los datos comerciales y de campañas de prospección. Entre los

estudios realizados en dicha publicación, se analizan algunos de los métodos de evaluación, como los modelos de producción (Prager, 1998), filtros de Kalman (Pella, 1998) o diferentes análisis estructurados por edad (Fournier, 1998). Los autores concluyen que este ejercicio de simulación proporciona una base para comparar la habilidad de los diferentes métodos de evaluación para reconstruir la abundancia histórica de los stocks a partir de los datos habituales, y recomiendan que los métodos de evaluación y las estrategias de gestión se evalúen conjuntamente, debido al *feedback* que existe entre ambos procesos.

Desde el punto de vista teórico, Punt *et al.* (2002) realizan una descripción de los fundamentos necesarios para la construcción de un modelo operativo que simule las dinámicas del stock y de la pesquería, y realiza diversas aplicaciones para contrastar la importancia de diferentes incertidumbres en la gestión de las pesquerías del sureste de Australia.

Entre otros trabajos de simulación, se encuentra el modelo de simulación de Kell *et al.* (2003), mediante el que realizan una evaluación de diferentes estrategias de gestión aplicadas a stocks de túnidos en el ámbito de ICCAT, bajo un entorno de simulación en el que incorporan errores de proceso, de modelo y de evaluación. Los autores señalan que el resultado de la gestión depende especialmente de la capacidad de carga del stock considerado, y que el tipo de punto de referencia utilizado como *proxy* del *RMS* es más importante en el éxito de la gestión que la frecuencia en las evaluaciones o el número de índices de abundancia utilizados en la evaluación.

Igualmente, Restrepo *et al.* (1992) aplican simulaciones de Monte Carlo para cuantificar la incertidumbre en los resultados de las evaluaciones del pez espada (*Xipbias Gladius*) del Atlántico Norte y del bacalao del norte, y establecen que este tipo de simulaciones representa una herramienta cuantitativa muy útil para realizar análisis de sensibilidad y analizar las propiedades específicas de los procedimientos de evaluación.

Además de las incertidumbres inherentes a los procesos naturales asociados a la dinámica del stock —reclutamiento, mortalidad natural y crecimiento— una de las principales fuentes de incertidumbre relacionada con la estimación del estado del stock de rabil es el cambio potencial de la capturabilidad de las flotas que capturan túnidos tropicales, en particular, la flota de cerco, ampliamente discutido en el ámbito del SCRS (ICCAT, 2001, 2004). La incertidumbre asociada a la capturabilidad se considera un factor importante para tener en cuenta en el proceso de estandarización de índices de abundancia. Estos cambios se han debido, principalmente, a la mejora en el equipamiento tecnológico, pero también a factores ambientales. Los cambios en la capturabilidad han sido analizados mediante los modelos de simulación en diferentes trabajos. Die *et al.* (2001) muestran que no hay una relación clara entre las tendencias en la abundancia y la capturabilidad del rabil Atlántico y los cambios medioambientales representados por el índice NAO (*North Atlantic Oscillation Index*).

Pallarés *et al.* (2000) establecen, mediante simulaciones, que los resultados de las evaluaciones de rabil no son muy sensibles al tipo de función utilizada para el crecimiento de la biomasa. Los autores realizan ajustes de varios modelos de producción con diferentes índices de abundancia, considerando distintos escenarios para el incremento de la capturabilidad. La bondad de los ajustes aumenta con el incremento en la potencia de pesca del cerco. Los peores ajustes se obtienen cuando se considera una potencia de pesca constante, mientras que los mejores ajustes se producen cuando se considera un incremento anual de un 5%. Los resultados son coherentes con los de la evaluación de rabil (ICCAT, 1999), donde se consideran incrementos de un 3% anual en la potencia de pesca. A pesar del gran número de índices de CPUE utilizados en las evaluaciones de rabil y en diversos estudios de simulación, existe una gran incertidumbre en las estimaciones de la biomasa actual de rabil, Die *et al.* (2001), debido, sobre todo, a la dificultad para estimar la capturabilidad de las flotas.

Ulrich *et al.* (2002) desarrollan un modelo de simulación dinámico y estocástico de la pesquería de platija del Mar del Norte (*Pleuronectes plateas* L.), en el que incorporan un modelo para la dinámica de la capturabilidad, suponiendo que las tendencias en ella ocurren debido al aumento en la potencia pesquera en relación con el capital invertido y la tecnología; como resultado, obtienen que la variabilidad en la capturabilidad tiene mucho más impacto sobre los niveles de stock que sobre los beneficios de la pesquería.

Pascoe *et al.* (2001) estiman una función de producción *traslog* para medir el efecto directo de un cambio en el nivel medio de inversión sobre el coeficiente de capturabilidad. Los *inputs* clave en la frontera de producción son el nivel de capital invertido (representado por el total de *inputs* físicos en la pesquería, como el tamaño del barco, el tamaño del motor y el nivel de tecnología utilizado), los días de pesca (que representan la utilización del capital) y un índice de composición del stock.

Leonart *et al.* (1996) han desarrollado un entorno de simulación bioeconómico para las pesquerías del mediterráneo, que aplican a diferentes especies que se gestionan mediante el control del esfuerzo. Asimismo, Leonart *et al.* (1999) continúan las investigaciones sobre el desarrollo un modelo de simulación bioeconómico que emplea la capturabilidad (la eficiencia) como mecanismo para incrementar la mortalidad por pesca. Este modelo no incorpora el submodelo de evaluación que determina el TAC, ya que las pesquerías del Mediterráneo se regulan mediante el control del esfuerzo y no en base a los TACs, pero, en cambio, incorpora los submodelos de mercado y de comportamiento de la flota, para dar un carácter económico al modelo global.

Entre otros modelos bioeconómicos analizados se encuentra el de Bertignac *et al.* (2001), que utiliza, para las pesquerías de túnidos de Estados Unidos en el Pacífico, un modelo de simulación multiespecífico y multiflota en el que incorporan información sobre los costes del esfuerzo de varias flotas y estimadores de precios por especies y elasticidades para

analizar la rentabilidad de la pesquería en función del tamaño de las flotas y del sistema de licencias de acceso. Como resultado de la aplicación de este modelo, obtienen que la rentabilidad de la pesquería podría aumentar considerablemente si se reduce el tamaño de las flotas, así como los beneficios de los países de la región si se cambia el sistema de acceso a la pesquería en función del porcentaje de las ganancias totales de las capturas.

Lee *et al.* (2000) aplican un modelo bioeconómico al pez espada (*Xiphias Gladius*) del Atlántico Norte para evaluar las opciones de gestión sobre la flota de palangre de Estados Unidos. Como resultado, obtienen que la reducción en la mortalidad pesquera de los juveniles o en el tamaño de la flota aumenta los rendimientos económicos de la flota, si bien las dos medidas no son efectivas si se aplican simultáneamente.

Hasta lo que esta autora ha sido capaz de averiguar, la valoración económica de la gestión del rabil para la flota de cerco en el Atlántico no ha sido tratada por la literatura; esto, unido a la gran importancia económica de esta especie, hace que considere la necesidad de llevarla a cabo.

6 CONCLUSIONES

Como resumen de este capítulo, se puede concluir que:

1. El mercado del atún es de una gran complejidad, debido, principalmente, a dos razones: el carácter migratorio de sus especies, que ocupan una amplia zona de distribución, y su condición de mercado globalizado, que muestra una demanda creciente y constantes cambios.
2. La gestión del stock de rabil atlántico también se ve afectada por los problemas derivados de las características de los túnidos, que se encuentran en muchas ocasiones fuera de las ZEE y en Aguas Libres, con intereses de diferentes países y flotas en disputa. Además, la falta de control en el cumplimiento de las medidas de

gestión es un problema para estas especies debido, fundamentalmente, a la asincronía existente entre las partes implicadas: científica, administrativa y sectorial.

3. Las evaluaciones de los stocks de túnidos se realizan a partir de los datos comerciales, lo cual produce sesgos en las estimaciones del estado del stock, ya que las capturas no son representativas de la situación real de la biomasa, sino sólo de las zonas de mayor densidad donde estas se producen. Además, los continuos cambios de las flotas, en especial la de cerco, que invierte constantemente en la mejora de su equipamiento, y la experiencia cada vez mayor de las tripulaciones, producen problemas de estimación del esfuerzo de la pesquería que afectan a los resultados de las evaluaciones.
4. El modelo de simulación es una herramienta esencial para analizar la aplicación de diferentes estrategias de gestión; en él se tienen en cuenta distintas situaciones y problemas que generan incertidumbre en la gestión de la pesquería, y permite comparar la importancia de diferentes fuentes de incertidumbre y anticipar los resultados de las medidas de gestión sin necesidad de experimentar directamente sobre el sistema.
5. El desarrollo de un modelo de simulación que replique la dinámica del stock de rabil atlántico y los factores económicos de la flota española de cerco, permitirá analizar las incertidumbres en las variaciones en la capturabilidad y en los precios de venta, entre otros factores, sobre el estado del stock, los rendimientos de la pesquería y la economía de la flota española de cerco. Este modelo responde así a los objetivos planteados en el SCRS de ICCAT para contrastar los actuales sistemas de evaluación y gestión mediante simulaciones.

CAPÍTULO	MERCADO DE RABIL.
2	INGRESOS Y COSTES DE LA FLOTA ESPAÑOLA DE CERCO

1 INTRODUCCIÓN

Los factores ambientales tienen un efecto muy importante sobre la abundancia de los stocks, y algunas especies dependen en mayor medida que otras de las condiciones oceanográficas en las que viven. Sin embargo, en el caso de las especies altamente migratorias, como son los túnidos, las tendencias en producción, procesado y comercialización están condicionadas por los factores socioeconómicos, a pesar de que para los stocks del Atlántico evaluados en ICCAT las investigaciones y las actividades de gestión no contemplan las actividades económicas (Lent, 1998).

Detrás de estos factores socioeconómicos se encuentran variables como los salarios, la renta, el nivel de población, los precios de bienes sustitutivos, las barreras arancelarias en el mercado, los costes de transacción o las tasas de cambio.

La teoría económica trata de predecir la dirección en la que se van a producir cambios en el equilibrio del mercado, mientras que los análisis empíricos tratan de evaluar el valor de dichos cambios.

En este capítulo se hace una revisión del funcionamiento del mercado de rabil en España y se analizan los datos económicos de la flota española de cerco en el Atlántico, para estimar empíricamente una función de los ingresos de la flota a partir de las capturas de rabil, así como una función de costes de las capturas.

El objetivo de este análisis empírico es doble:

- Investigar los mecanismos de oferta y demanda del mercado de rabil en España.
- Obtener las ecuaciones básicas de ingresos y costes de la flota del modelo económico que forma parte del modelo de simulación que se desarrolla en el capítulo siguiente. Estas ecuaciones se utilizarán para estimar los futuros beneficios de la flota española de cerco en el Atlántico bajo diferentes regímenes de gestión.

El análisis de los costes se realiza a partir de los datos económicos de una muestra de barcos de la flota española atunera de cerco. Como resultado, se obtiene una función de coste lineal que relaciona el coste total con las capturas de rabil de la flota en el Atlántico (*output*), que determinan, a su vez, la oferta de rabil en España.

El análisis de los ingresos se basa en la determinación de los precios en función de la oferta y la demanda. En pesquerías, la función de oferta incluye, típicamente, variables relacionadas con la biología del stock (estimaciones o índices de biomasa), así como los *inputs* para la pesca (medidas de esfuerzo, acceso a los caladeros de pesca, etc.). En el caso de las conserveras, la demanda de materia prima de atún se obtiene a partir de la demanda del consumidor de atún en lata, y, a su vez, la demanda del consumidor está condicionada, principalmente, por variables como la población de cada país, el precio de los bienes sustitutivos, la renta disponible, las preferencias del consumidor y las campañas de publicidad.

Las fuentes de datos utilizadas aquí son muy diferentes, por lo que resulta difícil equiparar los ingresos con los costes estimados a la hora de calcular el beneficio de la flota. Los datos de precios de primera venta y desembarcos de la flota española de cerco que faena en todos los océanos han sido facilitados por la SGCP (Subdirección General de Comercialización Pesquera); los datos de capturas y esfuerzo de la flota española de cerco que faena en el Atlántico han sido recopilados por el IEO; y finalmente, los datos económicos de la flota de cerco provienen del Servicio de Estadística y Análisis Sectorial

del Departamento de Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco (SEAS), a través de la fundación AZTI.

Cada organismo cuenta con su propia red de muestreo; por ello, la diferencia entre ingresos y costes estimados genera unos beneficios que no deben tomarse como una representación exacta de la situación económica real de la pesquería, aunque sí ofrecen una aproximación más o menos precisa de ella.

2 LA INDUSTRIA ATUNERA Y EL MERCADO DE RABIL EN ESPAÑA

El interés internacional en el comercio de los productos pesqueros se ve estimulado por los diversos acuerdos concertados a raíz del establecimiento de la Organización Mundial del Comercio (OMC). El aumento de los miembros de dicha organización y la liberalización cada vez mayor del comercio internacional tienen como resultado la circulación de productos pesqueros hacia mercados de fuerte poder adquisitivo. La consecuencia final es que los pescadores a pequeña escala pierden cada vez una mayor proporción de los beneficios del mercado pesquero, puesto que cada vez están más ajenos a la fijación de precios, determinados estos por las grandes cadenas de supermercados.

Esta situación general del mercado mundial de los productos pesqueros se acentúa para el caso de los túnidos, principalmente en el sector conservero, al que van destinadas la mayoría de las capturas de rabil.

En Europa, la comercialización del atún está regulada por las normas de la Organización Común de Mercado de los Productos de la Pesca y la Acuicultura, que afecta tanto a los productos comunitarios como a las importaciones, así como al sistema de precios, estableciendo un sistema de mínimos por debajo de los cuales no se pueden vender los productos pesqueros.

La flota atunera comunitaria no es capaz de abastecer las necesidades de atún de la Comunidad Europea y, en la actualidad, las grandes cadenas de supermercados, que son los principales compradores de los productos de la pesca, necesitan unos suministros estables, por lo que dependen cada vez más de las importaciones de atún.

España es un gran consumidor de atún, y para abastecerse necesita importarlo de otros países. Por otro lado, parte de las capturas realizadas por los buques atuneros españoles no se comercializan en España, sino que, por razones de mercado, se exportan a otros países transformadores o donde los costes de transformación son menores; posteriormente, las conservas son importadas por los mercados Europeos.

En la tabla 1.2 se muestran las cantidades exportadas e importadas de rabil por España durante el período 1997-2002, y se puede apreciar el incremento de las importaciones de rabil en los últimos años.

ESPAÑA	IMPORTACIONES (tm)	EXPORTACIONES (tm)
1997	45 040	60 418
1998	82 133	36 495
1999	65 131	36 876
2000	51 233	36 895
2001	70 961	71 726
2002	78 109	33 243

Fuente: Interatún, 2003 y EUROSTAT, 2003.

Tabla 1.2. Importaciones y exportaciones españolas de rabil desde 1997 a 2002.

La gran competencia internacional a la que la flota atunera comunitaria se enfrenta, obliga a que esta sea cada vez más competitiva, algo difícil de lograr en una situación de exceso de capacidad, unida al hecho de que los recursos están cada vez más explotados.

Esta necesidad de garantizar la oferta en el mercado de las conservas ha fomentado la integración vertical entre las compañías conserveras y las empresas armadoras.

La naturaleza de estos acuerdos inter o intra-compañías es clave para el funcionamiento de los mercados de primera venta de atún (de los barcos a las conserveras). La integración vertical fomenta la concentración del mercado en unas pocas conserveras.

Por el contrario, el mercado de atún fresco no se caracteriza necesariamente por economías a escala y gran concentración en el mercado. La inversión menor en capital permite una mayor competitividad en el mercado que para los productos pesqueros procesados.

Mercado de primera venta

Los mercados de primera venta de atún son frecuentemente oligopsonísticos¹, i.e., con unos pocos compradores (conserveras) y muchos oferentes (barcos pesqueros), debido en parte a los altos costes de participar en el sector conservero y a veces debido a los regímenes de gestión (i.e. libre acceso gestionado por épocas de pesca o cuotas) (Lent, 1998).

Existen 20 grandes empresas conserveras en todo el mundo, que tienen poder para influir en la determinación de los precios porque conocen cuál es la producción mundial de todas las flotas. Su capacidad de almacenamiento es limitada, con lo cual, deciden cuándo disminuir o parar la compra de las capturas, presionando a los armadores para bajar los precios.

En España, la organización Interprofesional del Atún, INTERATÚN, engloba a los armadores de los buques atuneros y a la industria transformadora y comercializadora de atún. Dentro de ella están agrupadas las dos asociaciones españolas de armadores: OPAGAC (Organización de Productores Asociados de Grandes Atuneros Congeladores) y ANABAC-OPTUC (Asociación Nacional de Buques Atuneros Congeladores y Organización de Productores de Túnidos Congelados), propietarios de los barcos que forman la flota atunera de cerco española. Además, también pertenecen a INTERATÚN el

¹ Oligopsonio: oligopolio de la demanda (pocos compradores y muchos vendedores).

sector de transformación y comercialización ANFACO (Asociación Nacional de Fabricantes de Conservas de Pescados y Mariscos) y FEICOPESCA (Federación Nacional de Fabricantes de conservas, semiconservas y salazones).

Respecto al sector armador, la asociación OPAGAC está formada por las empresas armadoras que tienen sus propias conserveras, mientras que la asociación ANABAC sólo está compuesta por empresas armadoras.

Las empresas conserveras que pertenecen a OPAGAC son:

- CALVOPESCA: Fue conservera antes de hacerse también armadora. Cuenta con dos buques en el Atlántico (Montecelo y Montefriza 9); dos en el Índico (Montealegre y Montelape), y tiene una fábrica en el Salvador, donde procesa todo lo que captura en el océano Pacífico.
- ALBACORA: Fue armadora, para después hacerse también conservera. Cuenta con catorce barcos atuneros que venden aún tanto a la propia conservera (que comercializa conservas con el nombre de Campós), como a otras empresas.
- GARAVILLA (Conservas Isabel): Tiene dos barcos en el Pacífico, cuyas capturas se destinan a su propia conservera situada en Ecuador.

En España, CALVOPESCA, ALBACORA y GARAVILLA pertenecen al grupo de las conserveras y armadoras más importantes junto con ATUNSA, entre otras (Fuente: OPAGAC). CALVO y GARAVILLA no solo absorben todas sus capturas para ser transformadas en sus propias conserveras, sino que, además, necesitan comprar más cantidades a otras armadoras para mantener su producción. Sin embargo, las conserveras ALBACORA y ATUNSA son pequeñas respecto a las anteriores, y el destino principal de sus capturas es el abastecimiento de otras conserveras. Estas empresas poseen una gran capacidad frigorífica, de forma que pueden almacenar la mercancía durante varios meses, lo

que les confiere capacidad para regular el mercado. Así, en los meses de diciembre y enero, estas conserveras paralizan prácticamente el proceso de transformación para dedicarse a otras tareas (reparaciones, etc.), y retoman el proceso en febrero, para alcanzar el máximo nivel de producción en abril, cuando comienza la campaña de venta de atún en lata para las ensaladas en verano.

Entre las conserveras y los armadores (barcos) existe un reducido número de empresas intermediarias en todo el mundo. Las capturas que realizan los atuneros cerqueros en el océano son trasladadas a un barco mercante que transporta el atún entero congelado en salmuera para su conservación hasta los puertos. Esto supone un coste de flete adicional para el armador, que viene a ser alrededor de los 120-150 dólares por tonelada transportada. (Fuente: OPAGAC).

En España, la asociación de Armadores ANABAC utiliza los servicios de la empresa mercante Pevaeche, con la que comercializa toda su producción, para transportar las capturas a puerto. Por otro lado, la asociación OPAGAC tiene más autonomía, ya que cuenta con su propio mercante.

Una vez transportada la mercancía hasta las lonjas, allí se vende a las conserveras, y se negocia, con cada una de ellas, un precio de primera venta con un cierto margen de maniobra.

Estos precios se ven afectados principalmente por las concentraciones puntuales de la producción; el hecho de que en ocasiones lleguen varios mercantes al mismo tiempo al puerto puede provocar una caída de los precios.

Mercado de conserva

Por otro lado, el mercado de conserva (de la conservera a los supermercados) tiende a ser un oligopolio, con unos pocos oferentes (conserveras) y muchos compradores (grandes superficies).

Los mercados oligopolistas se pueden caracterizar por su comportamiento estratégico frente a los precios: una o dos compañías dominan la industria, y el resto venden al precio que estas marcan.

El atún en lata es un producto con un elevado consumo en España, así como en Europa y EE.UU. Por ello, las grandes superficies lo utilizan como producto reclamo de bajo precio, es decir, lo sitúan estratégicamente en los supermercados al lado de otros productos con un consumo menor o un precio mayor, o se regala por la compra de otros productos.

Además, también se vende como marca blanca (por ejemplo, pack de tres latas de marca Carrefour, Hipercor, Día, etc), lo cual tiene un efecto pernicioso para el precio del atún. El aumento del consumo de la marca blanca perjudica a la industria conservera, haciendo caer los precios.

Las grandes superficies son las que determinan realmente los precios, pues conocen muy bien cuál es el precio de primera venta, dejando muy poco margen para el precio en conserva. Así, solo las grandes conserveras que venden el atún bajo sus propias marcas (CALVO, ISABEL, etc.) pueden mantener los precios ligeramente más altos, pero las conserveras pequeñas venden su producto bajo marca blanca al precio impuesto por las cadenas de grandes supermercados.

3 COSTES DE LA FLOTA ESPAÑOLA DE CERCO POR LA CAPTURA DE RABIL ATLÁNTICO

En esta sección se obtiene una función de los costes de la flota española de cerco en el Atlántico, a partir de la información sobre las características técnicas y económicas de la flota y las capturas realizadas.

► 3.1. Objetivo

Como ya se ha mencionado en el primer capítulo, la pesquería española de cerco de túnidos tropicales es una pesquería multiespecífica, que captura las tres especies principales —rabil (*YFT*), listado (*SKJ*) y patudo (*BET*)— conjuntamente.

Si bien es posible realizar un muestreo y estimar las capturas realizadas de cada una de la especies, no ocurre lo mismo con el esfuerzo pesquero ejercido por la flota, pues este se expresa días de pesca, medida no separable para cada una de las tres especies objetivo. Por esta misma razón, cuando nos referimos a los costes de la flota española de cerco tropical, no tenemos una medida que identifique la proporción de ese coste que se imputa al esfuerzo ejercido para obtener las capturas de rabil individualmente.

Por el contrario, en el cálculo de los ingresos, al ser distintos los precios de venta de las tres especies, es posible identificar los ingresos de la flota obtenidos de las capturas de rabil, listado o patudo, una vez contabilizadas las capturas y los precios de venta.

Así, para la estimación de los beneficios de la flota española de cerco a partir de las capturas de rabil, es necesario un método para imputar los costes de la flota a las capturas de esta especie por separado. Este será el objetivo de esta sección, estimar una función de costes de la flota española de cerco asociada únicamente a las capturas de rabil, independientemente de las capturas de las otras especies objetivo.

► 3.2. Datos

La información económica de la flota de cerco se analiza para estimar el coste total medio de la realización de las capturas de un barco, de forma que el coste total de la flota española en el Atlántico se calcula multiplicando ese coste medio por el número total de barcos.

La muestra consta de 37 barcos de la flota española atunera de cerco que faenaron en los océanos Atlántico, Índico y Pacífico durante los años 1992-2001.

Esta información se utilizará para la estimación de los costes de toda la flota española de cerco que ha operado en el Atlántico, que, para ese mismo período, según los datos del IEO, estuvo compuesta por 42 barcos.

En dicho período, los barcos comunes —para los que existe información tanto económica, como de capturas y esfuerzo en el Atlántico— suman un total de 25.

Para el resto de los barcos no hay un cruce de información de costes y capturas y esfuerzo, bien porque algunos de los barcos para los que hay información económica no han faenado en el Atlántico en determinados años, o bien, porque no hay datos económicos disponibles de los que han faenado en el Atlántico.

Entre los barcos encuestados, existen diferencias notables en los costes. Para tenerlas en cuenta en la estimación de un coste medio por barco, se clasifica la muestra de barcos encuestados en dos grupos. Estos grupos se definen en función de las características de los barcos mediante técnicas de clasificación, de forma que cada barco está asignado a uno de los dos grupos con un coste medio total por año representado por CT_t^i , donde el subíndice t denota el año ($t=1992, \dots, 2001$), y el superíndice i el grupo al que pertenece el barco ($i=1, 2$).

Capturas y esfuerzo

Los datos de capturas por barco y año de la flota española de cerco en el Atlántico durante los años 1980-2002 corresponden a las especies de rabil (*YFT*), listado (*SKJ*), patudo (*BET*) y otras especies. El esfuerzo de los barcos asociado a las capturas totales se mide en días de pesca. El número de barcos cerqueros que, repartidos a lo largo del período 1980-2002, han faenado en el océano Atlántico, es de 78.

Costes

La información económica de la flota de cerco encuestada corresponde a datos del período 1992-2001, por barco y año, de los distintos tipos de costes fijos y variables. Para cada uno de los barcos también se conoce su TRB², valor que servirá para cruzar la información económica con el fichero de capturas y esfuerzo de los barcos. En la tabla 2.1 se resume la información disponible de la flota española de cerco.

DATOS ANUALES POR BARCO	PERÍODO	FUENTE	OCÉANO	UNIDADES
Potencia	1980-2002	IEO	Atlántico	CV
Longitud	1980-2002	IEO	Atlántico	m
Antigüedad	1980-2002	IEO	Atlántico	Años
Capacidad de carga	1980-2002	IEO	Atlántico	m ³
YFT	1980-2002	IEO	Atlántico	tm
SKJ	1980-2002	IEO	Atlántico	tm
BET	1980-2002	IEO	Atlántico	tm
OTROS	1980-2002	IEO	Atlántico	tm
Esfuerzo	1980-2002	IEO	Atlántico	Días de pesca
TRB	1992-2001	SEAS	Todos	tm
Costes fijos	1992-2001	SEAS	Todos	Euros
Costes variables	1992-2001	SEAS	Todos	Euros

Tabla 2.1. Información utilizada en el proceso de elaboración de la función de costes de la flota española de cerco en el Atlántico

² TRB: Toneladas de Registro Bruto.

Descripción de los costes de la flota

Los *inputs* en el cálculo de la función de costes se encuentran agregados en costes fijos y costes variables por barco y año. Los costes variables son aquellos que dependen directamente del esfuerzo, y los costes fijos son completamente independientes del esfuerzo (Clark, 1985). La estructura de los costes de cada barco se resume en la tabla 2.2.

TIPO DE COSTE	DESCRIPCIÓN	FIJO/VARIABLE
Costes fijos	Seguros Costes portuarios Licencias	Fijo
Costes comerciales	% asociación	Variable
Costes salariales	Costes salariales	Variable
Costes de mantenimiento	Reparaciones y sustituciones	Variable
Costes de combustible	Combustible	Variable
Otros costes variables	Arte Otros	Variable
Costes de oportunidad	Coste de oportunidad del capital Coste de oportunidad del trabajo	Variable
Costes financieros	Costes financieros	Variable

Tabla 2.2. Clasificación de costes fijos y variables.

Como se observa en ella los costes de la flota se han dividido en ocho categorías:

- Costes fijos: son gastos independientes de cualquier variable de control (captura o esfuerzo) y corresponden a gastos anuales de seguros, licencias y costes portuarios.
- Costes variables: Dependen de la captura realizada, y se dividen en los siguientes grupos:
 - Costes comerciales: gastos de las cofradías y asociaciones.
 - Costes salariales.
 - Costes de mantenimiento: son los gastos relacionados con la puesta a punto de los barcos necesarios para mantenerlos al máximo rendimiento.

- Otros costes variables (de mantenimiento): son los gastos necesarios para mantener el barco operativo para pescar (como reparación del arte de pesca, entre otros).
- Costes de combustible.
- Costes de oportunidad: Por un lado, se refieren al coste de oportunidad de utilizar el capital invertido, que es una función del tipo de interés de la deuda pública; por otro lado, incluyen el coste de oportunidad del trabajo, es decir, lo que obtendrían los pescadores si dedicaran su trabajo a realizar otra actividad distinta a la pesca.
- Costes financieros: son los costes de los préstamos recibidos por la inversión del capital.

► 3.3. Metodología para elaborar la función de costes de la flota española de cerco

El cálculo de la función de costes se ha realizado para el período en el que coincide la información económica con la de capturas y esfuerzo (1992-2001), y se ha dividido en cinco etapas:

Etapas 1. Cálculo del coste total imputado a la captura de rabil de los barcos de la muestra que faenan en el Atlántico

Al capturar la flota conjuntamente rabil, listado y patudo, el coste de la captura de rabil no se puede estimar directamente, ya que la flota de cerco en el Atlántico es multiespecífica. Por tanto, es necesario buscar un método para definir qué proporción del coste global de la flota se puede asignar a esta especie, para, posteriormente, poder estimar los beneficios que produce.

Si se asume la hipótesis de que con una misma unidad de esfuerzo (días de pesca) la flota captura la misma cantidad de cualquiera de las tres especies objetivo, rabil (*YFT*), listado (*SKJ*) o patudo (*BET*), entonces, los costes variables de la captura deberán ser ponderados por la proporción de capturas de rabil sobre el total de las capturas, ya que dichos costes dependen de las capturas realizadas. Sin embargo, con los costes fijos no ocurre lo mismo, puesto que no dependen de la cantidad capturada.

Por tanto, para asignar una parte de estos costes fijos a la captura de rabil, se dividen estos en tres partes iguales (pues tres es el número de especies objetivo de la flota), asignando 1/3 de los costes fijos a cada especie objetivo. De esta forma, los costes totales imputados a la captura de rabil, $CT_{barco, t}$ quedan definidos como sigue:

$$CT_{barco, t} = \frac{1}{n.º\ sp} \cdot CF_{barco, t} + \left(\frac{YFT}{TOTAL} \right) \cdot CV_{barco, t} \quad [2.1]$$

donde,

- $n.º\ sp = 3$, es el número de especies objetivo.
- $CT_{barco, t}$ = coste total por barco en el año t .
- $CF_{barco, t}$ = coste fijo por barco en el año t .
- $CV_{barco, t}$ = coste variable por barco en el año t .
- $TOTAL = YFT + SKJ + BET + OTROS$.

Siendo:

YFT, *SKJ*, *BET* y *OTRAS*, las capturas de rabil, listado, patudo y otras especies, respectivamente.

- $t = 1992, \dots, 2001$.

Etapla 2. Clasificación de los barcos de la flota española de cerco en el Atlántico en dos grupos

Como la flota es heterogénea y sus características han evolucionado durante todo el período 1980-2002, en esta etapa se hace un análisis descriptivo de los factores relacionados con el tamaño y la potencia de los barcos. A su vez, es de suponer que estos estarán relacionados con los costes variables; es decir, a mayor tamaño, mayor coste variable. Para tener en cuenta esta heterogeneidad en la flota, en lugar de calcular un valor medio del coste para todos los barcos, se establece una clasificación de la flota en dos grupos, atendiendo a sus características físicas, para estimar en cada uno de ellos un coste medio del tipo de barco.

La clasificación de la flota en dos grupos se basó en un análisis de conglomerados y de componentes principales sobre las características de los barcos.

Se creó una matriz de datos para cada barco y año con las características técnicas: potencia (*pot*), longitud (*long*), antigüedad (*ant*), toneladas de registro bruto (*TRB*) y capacidad de carga (*cc*).

El *TRB* mide aproximadamente lo que pesa el barco, mientras que la capacidad de carga, normalmente expresada en metros cúbicos, es la cantidad de pescado que puede almacenar en sus bodegas. Esta capacidad también puede especificarse en toneladas, pero esta referencia dependerá del tipo de pescado que se almacene en función del aprovechamiento del espacio y la densidad.

Todas las características técnicas están correlacionadas, como se muestra en el gráfico de dispersión de las variables dos a dos (véase la figura 2.1), que refleja el grado de asociación lineal entre ellas.

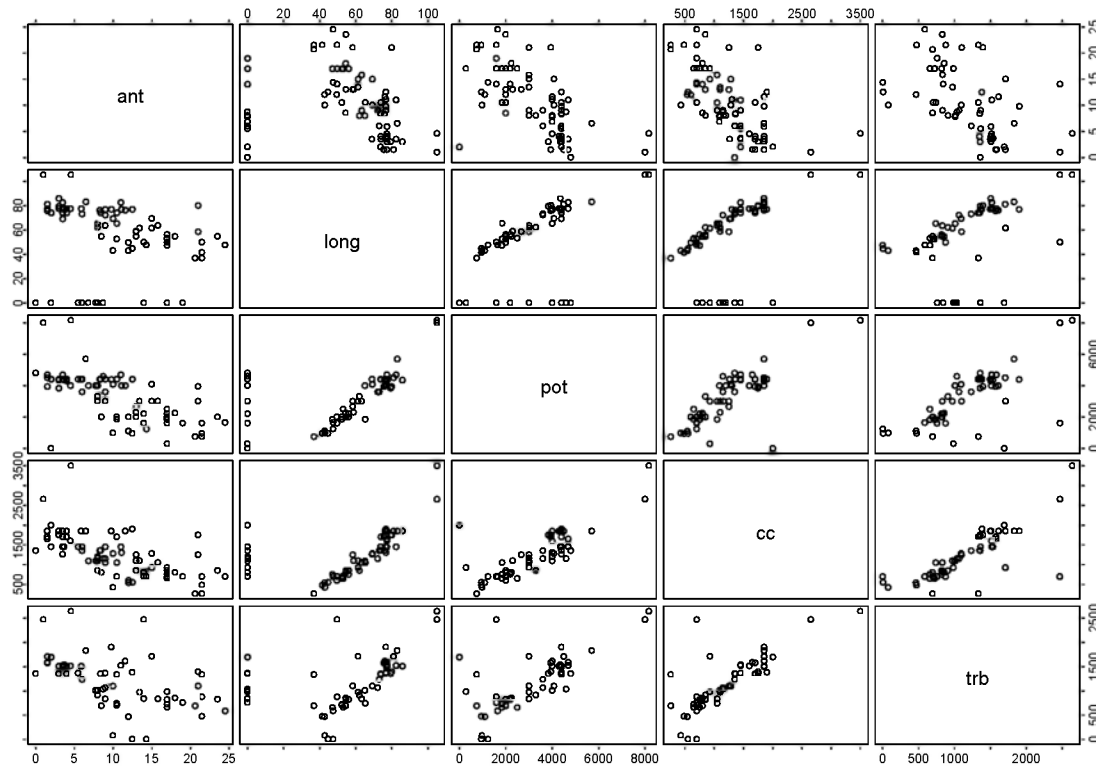


Figura 2.1. Gráficos de dispersión de la variables antigüedad, longitud, potencia y capacidad de carga de los barcos cerqueros de la muestra en el Atlántico.

Para aplicar la técnica multivariante (Peña, D., 2001) es necesario estandarizar las variables, eliminando las diferencias de medida, de forma que sean comparables y se pueda calcular la distancia euclídea entre los diferentes puntos del espacio generado por los valores de potencia, longitud, antigüedad, TRB y capacidad de carga de los barcos.

La distancia euclídea entre los puntos proporciona la herramienta de clasificación de los datos en grupos jerárquicos mediante los métodos “single”, “complete” o “average linkage” aplicables con el programa S-Plus (Everit, 1984).

El resultado de la clasificación se puede ver gráficamente a través de un dendograma (véase la figura 2.2) que resume los pasos de la clasificación jerárquica, pasando de n grupos de un único miembro, a un único grupo de n miembros.

Inicialmente, hay dos barcos muy diferenciados del resto, el 486 y el 569. El resto de los barcos se separa en dos grandes grupos con un número de embarcaciones similar.

El TRB es la única variable disponible para todos los barcos encuestados, por lo que se utilizará como característica diferenciadora para la creación de dos grupos de barcos. Mediante un análisis de componentes principales se comprueba que el TRB es un buen criterio para crear los grupos de clasificación.

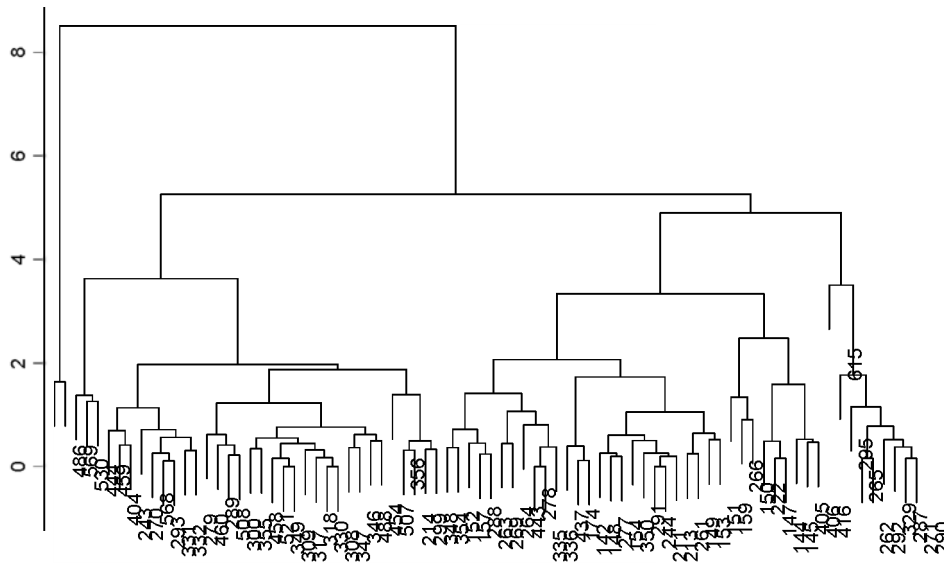


Figura 2.2. Dendrograma de clasificación de los barcos cerqueros vascos en el Atlántico.

El resultado del análisis de componentes principales (tabla 2.3) muestra que la variable más importante para clasificar la flota es la potencia, que tiene un peso mucho mayor que el resto de variables (figura 2.3).

Solo con la primera componente principal se explica un 93% de la varianza de los datos (figura 2.4). Añadiendo la segunda componente, cuya variable de mayor peso es el TRB, se consigue explicar ya un 98% de la varianza de los datos.

Por tanto, se puede afirmar que la característica principal para diferenciar a los barcos es la potencia, seguida del TRB y la capacidad de carga. Sin embargo, la potencia es una medida que suele presentar más sesgos en los censos de flota, mientras que el TRB es más estable.

Esta última y la capacidad de carga son similares, como se comentó al principio de esta sección.

La longitud y la antigüedad no tienen mucho poder de clasificación.

IMPORTANCIA DE LAS COMPONENTES					
COMPONENTE	1	2	3	4	5
Desviación estándar	1755,14	402,82	238,29	21,12	4,71
Proporción de varianza	0,9335	0,0492	0,0172	0,0001	0,0000
Proporción acumulada	0,9335	0,9827	0,9999	1,0000	1,0000
PESOS DE LAS COMPONENTES					
COMPONENTE	1	2	3	4	5
<i>ant</i>					0,999
<i>long</i>				-0,999	
<i>pot</i>	0,928	-0,356	-0,105		
<i>cc</i>	0,293	0,529	0,797		
<i>trb</i>	0,228	0,770	-0,595		

Tabla 2.3. Análisis de componentes principales de las características de los barcos de la muestra de la flota española de cerco en el Atlántico.

Proyectando las observaciones sobre los ejes de las dos primeras componentes principales, (figura 2.5), se comprueba de nuevo que la variable que captura una variabilidad mayor de los datos es la potencia (flecha de mayor tamaño), seguida del TRB y de la capacidad de carga.

Por tanto, la capacidad de carga o el TRB son variables importantes que separan la flota en grupos diferentes de barcos.

Como el objetivo es decidir, utilizando un criterio lo más sencillo posible, a qué grupo pertenece un barco, se considerará el valor del TRB como elemento clasificador.

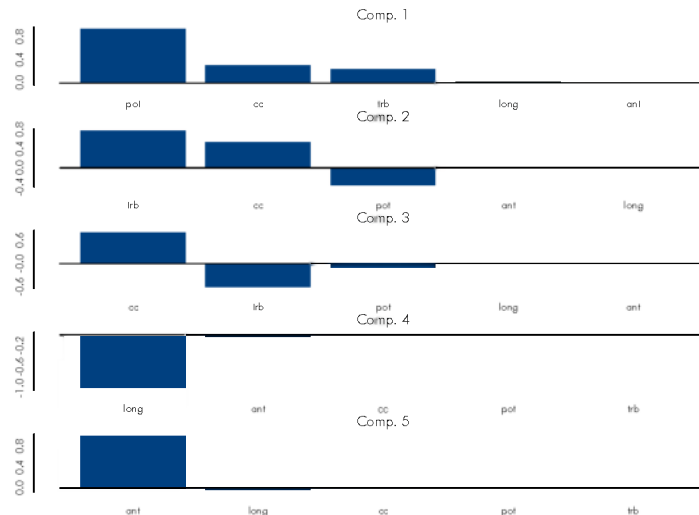


Figura 2.3. Componentes principales combinación de las características de los barcos cerqueros vascos en el Atlántico.

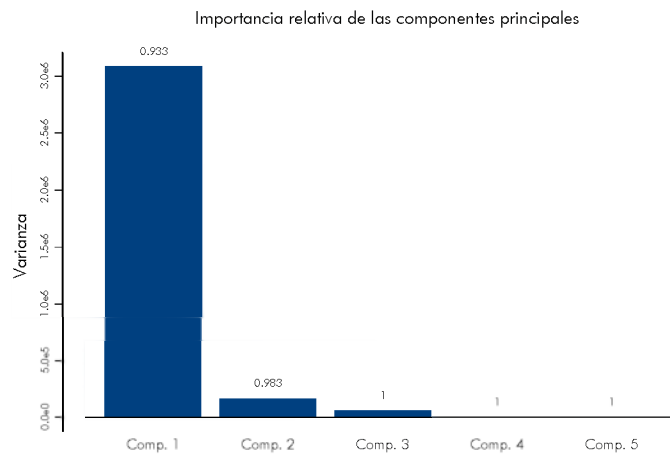


Figura 2.4. Varianza acumulada explicada por las cinco componentes principales.

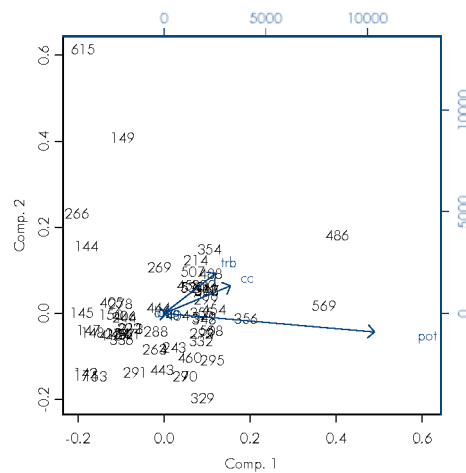


Figura 2.5. Proyección de las observaciones sobre el espacio de las dos primeras componentes principales.

En la figura 2.6 se muestra el gráfico del TRB frente a los valores de costes imputado a las capturas de rabil calculados en la etapa 1 de los barcos encuestados en el Atlántico.

En este gráfico se aprecia que los datos quedan divididos en dos grupos separados por una línea imaginaria que pasa por los puntos con $TRB = 1300$ tm.

Se observa que, por término medio, el grupo de barcos con menor TRB, tiene unos costes menores que el grupo de los barcos con mayor TRB.

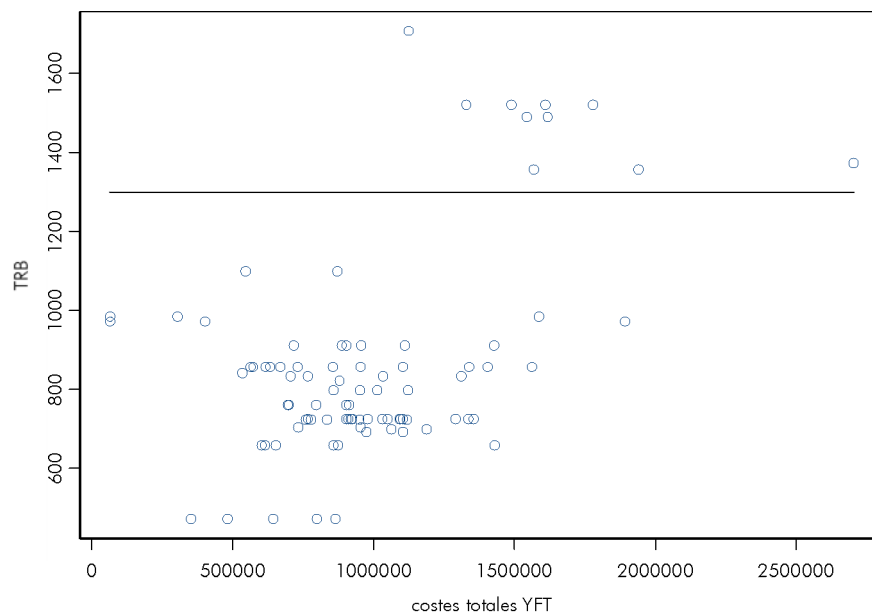


Figura 2.6. Costes totales frente al TRB de cada barco de la muestra.

Por tanto, el criterio empleado para clasificar a la flota española de cerco en dos grupos es el siguiente:

TIPO BARCO	CLASIFICACIÓN
1	$TRB < 1300$ tm
2	$TRB \geq 1300$ tm

Etapla 3. Cálculo de los valores medios de los costes anuales imputados a la captura de rabil de cada grupo de barcos encuestados en el Atlántico

Una vez definido un criterio para clasificar los barcos en dos grupos, se aplica este sobre el conjunto de barcos encuestados y, se calcula, para cada grupo, el coste total medio por año.

En la tabla 2.4 se muestran los costes medios corrientes y con base 2001 de los barcos de la muestra, por año y por tipo de barco. Se observa que para los años 1995 a 1999, no hay barcos del tipo 2 (los más grandes) sobre los que se pueda estimar un coste medio. Sin embargo, es necesario estimar este coste, pues en el Atlántico han faenado barcos durante esos años. Este problema se solucionó interpolando los datos de costes de los barcos de tipo 1 entre los años 1994 y 2000. La ecuación de la recta que une los costes en esos años se utilizó para calcular los costes de los años que faltaban.

AÑO	TIPO	COSTE CORRIENTE (€)	COSTE BASE 2001 (€)
1992	1	827 552	1 189 129
1993	1	807 509	1 094 650
1994	1	698 568	904 461
1995	1	942 028	1 161 597
1996	1	1 071 963	1 266 109
1997	1	861 343	979 156
1998	1	988 883	1 092 459
1999	1	958 790	1 038 445
2000	1	928 697	990 987
2001	1	1 102 830	1 143 635
1992	2	1 641 354	2 029 171
1993	2	2 715 494	2 929 363
1994	2	1 579 791	1 928 609
1995	2	1 415 154*	1 638 139
1996	2	1 485 130*	1 674 673
1997	2	1 555 100*	1 713 425
1998	2	1 625 080*	1 763 885
1999	2	1 695 050*	1 826 111
2000	2	1 835 003	1 894 506
2001	2	1 903 932	1 843 568

Tabla 2.4. Costes anuales medios por tipo de barco (corrientes y en base 2001) imputados a las capturas de rabil de los barcos de la flota española de cerco encuestados.

* Valores estimados sobre la recta que une los puntos (año, coste)=(1994, 1 579 791) y (año, coste)=(2000, 1 835 003), para estimar los datos de barcos del tipo 2 en 1994-2000.

Etapa 4. Coste de la captura de rabil de la flota española de cerco en el Atlántico

Finalmente, el coste total de toda la flota se define multiplicando el número de barcos de cada tipo que opera cada año (vease tabla 2.5), por su coste medio cada año. Si CT_t es el coste total de la flota española de cerco asociado a la captura de YFT en el año t , se tiene que:

$$CT_t = \sum_i N_t^i \cdot CT_t^i \quad [2.2]$$

donde, $t = 1992, \dots, 2001$; N_t^i el número de barcos tipo i en el año t , y CT_t^i es el coste medio total imputado a las capturas de rabil de un barco de tipo i en el año t , siendo $i = 1, 2$.

N.º BARCOS	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
TIPO1	32	31	35	36	29	28	27	23
TIPO2	6	9	9	15	15	12	10	10
N.º BARCOS	1988	1989	1990	1992	1993	1994	1995	1996
TIPO1	26	23	23	23	20	20	17	17
TIPO2	8	7	10	12	11	10	7	7
N.º BARCOS	1997	1998	1999	2000	2001	2002		
TIPO1	16	14	14	15	13	11		
TIPO2	4	5	4	4	4	4		

Tabla 2.5. Número de barcos de cada tipo (tipo 1: $TRB < 1300$ tm; tipo 2: $TRB \geq 1300$ tm) de la flota española de cerco en el Atlántico.

El coste total imputado a las capturas de rabil es superior para el conjunto de los barcos de tipo 2, pese a que el grupo de barcos de tipo 1 es más numeroso (véase la figura 2.7).

Los costes totales estimados descienden progresivamente, debido a la disminución en el número de barcos, que se produce bien por envejecimiento y consiguiente desguace, bien por el traslado de la flota a otros caladeros, principalmente al océano Índico (véase la figura 2.8). También resulta interesante representar gráficamente la relación entre los costes y las capturas de rabil de la flota española cada año (véase la figura 2.9). Obsérvese que las capturas van descendiendo con los costes a partir del primer año de la serie, (1992), en el que las capturas alcanzan su valor máximo.

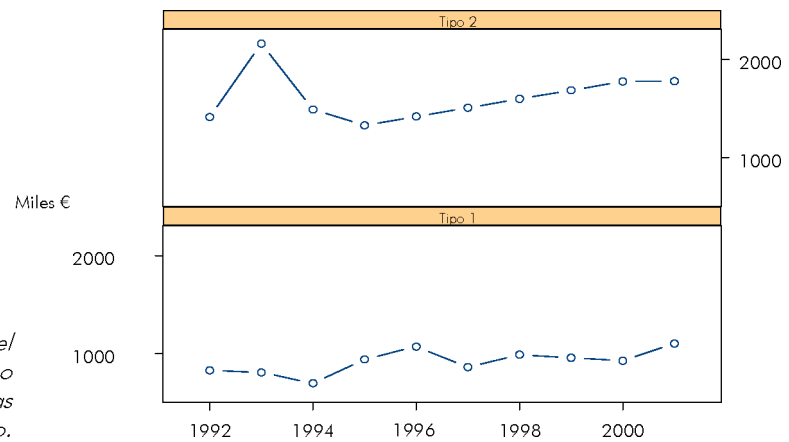


Figura 2.7. Evolución anual del coste de la flota española de cerco en el Atlántico imputado a las capturas de YFT por tipo de barco.

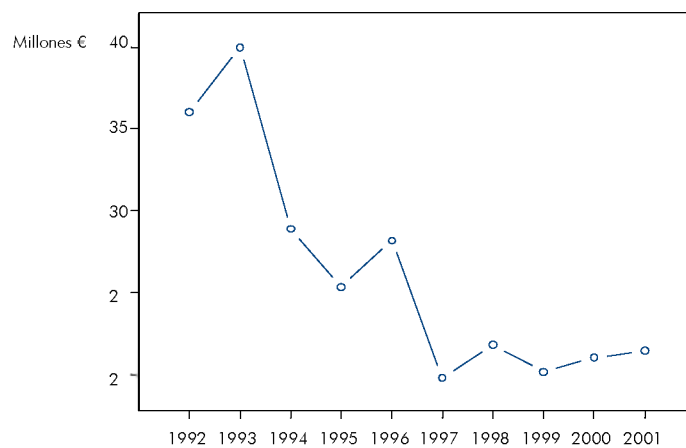


Figura 2.8 . Evolución del coste estimado de la flota española de cerco en el Atlántico imputado a las capturas de YFT.

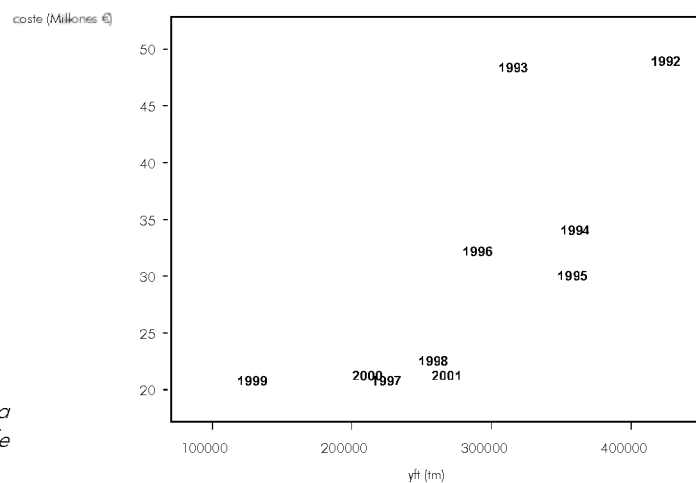


Figura 2.9. Coste anual de la flota española frente a las capturas de YFT.

Etapa 5. Cálculo de la función de costes

La combinación de los parámetros tecnológicos y económicos da lugar a la función de coste de la flota, la cual, a su vez, determinará su oferta a partir de las capturas producidas. El coste variable depende del esfuerzo de pesca (Clark, 1985), y este se relaciona con las capturas a través de la capturabilidad (Hilborn y Walters, 1992). Suponiendo que el coste variable depende linealmente del esfuerzo (Gordon, 1953; Schaefer, 1957):

$$C = c \cdot E \quad [2.3]$$

donde E es el esfuerzo total (días de pesca) y c el coste de una unidad de esfuerzo, expresado en euros. Análogamente, se puede asumir que el coste variable depende linealmente de la captura:

$$CV = a \cdot h, \quad [2.4]$$

donde a es el coste unitario de la captura expresado en euros y h , las capturas de rabil (tm).

En la ecuación [2.3], la variable de control será el esfuerzo y en la ecuación [2.4], las capturas. La relación entre ambas ecuaciones es directa: asumiendo que la captura de rabil, h , se relaciona con el esfuerzo, E , a través de la capturabilidad de la flota de cerco asociada al rabil³, q , y de la biomasa capturable de rabil, X , por ejemplo, mediante una relación lineal:

$$h = q \cdot E \cdot X \quad [2.5]$$

la ecuación del coste en términos de capturas es igual a

$$C = \frac{c}{q \cdot X} \cdot h \quad [2.6]$$

³ El supuesto de que con una unidad de esfuerzo, (día de pesca), se pesca la misma cantidad de lo cualquier especie, (kg de rabil, por ejemplo), tiene como consecuencia que $q \cdot X$ es la misma para las tres especies, lo cual, como ya se sabe, no es cierto. Sin embargo, esta ecuación no se aplica porque el esfuerzo no se puede separar por especies.

de forma que el coste unitario de capturar es el ratio del coste unitario del esfuerzo respecto a la biomasa ponderada por el inverso de la capturabilidad.

Como no es posible separar el esfuerzo de pesca por especies objetivo (*YFT*, *SKJ* y *BET*), en este caso se utilizará la segunda relación, en la que el coste es función de las capturas de rabil. Así, el coste total es la suma del coste fijo más el coste variable, y el coste variable es función de las capturas (ecuación [2.4]), es decir:

$$CT = CF + CV \quad [2.7]$$

Entonces, los parámetros de esta ecuación se pueden estimar mediante el ajuste de un modelo de regresión lineal:

MODELO: $C \sim \alpha + \beta \cdot YFT$			
Regresor	Coeficiente	t-student	p-valor
Intercepto	9702026	1,6149	0,1450
YFT	58,32	2,8648	0,0210
Estadístico R^2	0,5064		

Tabla 2.6. Resultados del modelo de regresión lineal de las capturas de rabil y los costes asociados de la flota española de cerco en el Atlántico.

$$CT = \alpha + \beta \cdot h \quad [2.8]$$

donde, α es el estimador del coste inicial de la flota asignado a la captura de rabil (expresado en €), que es independiente de la cantidad capturada, y β es el estimador del coste unitario de la flota de la captura de rabil (expresado en €/tm), que depende de la cantidad capturada. De la regresión (véase la tabla 2.6) se obtiene que el coste unitario de capturar una tonelada de *YFT* es 58,32 €. Las capturas son significativas, ($p\text{-valor} < 0,05$) y explican el 50% de la variabilidad en los costes. Por tanto, los costes totales de la flota española de cerco, C_t , asociados a las toneladas de captura de rabil atlántico, YFT_t , tienen por ecuación

$$C_t = 9702026 + 58,2 \cdot YFT_t \quad [2.9]$$

Esta función de costes se utilizará para predecir los costes de la flota española de cerco en el Atlántico en el modelo de simulación bajo diferentes estrategias de gestión, asumiendo que la estructura de la ecuación es válida para el período en el que se realizarán las proyecciones, porque la flota no ha cambiado básicamente su composición.

4 INGRESOS DE LA FLOTA ESPAÑOLA DE CERCO POR LA CAPTURA DE RABIL ATLÁNTICO

Una vez analizados los costes de la flota en el Atlántico, en esta sección se analizan los ingresos a partir de los datos de capturas y precios de primera venta de rabil en España.

► 4.1. Objetivo

Dependiendo del tipo de pesquería, existen diferentes estrategias que los barcos o armadores siguen para maximizar sus beneficios a largo plazo. Un factor importante que afecta a dichas estrategias es la forma en la que se paga a la tripulación. Por ejemplo, Gascuel *et al.* (1993) señalan que los precios que se pagan por las capturas de rabil grande, al ser más altos que los de los ejemplares pequeños, pueden influir en las estrategias y tácticas de los pescadores que cobran en función de las ganancias del barco, como es el caso de la flota francesa de cerco, en lugar de cobrar por la cantidad de capturas, como lo hacen los barcos españoles.

El objetivo de esta sección es analizar las funciones de oferta y de demanda de rabil en España, y determinar el ingreso que obtiene la flota española de cerco a partir de sus capturas en el Atlántico. Como primera aproximación, se utiliza el siguiente modelo para calcular los ingresos totales de la flota cada año:

$$In = \sum_{i=1}^m p_i \cdot Y_i \quad [2.10]$$

donde p_i es el precio de un pez de la categoría comercial i e Y_i son las capturas de la categoría comercial i (Leonart *et al.*, 1999). Hay dos categorías comerciales principales de rabil: el rabil grande, de más de diez kg, ($YFT+10$), y el rabil pequeño, de menos de 10 kg, ($YFT-10$). Para estimar la oferta, hay que distinguir de qué categoría comercial se trata, pues los precios son diferentes según el peso de los ejemplares capturados.

► 4.2. Datos

Las fuentes de información utilizadas para la estimación de los ingresos de la flota española de cerco en el Atlántico obtenidos de las capturas de rabil son:

- Subdirección General de Comercialización Pesquera, SGCP, que ha facilitado:
 - Los datos de los desembarcos de las especies rabil (*YFT*), listado (*SKJ*), patudo (*BET*), atún blanco (*ALB*) y otros, realizados por los atuneros cerqueros españoles (barcos de OPAGAG y ANABAC) en España, en la UE y en terceros países, en los océanos Atlántico, Pacífico e Índico.
 - Los precios de primera venta en España de rabil (*YFT*), listado (*SKJ*), patudo (*BET*) y atún blanco (*ALB*), desde el año 1988 al 2003.
 - El precio de producción comunitario anual en el periodo 1996-2003 y el porcentaje del precio de venta sobre el precio de protección comunitario para las dos categorías comerciales de rabil:
 - Rabil de más de 10 kg (*YFT+10*).
 - Rabil de menos de 10 Kg (*YFT-10*).

A partir de los precios de esta categoría se determinan los precios mínimos de venta garantizados⁴ de otras especies y categorías comerciales, como el listado, el patudo o el rabil de menos de diez kg.

- Los datos de comercio exterior de rabil de los años comprendidos en el período 1990-2002 (datos referidos a cantidades y precios).

⁴ Desde 1996 existe un mecanismo administrativo por el que los productores tienen un precio mínimo garantizado.

- Instituto español de oceanografía, IEO, que ha proporcionado:
 - El volumen de capturas de túnidos tropicales (expresado en tm) de las flotas de cerco española en el Atlántico y flota NEI (Not elsewhere Included), que faena bajo pabellones extranjeros con intereses comunitarios en el Atlántico durante el período 1991-2002.
 - El número de barcos españoles de cerco que han faenado en el Atlántico en el período 1980-2002.
- Comisión internacional para la conservación de túnidos del Atlántico, (ICCAT), de donde se han obtenido:
 - El valor de la biomasa estimada de *YFT* en la evaluación de junio de 2003 (ICCAT, 2004).
 - La CPUE de *YFT* combinada estimada en la evaluación de junio de 2003 (ICCAT, 2004).
- Internet; a través de este medio se han conseguido:
 - Los datos económicos sobre las series de precios del petróleo; los datos de la base de datos TEMPUS del INE; otros provenientes del Banco de España y del Banco Mundial como el IPC, la renta nacional y el gasto de las familias.

La tabla 2.7 resume la información utilizada para la estimación de la oferta y la demanda de rabil en España y los ingresos de la flota española de cerco a partir de las capturas de rabil en el Atlántico.

DATO	CATEGORÍA COMERCIAL	PERÍODO	FRECUENCIA	UNIDADES	FUENTE	NOMENCLATURA
Descargas	$YFT + 10$ $YFT - 10$	90-03	Anual y mensual	tm	SGCP	L^i
Importaciones	$YFT + 10$ $YFT - 10$	90-03	Anual	tm	SGCP	Im^i
Precio	$YFT + 10$ $YFT - 10$	90-03	Anual y mensual	€/tm	SGCP	p^i
N.º barcos		90-03	Anual		IEO	Nb
Esfuerzo		90-01	Mensual	Días de pesca	IEO	Dp
IPC		90-03	Anual y mensual	Porcentaje	INE	IPC
Renta Nacional		90-02	Anual y mensual	€	INE	RN
CPUE	YFT	90-01	Anual	tm/días de pesca	ICCAT	$CPUE$
Petróleo		90-03	Anual	€/barril	FMI, BM	P_f
Biomasa	YFT	90-01	Anual	tm	ICCAT	B
Exportaciones	YFT	91-02	Anual	tm	SGCP	X
Precio exportaciones	YFT	91-02	Anual	€/tm	SGCP	P_x
Gasto		80-03	Trimestral	€	INE	G
Precios mínimos	$YFT + 10$ $YFT - 10$	96-03	Anual	€/tm	SGCP	$PM^i (*)$
%precio protección comunitario	$YFT + 10$ $YFT - 10$	96-03	Mensual	Porcentaje	SGCP	%PPC ⁱ

Tabla 2.7. Datos para la estimación de la oferta y la demanda de YFT en España. * $i = YFT - 10, YFT + 10$.

► 4.3. Metodología

Para estimar y predecir el ingreso, es necesario conocer la función que determina el precio al que se vende el pescado. Para realizar esta estimación hace falta obtener tanto la función de demanda como la de oferta del mercado y con ellas, calcular el precio a través de la condición de equilibrio. El esquema básico y sus funciones elementales son las siguientes:

$$\text{Función de demanda:} \quad Q^D = a_0 + a_1 \cdot P + e_D \quad [2.11]$$

$$\text{Función de oferta:} \quad Q^S = b_0 + b_1 \cdot P + e_S \quad [2.12]$$

$$\text{Condición de equilibrio:} \quad Q^D = Q^S \quad [2.13]$$

donde Q^D y Q^S son la cantidad demandada y ofertada respectivamente, P el precio de equilibrio y a_0 , a_1 , b_0 y b_1 , son constantes a determinar.

Sin embargo, la señal o información que contienen las series temporales de precios y cantidades no es lo suficientemente clara como para garantizar que al realizar las estimaciones de los parámetros a_i y b_i se esté estimando la función de demanda, o bien la función de oferta. Dicho de otra forma, los valores que se observan en las series de datos (P_t y Q_t), representan simplemente puntos de intersección entre las curvas de oferta y demanda, de forma que se necesita información adicional sobre la naturaleza de las curvas para poder identificar cada una de ellas por separado. Estadísticamente, el problema de la identificación consiste en que, tanto en la función de demanda como en la de oferta, la variable independiente (precio) no está distribuida independientemente del término de perturbación, de forma que cualquier estimador mínimo cuadrático estará sesgado y será inconsistente (Gujarati, 1997).

Con la información disponible, se trata de identificar las funciones de oferta y de demanda de rabil en España por separado, utilizando distintas técnicas de regresión (mínimos cuadrados ordinarios y mínimos cuadrados en dos etapas) aplicadas a los datos agregados por año y a los datos desagregados por mes.

4.3.1. La oferta

La suma de las curvas de costes marginales de todos los barcos proporciona a la curva de oferta de la industria, que permite identificar la máxima cantidad de un bien que será ofrecida en el mercado a varios precios, manteniendo los demás factores constantes.

A corto plazo, la oferta de pescado es fija, i.e., la curva de oferta es vertical (Lent, 1998). Esto se debe a la dificultad de controlar el volumen de pescado desembarcado durante una estación de pesca o cuando se imponen cuotas. Por tanto, los desembarcos determinan la oferta de pescado en una estación. Por ejemplo, Thunberg *et al.* (1993) estiman que las funciones de oferta de los barcos que capturan pez espada y túnidos no están relacionadas con el precio, y, por tanto, las consideran fijas a corto plazo. Sin embargo, en el caso de los

túnidos tropicales, al ser especies con menor estacionalidad que otras especies de latitudes mayores —como los túnidos templados— las capturas se realizan durante todo el año, y, al ser su destino principal la conserva, las conserveras tienen un mayor margen de maniobra para controlar la oferta.

Sin embargo, si bien anteriormente se ha presentado el esquema básico de estimación de la demanda y la oferta (y, por tanto, de la predicción del precio y la cantidad de equilibrio) existen una serie de supuestos en los que el precio no es una variable explicativa de la oferta. Este es el caso de una función de oferta perfectamente inelástica.

Aunque el mercado de rabil, no tiene por qué presentar, a priori, una oferta inelástica, lo cierto es que, desde 1996, existe un mecanismo administrativo por el que los productores tienen un precio mínimo garantizado. Esto ha hecho que la función de oferta tenga al menos un tramo perfectamente inelástico, como se muestra en la siguiente figura:

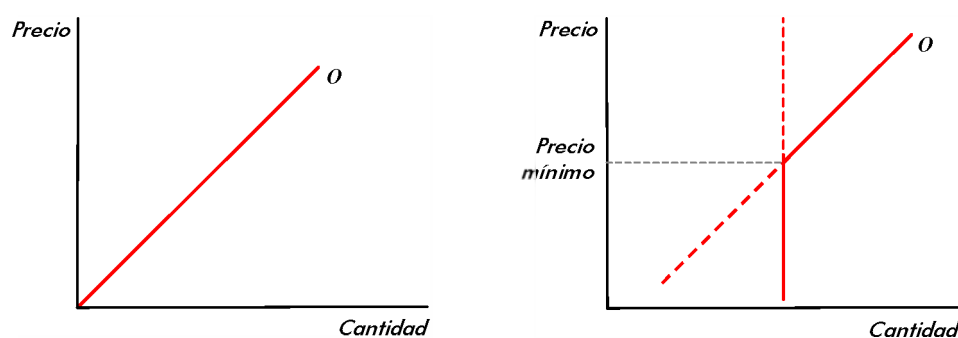


Figura 2.10. Oferta clásica (izda) y oferta con tramo inelástica (precio mínimo) (dcha).

Dado el carácter impredecible de la pesca, que solo permite llevar un control limitado de las capturas, es inevitable que exista cierto desequilibrio entre la oferta y la demanda. A través de la política de pesca comunitaria, la Unión Europea establece mecanismos para prevenir los efectos negativos de estas fluctuaciones y garantizar una renta mínima a los pescadores. En el caso del atún, se ha creado un régimen de ayudas para compensar a los pescadores en el caso de que el mercado se desplome; en virtud de estas ayudas, a los

pescadores se les compensa por las pérdidas de renta si el precio de mercado cae por debajo de un nivel determinado.

En efecto, en el año 1979 la industria transformadora comunitaria era deficitaria en materia prima, ya que la demanda era muy superior a la oferta que la flota europea (francesa) le podía suministrar, de forma que Europa tenía que importar grandes cantidades de atún entero. Por ello, se estableció un arancel cero a las importaciones de atún con destino a la industria transformadora en la UE. Sin embargo, esta medida suponía que los armadores comunitarios tenían que competir en un mercado mundial con unos costes superiores a los de otros países importadores, debido, entre otros gastos, a la diferencia en los salarios. Para compensar esta deficiencia y no desfavorecer al armador comunitario, se crearon las indemnizaciones compensatorias (IC) para impulsar a la industria de la CE, garantizando unos precios mínimos de venta a los armadores comunitarios (Francia e Italia), dada la importancia de esta industria, que crea un gran número de empleos directos e indirectos.

Este mecanismo funcionó eficazmente cuando en Europa aumentaron las importaciones de atún debido a la caída de los precios a finales de los años noventa.

Las indemnizaciones se empezaron a aplicar en España a partir de 1996, pero cada vez son menores.

A partir de la última modificación dentro de la Organización Común de Mercados (OCM) (Reglamento 104/2000 del Consejo) en el año 2002, este sistema de compensación ha quedado sin efecto práctico, al bajar el umbral de activación de la IC del 90% hasta el 87% del precio de producción comunitario que se utiliza como referencia, pues es necesario que se den condiciones muy excepcionales para que los precios de venta bajen hasta ese nivel.

En el resto del mundo, solo algunos países tienen establecido un arancel para las importaciones de atún entero congelado con destino a la industria transformadora (véase la tabla 2.8).

PAÍS	ARANCEL	PAÍS	ARANCEL
Colombia	20%	Corea del Sur	10%
Costa de Marfil	10%	Ecuador	20%
Filipinas	5%	Ghana	20%
Indonesia	5%	Irán	4-6%
Japón	3,5%	Kenia	15%
Méjico	20%	Senegal	10%
Tailandia	5%	Venezuela	20%

Fuente: Interatún, 2003.

Tabla 2.8. Aranceles establecidos por los principales países a los que exporta la flota comunitaria para el atún entero congelado con destino la industria transformadora.

Estos aranceles se establecen para la entrada de producto para el consumo local. Algunos de estos países con importantes centros de producción como Ecuador o Venezuela, permiten importar atún entero congelado para ser transformado en las industrias de su país sin arancel, siempre y cuando este producto vuelva a ser exportado. Por otra parte, EEUU, Costa Rica y Mauricio no tienen establecido un arancel a las exportaciones comunitarias.

Otros factores relacionados con la oferta tienen que ver con el tipo de regulación internacional para la gestión del stock. Por ejemplo, las cuotas globales establecidas por ICCAT para algunas especies como el atún rojo o el pez espada, junto a otras medidas técnicas, como las vedas en determinadas zonas o épocas de puesta, pueden afectar significativamente la actuación de las distintas flotas y países implicados en la gestión de ICCAT en los mercados mundiales de atún y especies afines, e influir, por tanto, en la oferta de producto en los mercados locales.

En el caso del rabil, no hay TAC ni cuotas, por lo que el acceso a los recursos de las costas de otros países es un factor determinante en la oferta de atún. De hecho, la mayoría de las capturas totales españolas se realizan en aguas fuera del ámbito de la jurisdicción nacional, al amparo de acuerdos bilaterales con otros países, y los túnidos son las principales especies capturadas bajo estos acuerdos. Por ello, en el caso de las capturas de rabil en España, el número de barcos con licencia de pesca que faenan en los caladeros de aguas tropicales es una de las variables considerada en los modelos para la identificación de la oferta.

4.3.2. La demanda

Como ya se comentó en la introducción de este capítulo, la demanda de materia prima de atún de las conserveras depende de la demanda del consumidor, y esta está condicionada principalmente por variables como la población de cada país, el precio de los bienes sustitutivos, la renta disponible, las preferencias del consumidor y las campañas de publicidad.

La elasticidad del precio de la demanda es importante para evaluar el efecto del cambio en la oferta sobre los ingresos brutos de los pescadores, ya que se asume que la oferta es exógena. Como la mayoría de las funciones de demanda tienen pendiente negativa, un descenso en la oferta (por ejemplo, por una reducción en la cuota) provocará un aumento del precio.

El nivel de población y su renta per cápita es un factor importante que condiciona la oferta en los mercados locales. España es un país con una gran tradición pesquera y el pescado es un elemento fundamental en la dieta mediterránea, por lo que su demanda es muy alta. En el caso de una demanda inelástica, el precio aumenta más de lo que la cantidad decrece, por lo que los ingresos brutos aumentan. La demanda de bienes de consumo básicos con pocos sustitutivos (leche, sal, algunos productos pesqueros) tiende a ser inelástica, mientras que los bienes de lujo (el atún rojo, por ejemplo) y/o los bienes con muchos sustitutos (algunas especies demersales) tienen precios más elásticos. El rabil, puede ser considerado un bien fácilmente sustituible, ya que las latas de atún se venden a precios bajos, y se podrían sustituir por otras conservas fácilmente si su precio aumentara. Delgado y Lent (1992) encontraron que la carne congelada de la Unión Europea, el pollo y el ganado vacuno de engorde eran sustitutivos de los productos pesqueros congelados en Costa de Marfil.

Análogamente, la elasticidad de la renta mide el efecto directo de los cambios en el ingreso sobre la cantidad demandada y, a diferencia de los efectos del precio, cuya elasticidad normalmente es negativa, la de la renta puede ser positiva o negativa.

Finalmente, otro parámetro estructural importante en la función de demanda es la elasticidad cruzada entre bienes sustitutivos, como es el caso del fresco entre el filete de pez espada y el de atún, en el caso de productos frescos. En el caso de las conservas, la gama de bienes sustitutivos puede ser más amplia.

Dado que para los productos de atún en conserva hay, habitualmente, campañas de publicidad, algunos estudios han demostrado que un aumento en la publicidad hace que la demanda sea más inelástica frente al precio y más elástica para la renta (Chang y Green, 1989). Un ejemplo interesante es la publicidad negativa de algunos restaurantes frente al pez espada, por su alto contenido en mercurio. Otro ejemplo es el caso de las medidas de gestión para la conservación de otros recursos, como el caso *dolphin safe*, en el que se ha vetado para el mercado americano, el rabil asociado con delfines en el océano Pacífico.

Precios mínimos

Como se ha comentado en la sección anterior, la existencia de un mecanismo de precios mínimos garantizados para la venta del atún puede provocar que la oferta tenga un tramo inelástico y, en consecuencia, para estimar la demanda se debe determinar si el punto de intersección de esta con la oferta se da en el tramo inelástico de ésta última o no, en el caso de que dicho tramo exista. En el primer caso la función de demanda inversa puede estimarse sin el problema de simultaneidad y, por tanto, sin temer que la cantidad no esté distribuida independientemente de la perturbación.

Para analizar el efecto práctico de la indemnización compensatoria, se comparan los precios de venta anuales y mensuales con los precios mínimos garantizados.

Por un lado, se creó un índice anual o función indicadora, $I_{a,t}$ definido como el máximo entre los precios de venta y los precios mínimos garantizados

$$I_{a,t}^i = \begin{cases} 1 & \text{si } \max \{ p_t^i, PM_t^i \} = PM_t^i \\ 0 & \text{si } \max \{ p_t^i, PM_t^i \} = p_t^i \end{cases} \quad [2.14]$$

donde

p_t^i es el precio de la categoría i en el año t , y PM_t^i es el precio mínimo garantizado de la categoría i en el año t , para $i = YFT-10, YFT+10, t = 1990, \dots, 2004$.

Cuando el precio de venta está por debajo del máximo, es decir, el precio mínimo es mayor, nos encontramos en un año en el que los productores reciben indemnización compensatoria (valor 1 de la función indicadora). Hay que tener en cuenta que la aplicación de estas ayudas se viene dando en España sólo desde 1996, por lo que para los primeros años considerados, no existían los precios mínimos en el mercado español (en este caso, se considera que $PM_t^i = 0$).

Para el rabil grande ($YFT+10$), el precio de venta medio anual supera casi siempre al precio mínimo, exceptuando el año 1996. Para el rabil pequeño ($YFT-10$), el precio de venta es menor que el precio mínimo en los años 1999, 2000 y 2003.

Por otro lado, la información de precios mínimos mensuales consiste en el porcentaje del precio de venta sobre el precio de protección comunitario. Si este porcentaje supera el 90% durante los años comprendidos en el periodo 1996-2000, y el 87% durante el periodo 2001-2003 en el caso de la categoría $YFT+10$, y el 78% para la categoría $YFT-10$, ello implica que, ese mes contribuye a que se desencadene la indemnización compensatoria. Sin embargo, las indemnizaciones se calculan trimestralmente, y se otorgan un año después de las ventas. El precio mínimo de cada categoría se calcula como se explica a continuación:

- Todos los años la UE establece un reglamento donde se fijan los precios mínimos de venta para cada especie, tomando como referencia el precio de $YFT+10$, que es el precio de producción comunitario (PPC). Para calcular el precio mínimo (PM) de $YFT+10$, se fija cada año un umbral de activación (UA), y se multiplica por el precio de producción comunitario, i.e.:

$$PM_{YFT+10} = PPC \cdot UA \quad [2.15]$$

Este umbral de activación es del 91% para los años 1996-2000, y del 87% para los años 2001-2003 (Anuario Eurostat, 2003).

- Para calcular el precio mínimo de $YFT-10$, se toma como índice el 78% del precio mínimo de $YFT+10$, i.e.

$$PM_{YFT-10} = 0,78 \cdot PM_{YFT+10} \quad [2.16]$$

Los datos mensuales disponibles son los porcentajes del precio medio de venta (PV) en la CEE respecto al precio de protección de la UE, (PM), para los años 1996-2003. De esta forma, se creó un índice mensual, I_m , indicador de la existencia o no de indemnización compensatoria. Cada mes, este índice toma el valor 1 si este porcentaje supera el umbral de activación para $YFT+10$ o el índice correspondiente para $YFT-10$, y 0 en caso contrario. Es decir:

$$I_m^{YFT-10} = \begin{cases} 1 & \text{si } \frac{PV_{YFT-10}}{PM_{YFT-10}} \cdot 100 > 0,78 \cdot PM_{YFT+10} \\ 0 & \text{si } \frac{PV_{YFT-10}}{PM_{YFT-10}} \cdot 100 \leq 0,78 \cdot PM_{YFT+10} \end{cases} \quad [2.17]$$

$$I_m^{YFT+10} = \begin{cases} 1 & \text{si } \frac{PV_{YFT+10}}{PM_{YFT+10}} \cdot 100 > UA_{YFT+10} \\ 0 & \text{si } \frac{PV_{YFT+10}}{PM_{YFT+10}} \cdot 100 \leq UA_{YFT+10} \end{cases} \quad [2.18]$$

Para las observaciones anteriores a 1996 se define $I_m^i = 0$, ya que en esos años no se aplicaba la política de ayudas compensatorias a la flota española de cerco.

En la figura 2.11 se muestran los valores de los indicadores mensuales para las dos categorías comerciales; en ella se aprecia que hay muy pocos meses en los que el precio haya bajado por debajo del precio de protección (valor 1 de la variable indicadora). En general, hay pocas ocasiones en las que el precio de venta se sitúa por debajo del umbral de activación.

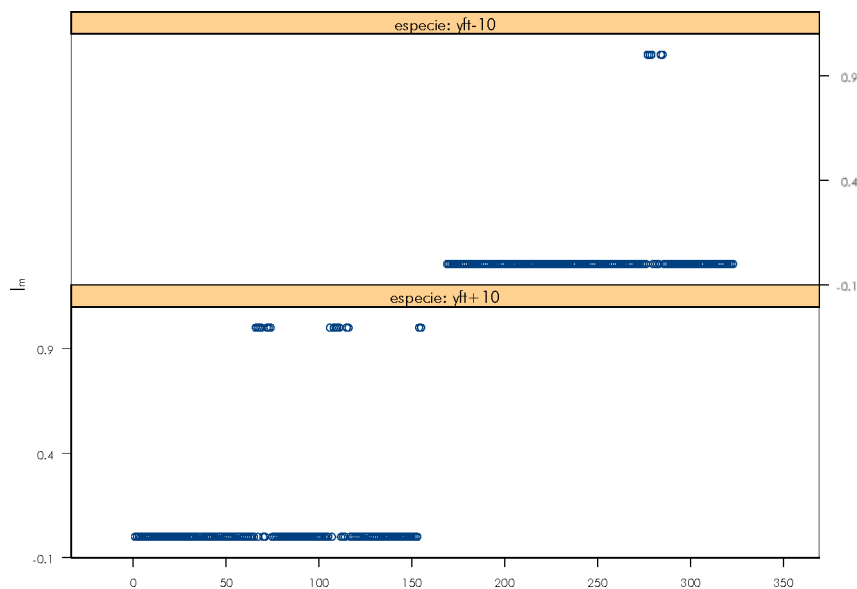


Figura 2.11. Observaciones mensuales de la función indicadora de la indemnización compensatoria, I_m , de las categorías comerciales YFT+10 e YFT-10.

Aunque la existencia del mecanismo de los precios mínimos garantizados puede condicionar el comportamiento de los armadores, al saber estos que existe un colchón si caen los precios del atún, lo cierto es que esta situación no se llega a dar con frecuencia; por tanto, es de esperar que la estimación estadística de la función de precios no se vea muy afectada por este mecanismo. Como ya se ha comentado anteriormente, la aplicación de las indemnizaciones compensatorias cada vez tiene un efecto menor, por lo que, en la mayoría

de los casos, los precios de equilibrio se establecen en la intersección de la demanda con una oferta clásica (tramo de pendiente positiva). En cualquier caso, se comprobará estadísticamente la importancia de la existencia de precios mínimos en las funciones de oferta y demanda, para determinar si el precio se establece en el tramo inelástico o no de la oferta.

4.3.3. Análisis de los datos

Datos anuales

Las variables anuales que se utilizaron en los primeros análisis fueron:

- La oferta (Q^S , que es igual a la suma de los desembarcos que la flota española de cerco de *YFT* captura en todos los océanos más las importaciones de *YFT* en España).
- La oferta con un retardo de un año (Tsoa, 1982).
- Los precios correspondientes a los desembarcos de primera venta en España.
- Los precios mínimos (representados mediante la variable indicadora I_a).
- La categoría comercial de rabil ($YFT+10$, $YFT-10$).
- El número de barcos de la flota española de cerco en el Atlántico.
- El IPC.
- La renta nacional disponible.
- El precio mundial del barril de petróleo.
- La biomasa de *YFT* estimada en la evaluación de 2003.

- La CPUE combinada utilizada en los modelos de la evaluación de 2003 (ICCAT, 2004).

Se realizaron dos tipos de análisis:

- El ajuste de una función de demanda inversa por el método de estimación de mínimos cuadrados ordinarios, **MCO**.
- La estimación simultánea de las ecuaciones de oferta y demanda por el método de mínimos cuadrados en dos etapas, **MC2E** (Gujarati, 1995).

Para la selección de variables, se aplicó el método de regresión lineal paso a paso (Draper, 1966).

Datos mensuales

Puesto que los resultados obtenidos de los análisis de las funciones de oferta y demanda realizados sobre datos anuales están basados en series de pocas observaciones (años 1990-2001), también se realizó otra aproximación con datos mensuales, con el fin de realizar un ejercicio de estimación más robusto con una información más detallada, aumentando así, el número de grados de libertad. A cambio, se utilizaron otras variables, como por ejemplo, el esfuerzo de la flota española de cerco en el Atlántico, medido en días de pesca, en lugar del número de barcos que faenan en el Atlántico cada año, y el gasto de consumo de los hogares como *proxy* del PIB. Este último dato se consideró constante durante los tres meses de cada trimestre, pues inicialmente solo se disponía de su valor trimestral.

Se incorporó información sobre los precios mínimos garantizados por la UE a través de la variable indicadora I_m , y se utilizaron los valores mensuales de la oferta (desembarcos que la flota española de cerco de **YFT** captura en todos los océanos más las importaciones de **YFT** en España), los precios correspondientes a los desembarcos de primera venta en España, la categoría comercial de rabil ($YFT+10$, $YFT-10$) y el IPC.

En este caso, la renta nacional disponible no se utilizó, por estar muy correlacionada con el IPC.

Al igual que se hizo para el análisis anual, se aplicaron los métodos de regresión lineal paso a paso en dos tipos de análisis para seleccionar variables:

- la estimación de una función de demanda inversa por **MCO** y
- la aplicación del método **MC2E** para estimar las curvas de oferta y de demanda.

► 4.4. Resultados

En este apartado se muestran los resultados finales de los ajustes de los modelos de regresión para los datos anuales y los datos mensuales.

Los resultados de los modelos intermedios están detallados en el Apéndice B.

4.4.1. Datos anuales

Modelo 1: Ecuación de demanda inversa ajustada por MCO

Después de varios análisis exploratorios en los que se contemplaron diferentes modelos de regresión lineal (Apéndice B), finalmente se eligió un modelo con datos anuales para la estimación de la función de demanda inversa. Para ello, se tuvieron en cuenta los siguientes criterios:

- Significación de variables.
- Flexibilidad de la demanda (signo del coeficiente que relaciona la cantidad con el precio).
- Estadístico R^2 .

- Estadístico C_p (Peña, 1989) empleado en el método de regresión paso a paso para seleccionar automáticamente variables mediante un balance entre la variabilidad explicada por el modelo y el número de sus parámetros.

Este modelo en escala logarítmica es:

$$\log(p) \sim E + \log(Q_s) + \log(Nb) + \log(IPC) + \log(Pf) + \log(Byft) \quad [2.19]$$

donde:

$$E = \begin{cases} 0, & \text{para } YFT + 10 \\ 1, & \text{para } YFT - 10 \end{cases}$$

Se obtiene un modelo final cuyas variables significativas relacionadas linealmente con el precio son: oferta, especie, número de barcos, *IPC*, precio del petróleo, *Byft*.

Al plantear el modelo de demanda inversa en escala logarítmica, se estiman directamente las flexibilidades⁵ de la demanda:

- $f_{pQ}^s = -0,2136$ (mayores capturas, menor precio).
- $f_{pE} = -0,5133$ (la categoría *YFT+10* tiene mayor precio que la *YFT-10*).
- $f_{pNb} = -1,4545$ (mayor número de barcos, menor precio).
- $f_{pIPC} = 0,6675$ (mayor IPC, mayor el precio).
- $f_{pPf} = -0,5115$ (mayor precio mundial del petróleo, menor precio).
- $f_{pByft} = 0,9335$ (mayores valores de biomasa, mayor precio).

⁵ La flexibilidad de la demanda es un parámetro análogo a la elasticidad que se utiliza cuando cuando en lugar de una función de demanda donde la cantidad es función del precio, $Q = f(P)$, se tiene la relación inversa, es decir, el precio es función de la cantidad, $P = g(Q)$. Su valor indica el cambio porcentual del precio ante variaciones en la cantidad y, al igual que la elasticidad del precio de la demanda, su signo suele ser negativo.

Los precios estimados para las dos categorías comerciales de rabil evolucionan de forma similar (véase la figura 2.12). En el año 1998, los precios alcanzaron el máximo valor, y en el año siguiente, cayeron bruscamente para las dos categorías comerciales.

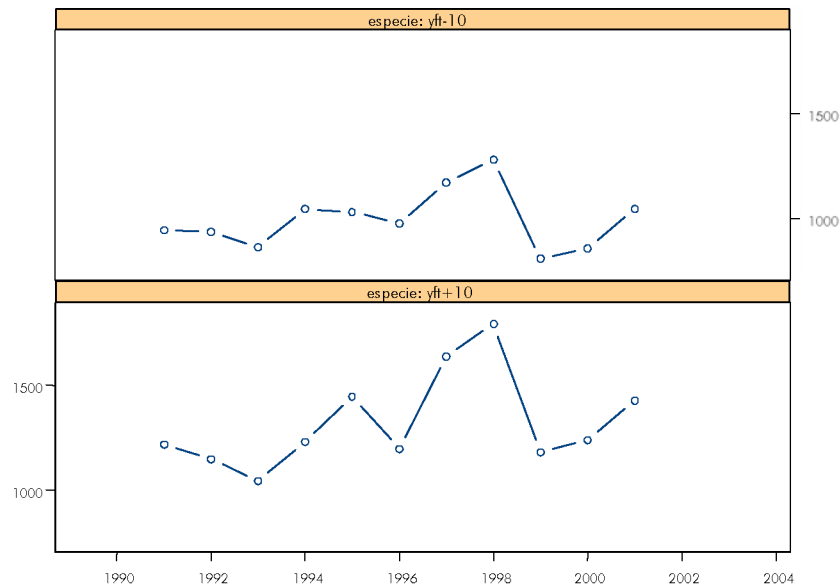


Figura 2.12. Precios estimados por tonelada en el modelo de demanda inversa por el método MCO para las dos categorías comerciales de rabil, YFT+10 e YFT-10.

Si se de hace la transformación logarítmica del modelo, el precio estimado tiene por ecuación:

$$p = \exp \{ 7,4472 - 0,2136 \cdot \log(Q^s) - 0,5133 \cdot E - 1,4545 \cdot \log(Nb) + 0,6675 \cdot \log(IPC) - 0,5115 \cdot \log(P_f) + 0,9335 \cdot \log(B_{ft}) \} \quad [2.20]$$

Otros ensayos realizados por el método de MCO⁶

A pesar de que la Renta Nacional Disponible no era significativa, se comprobó que esta variable y el *IPC* estaban muy correlacionados, por lo que se decidió utilizar solo el *IPC* como una de las variables explicativas del modelo.

⁶ Los resultados de los modelos explicados en este apartado pueden encontrarse en el Apéndice B.

La *CPUE* se suele incorporar como un factor representativo del stock disponible que puede estar relacionado con la oferta; sin embargo, no se apreciaba relación con el precio, por lo que no se consideró en el modelo final.

De igual forma, la indemnización compensatoria (I_a), tampoco resultaba significativa.

El retardo en la oferta no es significativo. Este se introdujo en el modelo porque en muchos mercados, existe un tiempo de respuesta de los precios a las capturas que se han obtenido en períodos anteriores. En particular, en el mercado de rabil este tiempo de respuesta suele suponer un retardo de tres meses (Julio Morón, com. pers.).

Conclusiones

Las conclusiones obtenidas a partir del modelo con datos anuales estimados por MCO, son las siguientes:

1. La oferta y el precio tienen signo contrario.
2. El precio aumenta con la categoría comercial.
3. Cuantos más barcos hay faenando más baja el precio.
4. El *IPC* y el precio varían en el mismo sentido.
5. Finalmente dos resultados que pueden ser algo confusos:
 - Al aumentar el precio del petróleo en un 1%, el precio de rabil decrece en un 0,51%. La razón puede ser que un aumento en los costes puede llevar a una estrategia de tratar de capturar más y, por tanto, a reducir el precio.
 - Por otra parte, al aumentar la biomasa también se ve aumentado el precio. Lo cierto es que su flexibilidad es muy alta. La razón del signo positivo de esta elasticidad no

está relacionada con la oferta ese mismo año (ni tan siquiera con las descargas), ya que la correlación es muy baja. Lo que viene a decir es que, por alguna razón, cuando más rabil existe, mayor es el precio.

Dado que sólo se dispone de una serie anual de datos con 11 observaciones, es difícil intentar explicar estos últimos resultados, que van en contra de la lógica aparente. Por esta razón se realiza el ejercicio con datos mensuales, ya que, al incorporar mayor cantidad de información, el análisis de la oferta y la demanda resultará más fiable; no obstante, se exploran los datos anuales mediante la técnica de mínimos cuadrados en dos etapas para estimar la oferta y la demanda simultáneamente.

Modelo 2: Estimación de la demanda mediante MC2E

El modelo básico de ecuaciones simultáneas es el siguiente:

$$\text{Función de demanda: } Q^D = a_0 + a_1 \cdot P + a_2 \cdot E + a_3 \cdot IPC + e_D \quad [2.21]$$

$$\text{Función de oferta: } Q^S = b_0 + b_1 \cdot P + b_2 \cdot E + b_3 \cdot B_{yff} + b_3 \cdot Nb + b_3 \cdot P_f + b_4 \cdot PM + e_S \quad [2.22]$$

$$\text{Condición de equilibrio: } Q^D = Q^S \quad [2.13]$$

donde:

- Q^D es la cantidad demandada (desembarcos de la flota de cerco en España más las importaciones, medidas en tm).
- Q^S es la cantidad ofertada (desembarcos de la flota de cerco en España más las importaciones, medidas en tm).
- P es el precio con base 2001 de *YFT* de primera venta en España (en €/tm).
- PM es el precio mínimo garantizado de *YFT* en España (en €/tm).
- E (*especie*) es una variable ficticia que toma valores 0 y 1 y que representa las categorías comerciales *YFT+ 10kg* e *YFT- 10kg*, respectivamente.

- IPC es el índice anual de precios de España con base 2001⁷.
- P_f es el precio mundial del barril de petróleo promedio US\$/barril⁸.
- Nb es el número de barcos de la flota española de cerco en el Atlántico.
- B_{yfr} es la biomasa estimada de rabil atlántico (en tm)⁹ en la evaluación de 2003 (ICCAT, 2004).

Como variables relacionadas con la oferta se consideraron aquellas que pueden condicionar el comportamiento de la flota a la hora de realizar más o menos capturas. Estas variables son:

- El precio de primera venta del rabil.
- Los precios mínimos (PM), representados por la variable indicadora de la indemnización compensatoria, I_σ .
- La categoría comercial, que tiene distintos costes en la captura, ya que el rabil grande se captura principalmente en la modalidad de pesca sobre banco libre y tiene un rendimiento mucho mayor para la conserva, y el rabil pequeño se captura en la modalidad de pesca sobre objeto, junto con el listado y el patudo juvenil, con un rendimiento menor en la línea de conserva.
- El número de barcos, que representa una medida del esfuerzo ejercido por la flota y del acceso a los caladeros de pesca fuera de aguas nacionales.
- El precio mundial del barril de petróleo, que representa una medida del coste del esfuerzo de pesca.

⁷ Los valores del IPC se han tomado de la base de datos TEMPUS del INE.

⁸ Fuente: Fondo Monetario Internacional. Varios Números. Banco Mundial. *Commodity Price Data*. Varios números.

⁹ Datos de la evaluación de rabil (ICCAT, 2004).

- La biomasa, que representa la cantidad de peces accesibles a la pesca cada año.

Se trata de identificar la oferta con, al menos, una variable distinta de las que se consideran en la función de demanda. En la función de demanda, las variables explicativas del precio utilizadas son:

- Las capturas.
- La categoría comercial.
- El *IPC*.

Primera etapa: Oferta

Partiendo de un modelo de regresión que considera todas las variables descritas anteriormente en la ecuación de oferta, se utiliza el método de regresión paso a paso que selecciona automáticamente las variables que son importantes en función del criterio C_p (Draper, 1966).

Al incorporar la variable especie, la relación de la oferta con el precio es negativa, por lo que se eliminó esta variable del modelo. De este modo, el resultado mejora, ya que la oferta queda relacionada positivamente con el precio y negativamente con la biomasa de rabil, es decir, cuanto menor es la abundancia, más sube el precio en el mercado. La ecuación seleccionada es, por tanto:

$$Q^s = \exp \{ 10,8834 + 2,0460 \cdot \log(p) - 1,2792 \cdot \log(Byft) \} \quad [2.23]$$

Segunda Etapa: Demanda

Cuando la variable *especie*, se mantiene en la ecuación de oferta, al sustituir la oferta ajustada en la primera etapa en el modelo de estimación de la demanda en la segunda etapa, la oferta no es significativa; sólo lo es la *especie*. Cuando se elimina esta en la ecuación de

oferta, los resultados mejoran; sin embargo, al ajustar la demanda no hay resultados coherentes, ya que la cantidad queda positivamente relacionada con el precio, en contra de lo que tendría que ser la función de demanda.

El modelo resultante es, finalmente:

$$p = \exp \{ 2,2050 + 0,4441 \cdot \log(Q^s) \} \quad [2.24]$$

La estimación de los ingresos mediante el método de **MC2E** con datos anuales no resulta efectiva, ya que, con tan pocas observaciones (solo datos anuales en el período 1991-2001), la oferta es difícil de identificar con una variable que la diferencie de la demanda, y el precio y la cantidad están relacionados positivamente en la ecuación de demanda.

4.4.2. Datos mensuales

También se realizaron dos aproximaciones: la estimación directa de la demanda por **MCO** y la estimación de las ecuaciones simultáneas de la oferta y la demanda por **MC2E**.

En todos los análisis se concluyó que la *RNND*, el *IPC* y la *especie* no eran significativas, por lo que se muestran solo los resultados finales al eliminar estas variables de los modelos.

Modelo 3: Ecuación de demanda inversa estimada por MCO

Después de varios análisis exploratorios en los que se contemplaron diferentes modelos de regresión lineal, finalmente se seleccionó el siguiente modelo:

$$\log(P_t^i) \sim \log(D_t^i) + \log(D_{t-3}^i) + \log(Im_t^i) + I_t^i + \log(G_t) \quad [2.25]$$

donde:

- D_t^i son los desembarcos de rabil en España en el mes t de la categoría comercial i .
- D_{t-3}^i son los desembarcos con un retardo de tres meses respecto al mes t de la categoría comercial i .

- I_t^i es el índice de indemnización compensatoria en el mes t de la categoría i .
- Im_t^i son las importaciones en el mes t de la categoría i .
- G_t es el gasto de las familias en España en el mes t .

Se obtiene un modelo final cuyas variables significativas relacionadas linealmente con el precio son: las toneladas desembarcadas; las toneladas desembarcadas tres meses antes; la indemnización compensatoria, las importaciones y el gasto de las familias.

Al plantear el modelo en escala logarítmica, obtenemos directamente las flexibilidades de la demanda:

- $f_{pq} = -0,0606$ (mayores capturas, menor precio).
- $f_{pqt-3} = -0,0581$ (mayores capturas tres meses antes, menor precio).
- $f_{pimportaciones} = 0,3587$ (mayores importaciones, mayor el precio).
- $f_{plm} = -0,1693$ (cuando hay indemnización compensatoria, menor el precio).
- $f_{pgasto} = -0,3063$ (mayor gasto familiar, menor precio).

La ecuación de estimación de precios es la siguiente:

$$P_t \sim \exp \{ 8,5049 - 0,0606 \cdot \log(D_t^i) - 0,0581 \cdot \log(D_{t-3}^i) + \\ + 0,3587 \cdot \log(Im_t^i) - 0,1693 \cdot I_t^i - 0,3063 \cdot \log(G_t^i) \} \quad [2.26]$$

Las flexibilidades que se obtienen del modelo **MCO**, reflejan que:

- La cantidad y el precio tienen signo contrario y además, un aumento en las capturas se refleja en una caída de los precios a los tres meses.
- La existencia de indemnización compensatoria refleja, lógicamente, una caída del precio.

- Un aumento en las importaciones está relacionado con una subida de los precios locales, ya que, si se importa más producto externo, es porque los precios nacionales son mayores.
- El precio y el gasto de las familias tienen sentidos opuestos.

Modelo 4: Estimación de la demanda mediante MC2E

Primera etapa. Oferta

Partiendo de un modelo de regresión que considera todas las variables descritas anteriormente en la ecuación de oferta, se observó que los modelos ajustaban mejor cuando, en lugar de utilizar la oferta como variable dependiente:

$$oferta = desembarcos + importaciones$$

se utilizaban los desembarcos como variable respuesta y las importaciones se incorporaban entre las explicativas.

El resultado es que las toneladas comercializadas en España de rabil están relacionadas con el precio de primera venta, las importaciones, y el *IPC*,

$$\log (D_t^j) \sim \log (P_t^j) + \log (Im_t^j) + \log (IPC) \quad [2.27]$$

El modelo tiene un valor del estadístico R^2 relativamente bajo (0,3148), lo que indica que la relación de ajuste lineal no es del todo buena. Además, el coeficiente del precio es negativo, lo que va en contra de lo que debería ser una función de oferta.

En cualquier caso, la ecuación de oferta estimada por este modelo es:

$$D_t^j \sim \exp \{ 20,5655 - 1,0492 \cdot \log (P_t^j) - 1,0492 \log (Im_t^j) - 2,6763 \cdot \log (IPC) \} \quad [2.28]$$

Se obtienen así los valores de la oferta ajustada para incorporarla como variable explicativa en el modelo de la segunda etapa.

Segunda etapa: Demanda

Seleccionando variables paso a paso, el modelo resultante en escala logarítmica es el siguiente:

$$\log (P_t^i) \sim \log (D_t^i) + \log (Im_t^i) + \log (IPC) \quad [2.29]$$

Las variables significativas relacionadas con el precio son las mismas que en la ecuación de oferta.

Por tanto, la demanda no queda identificada con los mismos datos de capturas y precios que la oferta. El modelo es el siguiente:

$$P_t^i \sim \exp \{ 19,601 - 0,9531 \cdot \log (D_t^i) + 0,8843 \cdot \log (Im_t^i) - 2,5508 \cdot \log (IPC) \} \quad [2.30]$$

4.4.3. Selección del modelo

De los cuatro modelos planteados, se selecciona solo uno de ellos para obtener a partir de él, una ecuación de precios con la mejor capacidad de predicción.

Los resultados de los dos modelos con datos anuales no se consideran, debido a que sería necesaria una serie de datos más larga para que las estimaciones fueran mas fiables y consistentes.

Por un lado, en el caso de la oferta y la demanda estimada por **MC2E** no se obtienen los signos adecuados en la relación entre el precio y la cantidad, además de no tener las funciones bien identificadas. Por otro lado, respecto a la estimación de la demanda por **MCO** anual, también se obtenían resultados algo confusos en la significación de las variables precio del petróleo y biomasa.

Al utilizar datos mensuales, mejoran las estimaciones. Respecto al método **MC2E**, la demanda sí queda bien identificada, no así la oferta. Esto nos lleva a elegir como mejor

modelo predictivo de los precios el que estima la demanda por **MCO** (ecuación [2.26]), ya que las flexibilidades resultan coherentes y, estadísticamente, el ajuste es bastante bueno.

Finalmente, para obtener un único precio anual de cada categoría comercial, se calculan los precios medios por año y categoría y se multiplican por la oferta correspondiente para estimar los ingresos anuales de la flota.

Los resultados de los ingresos estimados a partir de los precios ajustados por el modelo seleccionado se muestran en la figura 2.13.

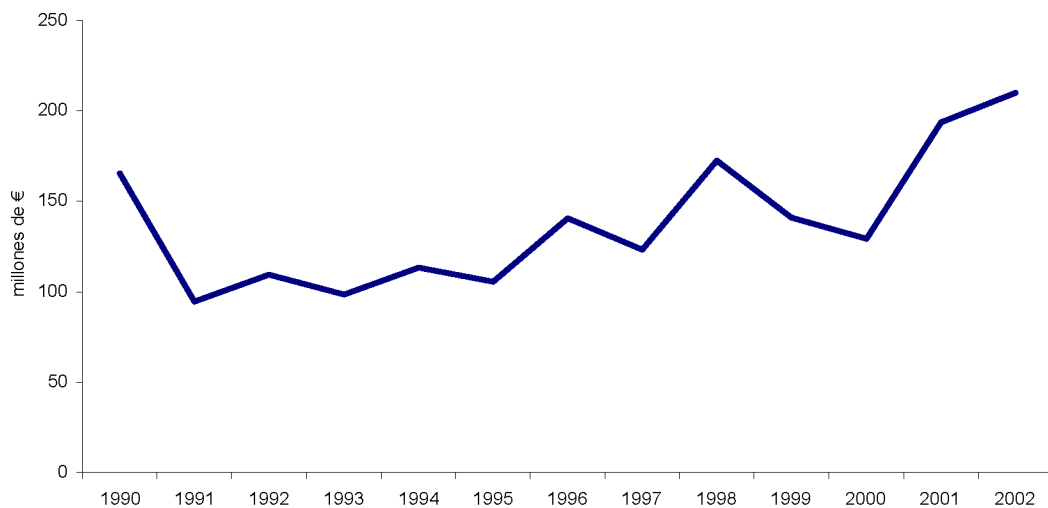


Figura 2.13. Evolución de los ingresos estimados por el modelo MCO mensual que la flota española de cerco obtiene de las capturas de rabil en el océano Atlántico.

Una medida del error de las estimaciones de los ingresos se puede calcular mediante el método Delta (Miller, 1986), basado en el desarrollo de Taylor de la función sobre la que se quiere calcular la varianza.

A partir de los precios mensuales ajustados por el modelo, se calculan los valores medios anuales:

$$\hat{p}_t^i = \frac{\sum_m \hat{p}_{m,t}^i}{12} \quad [2.31]$$

donde $\hat{p}_{m,t}^i$ es el precio ajustado del mes m , año t , categoría comercial i .

Los ingresos anuales estimados para la flota española de cerco obtenido de las capturas de rabil son (tabla 2.9):

$$In_t = \sum_i C_t^i \cdot \hat{p}_t^i \quad [2.32]$$

donde C_t^i son las capturas observadas de la categoría i , en el año t .

El método Delta permite aproximar la varianza del ingreso mediante la fórmula:

$$v[In_t] = \sum_i \left(\frac{\partial In_t}{\partial \hat{p}_t^i} \right)^2 \cdot v[\hat{p}_t^i] = \sum_i C_t^{i^2} \cdot v[\hat{p}_t^i] \quad [2.33]$$

AÑO	INGRESO (·10 ⁶ €)	D.T.
1990	165	0,009
1991	94	0,013
1992	109	0,017
1993	98	0,009
1994	113	0,015
1995	105	0,025
1996	141	0,035
1997	123	0,019
1998	173	0,028
1999	141	0,035
2000	129	0,034
2001	194	0,029
2002	210	0,025

Tabla 2.9. Ingreso anual estimado a partir de los precios ajustados por el modelo MCO mensual, junto con las desviaciones típicas (D.T.).

5 DISCUSIÓN

La figura 2.13 refleja una trayectoria inicial creciente de ingresos de la flota de cerco al comienzo de los años noventa, pero también una lógica disminución de los ingresos netos debido a la bajada de precios tan significativa que hubo a finales de la misma década y principio del nuevo milenio. Esto último provocó la necesidad de utilizar el mecanismo de indemnizaciones compensatorias para resarcir económicamente a los armadores españoles en esos años, situando a la demanda en su tramo inelástico. La causa de ello se atribuye al aumento espectacular de las capturas de listado en aquellos años, debido a los elevados reclutamientos de listado que provocó *el Niño* en 1998 (Lehodey, 2003).

La inestabilidad entre la oferta y la demanda de atún tuvo lugar durante los años 1999 y 2000, y vino provocada por una situación de sobreoferta que afectó al precio del atún, lo que hizo que cayeran sus precios en picado. Las capturas durante el período 1998-2000 fueron extremadamente buenas, especialmente las de listado en el Pacífico (figura 2.14).



Figura 2.13. Capturas mundiales de listado vs. precio medio anual en Europa. Interatún, 2003.

La oferta de pescado colapsó el mercado y se produjo un excedente de unas 200 000 tm, principalmente en el mercado de Bangkok y en Latinoamérica. A esto debe añadirse el descenso del consumo de atún en lata (sobre todo listado para sándwiches) en EEUU, principal cliente de Bangkok (Julio Morón, com. pers.).

La situación no se recuperó hasta principios de 2001, cuando las acciones conjuntas de los miembros de la Organización Mundial del Atún de Cerco, WTPO (Japón, Taiwán, Corea, Filipinas, España (solo OPAGAC), Ecuador y Francia) y de la flota de los EE UU, que consistieron en acciones de reducción de esfuerzo voluntario, limitación de las capturas, medidas orientadas al mercado y cierre temporal de caladeros (moratoria), consiguieron revertir la situación a principios de 2001, pasando en 3-4 meses de un precio de listado de 250 \$ a 700 \$ por tm. (Morón, 2002).

El precio del rabil se ve afectado por las altas capturas de listado, principalmente en los mercados asiáticos, donde no existe diferencia de precio entre estas dos especies debida a la calidad, como sucede en España con la denominación atún claro, que sólo puede ser rabil por Decreto Ley.

A excepción de España e Italia, que aprecian el rabil por su calidad, el resto del mundo, mantiene un diferencial de precio entre estas dos especies tan sólo por la diferencia de su rendimiento, ya que, el rabil proporciona más carne blanca para enlatar que el listado; sin embargo, cuando el listado baja de precio, el rabil también se ve afectado por esta bajada. En este sentido, se puede comprobar que el mercado del atún está cada vez más globalizado, ya que un exceso de oferta en alguno de los stocks en cualquier océano afecta a los precios de todos los demás stocks de túnidos del resto del mundo.

A pesar de que las capturas de rabil aumentaron también en el año 1999 y 2000 (véase la figura 2.15) su crecimiento no logró contrarrestar la disminución de los precios en esos años, siendo el resultado neto un descenso de los ingresos de la flota en los años mencionados.

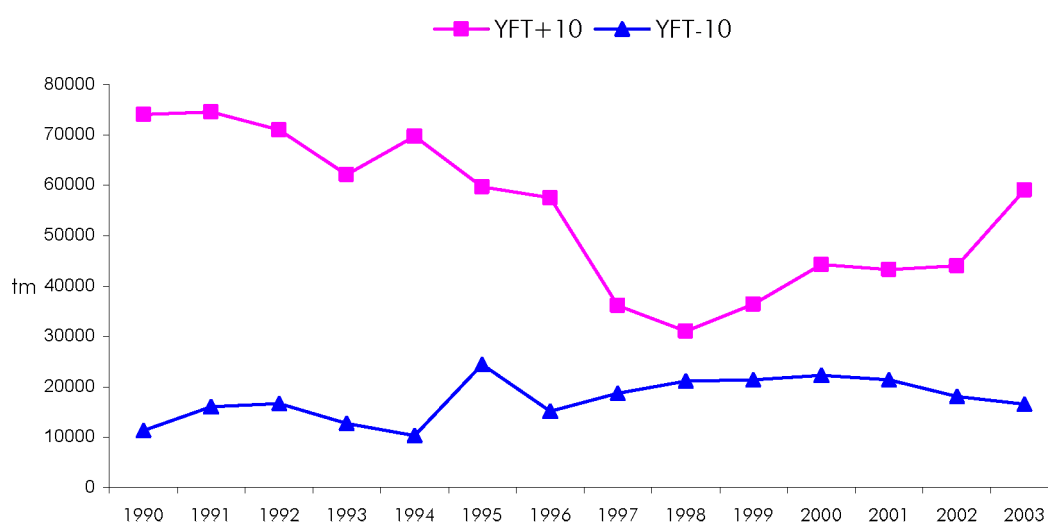


Figura 2.15. Capturas de rabil de las categorías comerciales YFT+10 e YFT-10 de la flota española de cerco en el Atlántico.

Finalmente, es necesario hacer una aclaración sobre los modelos teóricos de oferta y demanda planteados. Como se explicó en la introducción de este capítulo, el objetivo de este análisis empírico era doble: por un lado, profundizar en el conocimiento de la oferta y la demanda de rabil en España y, por otro, establecer una ecuación de precios para determinar los ingresos que la flota española de cerco obtiene de las capturas de rabil

atlántico para el desarrollo del modelo de simulación. Sobre este último punto, y como alternativa a los modelos de demanda anteriores, se presenta un modelo para generar los precios de las capturas más simple. Este modelo relaciona las capturas anuales de cada categoría comercial con los precios respectivos de los desembarcos del cerco en España observados durante los años comprendidos en el período 1990-2001 (Fuente: Subdirección General de Comercialización Pesquera) (véase la tabla 3.10), mediante un ajuste no lineal (Kraak, 2004):

$$P_t^i = P_0^i \left(\frac{L_t^i}{L_0^i} \right)^{e_i} \quad ; \quad i = YFT+10, YFT-10 \quad [2.34]$$

donde e_i es la flexibilidad en los precios de la categoría i ; L_t^i son los desembarcos totales de la flota de cerco en España de la categoría i de rabil en el año t ; P_t^i los precios de la categoría i en el año t , y el año inicial correspondiente a $t=0$ es 1990. Las flexibilidades estimadas son: $e = -0,248908$ para $YFT+10$ y $e = -1,14628$ para $YFT-10$.

La ventaja de este modelo es su simplicidad frente a los demás, ya que, utilizando solo las capturas como variable explicativa de los precios, obtenemos un ajuste de la función de demanda a escala anual que estima flexibilidades negativas para ambas categorías comerciales, es decir, cuanto mayores son los desembarcos de rabil en España, menores son sus precios de venta, cosa que no sucedía en algunos de los modelos anteriormente analizados. A pesar de su simplicidad, es un modelo más adecuado desde el punto de vista de la simulación, ya que necesita menos información para proyectar los ingresos de la flota en el futuro bajo diferentes regímenes de gestión; por ello, en el desarrollo del modelo de simulación que se realiza en el próximo capítulo se utilizará la ecuación [2.34] para generar los precios en función de las capturas de rabil en España.

6 CONCLUSIONES

En este capítulo se han analizado los ingresos y los costes de la flota española de cerco imputados a las capturas de rabil atlántico; de ello se concluye que:

- Los costes se relacionan directamente con las capturas mediante un modelo lineal que explica el 50% de la variabilidad. Este modelo se utilizará directamente en el algoritmo del modelo de simulación para generar costes anuales de la flota española de cerco a partir de las capturas.
- La estimación de una ecuación de precios es algo mucho más difícil de obtener con la información disponible. Se han realizado cuatro tipos de aproximaciones, pero ninguna de ellas se utilizará en el algoritmo del modelo operativo para generar precios de venta de rabil. Las razones son que, por un lado, la escala temporal utilizada en el modelo de simulación es el año, a diferencia del modelo seleccionado para la estimación de precios, cuya escala es mensual y, por otro lado, que algunas de las variables necesarias para generar los precios en el modelo seleccionado (indemnización compensatoria, importaciones y gasto) no se contemplarán en el modelo de simulación, pues añadirían demasiada complejidad e incertidumbre en los precios, ya que, para cada una de ellas, habría que establecer, a su vez, un modelo que generara datos para los años en los que se realicen proyecciones futuras, y ello resulta innecesario para los objetivos que nos hemos propuesto en esta tesis. Los precios del modelo operativo se calcularán utilizando como variable de entrada únicamente las capturas de rabil de la flota española de cerco y están basados en el modelo anual en escala logarítmica propuesto por Kraak *et al.* (2004).
- A pesar de que la categoría comercial de rabil grande, *YFT+ 10*, genera casi la totalidad de los ingresos de la captura total, las curvas de oferta y demanda son mucho más claras

en el caso del rabil pequeño, *YFT-10*. El mercado de rabil pequeño, sin embargo, está asociado a los precios del listado, ya que ambas especies se capturan juntas, fundamentalmente en la modalidad de pesca sobre objeto.

- La incorporación de los precios mínimos es significativa en el modelo mensual estimado por *MCO*, mientras que en el mismo modelo, a escala anual, no lo son. Esto pone en duda si la estimación de la demanda a nivel mensual se está realizando sobre el tramo de pendiente positiva de la oferta.
- Con la información disponible, el método de mínimos cuadrados en dos etapas no es efectivo para diferenciar las funciones de oferta y demanda con los mismos datos de capturas y precios para ambas funciones.
- La estimación de la oferta y la demanda es una de las partes más complejas de la economía, por lo que profundizar con más detalle en estos aspectos queda fuera de los límites de esta tesis. Sin embargo, estos análisis pueden servir como punto de partida para futuras investigaciones.

1 INTRODUCCIÓN

Los modelos de simulación se han utilizado frecuentemente en la ciencia pesquera y en la gestión de recursos marinos para analizar métodos de evaluación y estrategias de gestión. En su forma más general, la simulación se utiliza para evaluar el proceso completo de gestión de la pesquería, comenzando por la recolección de datos, siguiendo con su evaluación y el asesoramiento de gestión, para llegar, finalmente, a la implementación de las estrategias —medidas— de gestión, es decir, a la puesta en práctica o cumplimiento de estas por parte de las flotas y países involucrados en la pesquería.

La base de un modelo de simulación es lo que se denomina modelo operativo, y está formado por un conjunto de ecuaciones que representan los dos siguientes aspectos fundamentales:

- La dinámica del stock, es decir, los procesos de reclutamiento, crecimiento y mortalidad natural que dan lugar a un determinado número de individuos cada año.
- La dinámica de la pesquería, que representa la mortalidad por pesca ejercida por las flotas y determina el nivel de capturas que se obtienen cada año a partir de la población disponible.

Sobre la base del modelo operativo se pueden ir añadiendo componentes al modelo de simulación para representar situaciones o procesos que se deseen investigar, como, por ejemplo, componentes económicos.

Una de las ventajas más importantes de la simulación es que se pueden incorporar en el modelo operativo los distintos tipos de incertidumbre, y conocer cuáles son las que dominan los resultados del proceso de gestión (Bason, 2002).

En el capítulo 1 se hizo una revisión de los tipos de incertidumbre considerados en el proceso de gestión de una pesquería: de proceso, de observación, de modelo, de implementación e institucional.

Hasta el momento, los trabajos realizados sobre la incertidumbre del sistema de evaluación y gestión de las especies de túnidos se han centrado en el análisis de errores de proceso, (Kell *et al.* 2003), ligados a la dinámica del stock; de medida (Die, *et al.* 2001), relativos al muestreo, y de estimación (Ulrich, *et al.* 2002), inherentes al método de evaluación.

Sin embargo, no se han analizado los errores en el proceso de implementación de las medidas de control definidas dentro de una estrategia de gestión.

En esta tesis se analizan las incertidumbres en el proceso de implementación —cumplimiento de las medidas de gestión por parte de la flota pesquera— así como la robustez de diferentes estrategias de gestión frente a dichas incertidumbres.

La hipótesis de partida es que la flota cumplimenta las medidas establecidas en cada estrategia. Sin embargo, ¿qué sucede si, por razones económicas, o de otro tipo, estas medidas de gestión no se cumplen?.

Para tener en cuenta la incertidumbre que existe en la gestión de pesquerías, en este capítulo se construye un modelo de simulación que sirve, en general, como herramienta para contrastar los distintos tipos de incertidumbres descritos en el capítulo 1, pero que, para este caso de estudio en particular, se utiliza para analizar la incertidumbre relativa a la implementación, asumiendo que no hay errores de proceso, de observación, de modelo, ni de estimación, y que las variables que genera el modelo operativo representan lo que sucede en la realidad.

Es decir, partiendo de un stock y de una pesquería “creados” por las ecuaciones del modelo operativo, se considera que la dinámica de ambos definida en tales ecuaciones se corresponde con la realidad.

Sin embargo, lo que se conoce del stock y de la pesquería no es esta realidad, difuminada por las incertidumbres que afectan al proceso de gestión; lo que se “percibe” de ella nos llega a través de las capturas que se declaran y de los resultados de las evaluaciones, que intentan aproximar el estado del stock en cada momento.

Las simulaciones permiten comprobar que la incertidumbre que existe en determinadas variables hace que lo que percibimos sea diferente de lo que en la realidad sucede, y muestran que lo que se percibe sobre el estado del stock determina la estrategia de pesca que incidirá sobre la dinámica “real” de la población.

Lo anterior significa, por ejemplo, que si debido a diferentes errores los modelos indican que el stock se encuentra en un nivel aceptable de biomasa y no se tiene en cuenta la incertidumbre en las estimaciones, se puede aplicar una estrategia errónea y seguir pescando con unos niveles de esfuerzo demasiado altos, cuando en realidad puede suceder que la población esté disminuyendo.

El modelo de simulación se ha desarrollado utilizando la herramienta FISHLAB para Microsoft EXCEL, implementada como un conjunto de librerías (DLLs) (Kell, L., 1999). El modelo operativo forma parte de un modelo de simulación que permite evaluar distintas estrategias de gestión bajo un marco de diferentes incertidumbres.

El modelo de simulación consta de dos partes:

- Una parte histórica que cubre el período 1961-2001, en el que se generan la dinámica de la población y de la pesquería “sin error”. Este período comprende desde los primeros años de la pesquería para los que se tienen estimaciones de la mortalidad

pesquera hasta el último año en el que existen datos de todas las variables utilizadas para la estimación de los parámetros del modelo.

- Una parte proyectada durante los años 2002-2015, donde se incorporan incertidumbres sobre distintos parámetros en forma de variables aleatorias.

El objetivo de las simulaciones es, por un lado, evaluar el efecto biológico sobre el stock de rabil atlántico y, por otro, evaluar el efecto económico de las distintas estrategias de gestión sobre la flota española de cerco, teniendo en cuenta los cambios en la capturabilidad de la flota y en los precios de primera venta de rabil en España.

El esquema del modelo de simulación, introducido en el capítulo 1, se encuentra representado en la figura 3.1.

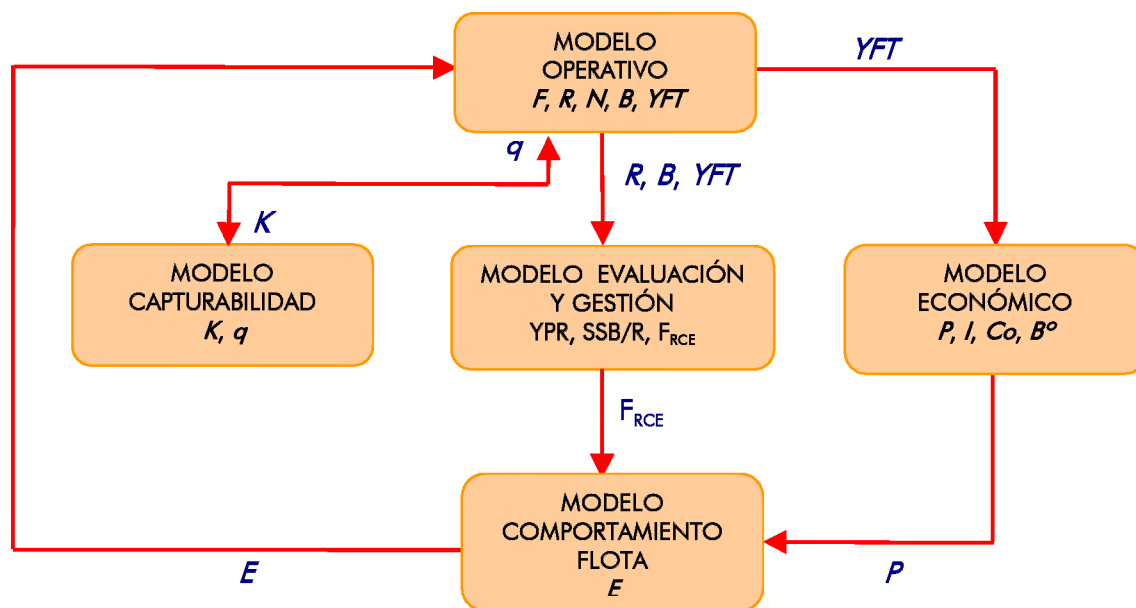


Figura 3.1. Estructura y variables del modelo de simulación.

En el *modelo operativo* se generan los valores de la biomasa del stock de rabil atlántico, B ; los valores de mortalidad pesquera global, F , y las capturas de la pesquería, totales y por flota, en particular, las de la flota española de cerco, denotadas como YFT . Estas últimas son las entradas del *modelo económico*, pues a partir de ellas se generan los precios de primera venta de rabil en España, P —mediante una función de demanda inversa—, los costes de la flota

española imputados a las capturas de rabil, C , los ingresos que de estas se derivan, I , y los beneficios, B^o .

A partir de los datos de la población (reclutamiento, R ; biomasa reproductora, SSB , y parámetros biológicos del stock) y de la pesquería (selectividad y mortalidad por pesca) generados por el modelo operativo, se realiza en el *modelo de evaluación y gestión*, la evaluación del stock mediante los modelos estructurados por edad de rendimiento por recluta y de biomasa reproductora por recluta (Beverton, 1957), y se establecen las medidas de gestión que se aplicarán durante el período 2002-2015, cuya implementación se realiza a través de reglas de control de explotación, RCE o F_{RCE}^1 , que deberán ser cumplimentadas por los pescadores.

En el *modelo de capturabilidad* se define la dinámica del capital de la flota española de cerco y la de la capturabilidad de la flota asociada al rabil.

Los datos simulados de biomasa de rabil atlántico generados en el modelo operativo, cuyos valores se asumen conocidos teóricamente por los pescadores (armadores), hacen que la flota española de cerco vaya adaptando su capital, K , cada año, aumentando o disminuyendo el número de barcos que se incorporan o abandonan la pesquería.

El modelo de capturabilidad se puede considerar como la parte del modelo operativo que define, junto con el esfuerzo de pesca, E , la dinámica de la pesquería, es decir, la mortalidad pesquera, F (véase la ecuación [3.23]).

Al ser la capturabilidad, q , difícil de estimar, habitualmente se suele considerar constante. Sin embargo, el modelo de capturabilidad estima una función para ella (véase la ecuación [3.14]) que permite que ésta varíe en función de los factores económicos relacionados con el capital de la flota española de cerco, K , y con la eficiencia técnica de la flota.

¹ F_{RCE} : mortalidad por pesca determinada en la regla de control de explotación.

Por otro lado, el *modelo de comportamiento de la flota* se puede considerar como una parte del modelo operativo en el que se define el esfuerzo de pesca, E , a partir de la situación de los precios en el mercado de primera venta de rabil, P .

Este modelo permite incorporar los factores económicos en la dinámica de la pesquería, de modo que, si en un año determinado los precios de primera venta de las capturas disminuyen, el esfuerzo de pesca aumenta el año siguiente, con el fin de que las capturas se incrementen para mantener el nivel de ingresos de los pescadores.

Entonces, dependiendo de las fluctuaciones en los precios y según la estrategia determinada en el modelo de gestión, F_{RCE} , sea más o menos conservadora, — que los niveles de esfuerzo pesquero permitidos sean más o menos restrictivos— su cumplimiento se hará o no efectivo.

Así, la capturabilidad, q , junto con el esfuerzo de pesca generado en el modelo de comportamiento de los pescadores, E , determinarán el nivel de mortalidad por pesca, F , de la flota en el período siguiente.

Estos valores de mortalidad pesquera son las entradas del modelo operativo que generan los posteriores valores de abundancia y de capturas, cerrando así cada ciclo de gestión.

El proceso anteriormente descrito se repite durante el período de gestión correspondiente a los años proyectados, 2002-2015; en cada año proyectado se van generando datos de la biomasa de rabil atlántico, la mortalidad pesquera parcial de cada flota por edad, el capital de la flota española de cerco, las capturas de rabil, los precios de primera venta de rabil en España, el esfuerzo de pesca de la flota española de cerco y los costes, los ingresos y los beneficios de la flota que generan las capturas de rabil.

La evolución de todas estas variables bajo diferentes escenarios de incertidumbre servirá para evaluar el éxito de las diferentes medidas de gestión aplicadas.

2 MODELO OPERATIVO

El término *modelo operativo* fue mencionado por vez primera por Linhart y Zucchini (1986) como una manera de evaluar la aproximación y la estimación de los errores asociados a la formulación de modelos y como un método general de seleccionar entre distintos modelos alternativos (Anganuzzi, 2002).

Varios autores emplean la noción de modelo operativo para la evaluación de estrategias de gestión en pesquerías, como, por ejemplo, Punt (2002), que desarrolla los pasos para la realización de un modelo operativo genérico y lo aplica al caso de las pesquerías del sureste de Australia, y Kell (2003), realiza la evaluación de la aplicación de estrategias de gestión, desarrollando el modelo operativo de varias especies de túnidos.

La idea básica que hay detrás de la aplicación de un modelo operativo es la de simular una población virtual, con una dinámica biológica y pesquera determinadas, en la que se generan datos similares a los que disponen los científicos y los gestores para utilizarlos de forma artificial, lo que permite evaluar la eficacia con la que los procedimientos de evaluación y gestión nos proporcionan una imagen correcta del estado del recurso (Anganuzzi, 2002).

El objetivo fundamental de la aplicación de un modelo operativo es contrastar la robustez de, bien un método de análisis, bien un procedimiento de gestión y su implementación, frente a las desviaciones de las hipótesis básicas incorporadas en:

- Los modelos.
- La dinámica del recurso.
- Los procedimientos de generación de datos.
- El cumplimiento de las medidas de gestión.

Anganuzzi (2002) enumera la siguiente serie de pasos que conlleva la aplicación de un modelo operativo:

- Realizar un gran número de iteraciones para cada año de los siguientes pasos:
 1. Simular la dinámica de la población.
 2. Simular el proceso de captura.
 3. Simular la generación de los datos para la evaluación.
 4. Realizar la evaluación con los datos del paso 3.
- Si el objetivo es evaluar un procedimiento de gestión:
 5. Aplicar una regla de decisión en función de la evaluación realizada en el paso 4.
 6. Aplicar la acción de gestión como especifica la regla de decisión del paso 5.
- En cada iteración, compilar la información necesaria y calcular un indicador del resultado del método o estrategia de gestión para un escenario particular.
- En cada paso, simular distintos tipos de incertidumbres o errores.

Los resultados de estas simulaciones deben ser contrastados con el *caso base*, que se corresponde con la situación “real” de la población y de la pesquería generadas por el modelo operativo. Es decir, el caso base es aquel que se ha “creado” a partir de las ecuaciones del modelo operativo, y cuyos valores de la biomasa del stock y de la mortalidad pesquera sirven de referencia para medir las desviaciones que se producen entre estos y sus correspondientes valores percibidos de biomasa y mortalidad pesquera a través de las evaluaciones. Así, la diferencia entre las simulaciones y las evaluaciones reales de los grupos de trabajo es que, mediante las primeras, se conocen las dos caras de la moneda —lo que le está sucediendo efectivamente al stock, y lo que se cree que le está sucediendo— mientras que en la evaluación habitual de los grupos de trabajo solo se dispone de una percepción de la situación real del stock.

En esta tesis, el modelo operativo utilizado para generar la población “real” de rabil atlántico es un modelo estructurado por edad; su situación (estado del stock “real” sin incertidumbre) es la que se considera como el *caso base* de la simulación. Para definir la dinámica de la población en el período 1961-2001 se establecen restricciones que condicionan las ecuaciones del modelo —es decir, el modelo está condicionado por los datos de la evaluación de rabil de 2003— de forma que la población creada sea lo más parecida posible a la percepción que se tiene de ella desde la última evaluación de rabil (ICCAT, 2004). En concreto, el modelo operativo está condicionado por:

- Las estimaciones de la mortalidad por pesca obtenidas en la evaluación, de acuerdo con el modelo *multifleet50* (Maury, 2001; ICCAT, 2004), para generar la matriz de abundancias (véase la tabla 3.1).
- Las selectividades obtenidas a partir de las estimaciones del *LPA* por flota (véanse las tablas 3.10 y 3.11) para generar las capturas.
- Los parámetros biológicos de la mortalidad natural, los pesos por edad y la madurez utilizados en la evaluación de rabil en 2003 (ICCAT, 2004) (véase la tabla 3.2).
- Los coeficientes de la relación stock-reclutamiento de Beverton y Holt de la evaluación (ecuación[3.7]) para estimar los reclutamientos del modelo operativo.

La unidad temporal es el año, comenzando desde el año 1961, generando datos anuales de:

- Reclutamiento.
- Mortalidad natural.
- Mortalidad pesquera.

El modelo operativo consta de los siguientes submodelos:

- Submodelo biológico.
- Submodelo de pesquería.

AÑO	F	AÑO	F	AÑO	F
1961	0,0119	1976	0,1530	1991	0,4133
1962	0,0432	1977	0,1976	1992	0,4087
1963	0,0757	1978	0,2030	1993	0,3756
1964	0,1108	1979	0,2340	1994	0,4581
1965	0,1358	1980	0,2905	1995	0,5987
1966	0,1173	1981	0,2875	1996	0,5646
1967	0,1153	1982	0,3170	1997	0,5816
1968	0,1294	1983	0,3322	1998	0,5971
1969	0,1394	1984	0,3154	1999	0,6693
1970	0,1378	1985	0,3256	2000	0,6287
1971	0,1182	1986	0,3993	2001	0,6577
1972	0,1210	1987	0,4471	2002	0,6058
1973	0,1709	1988	0,4864	2003	0,6648
1974	0,1969	1989	0,3200	2004	0,6563
1975	0,1556	1990	0,4368	2005	0,6105
				2006	0,7869

Fuente: ICCAT.

Tabla 3.1. Valores de mortalidad pesquera por año estimados por el modelo multifleet 50 en la evaluación de rabil 2003.

EDAD	PESO (kg)	M	MADUREZ	N _{VPA} 1971
0	1,37	0,8	0	65129572
1	3,51	0,8	0	29867697
2	16,22	0,6	0	12673890
3	44,42	0,6	1	5526504
4	71,52	0,6	1	3391779
5+	90,02	0,6	1	3591716

Tabla 3.2. Pesos, mortalidad natural, madurez y abundancia en número estimada por el VPA utilizados en la evaluación de rabil 2003.

Fuente: ICCAT.

► 2.1. Submodelo Biológico

El submodelo biológico es un modelo estructurado por edad que describe la abundancia de la población y su supervivencia, y es consistente con los datos de las evaluaciones durante el período histórico 1961-2001.

Las evaluaciones analíticas (*VPA*) empiezan en el año 1971, mientras que los modelos de producción —ASPIC (Prager, 1995); *multifleet* (Maury, 2001)— ajustan los datos desde el comienzo de la pesquería.

Dado que el modelo operativo cubre todo el período 1961-2001, se han combinado los resultados de ambos tipos de modelos en la generación de la matriz de abundancias² del modelo operativo.

Se considera que la mortalidad pesquera total que afecta al stock durante este período es un valor impuesto como una restricción que condiciona al modelo operativo; para determinarlo, se observan las distintas series de mortalidad por pesca estimadas por los distintos modelos en la última evaluación (ICCAT, 2004), que se muestran en la figura 3.2.

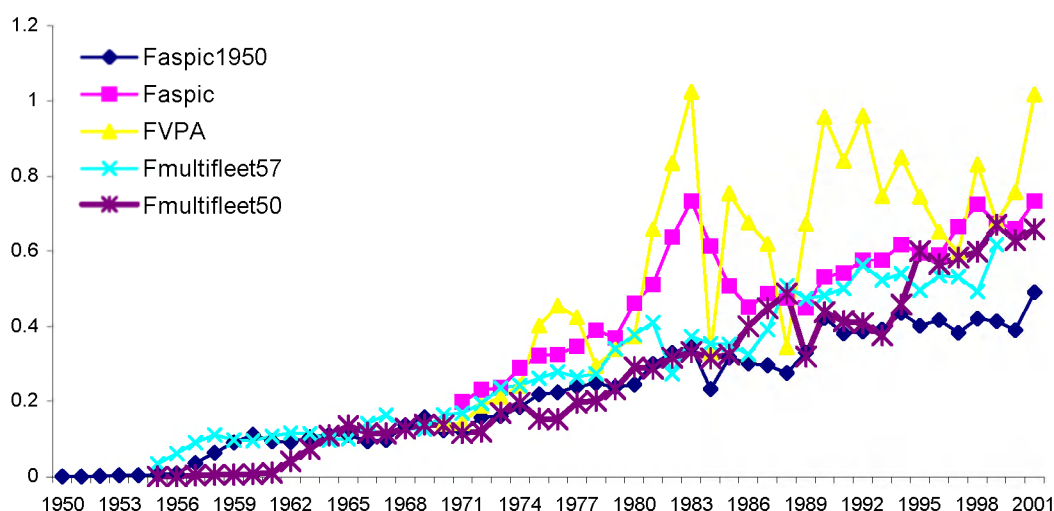


Figura 3.2. Mortalidades por pesca estimadas por los modelos ASPIC, VPA y Multifleet en la evaluación de rabil de 2003.

Los datos de la serie de mortalidad pesquera estimada por el *VPA* son muy diferentes a los valores estimados por los modelos de producción, con cambios muy bruscos en determinados años. El modelo *multifleet 50* estima valores de mortalidad pesquera para todo el período considerado en el modelo operativo, y sus valores se encuentran entre los valores medios estimados por los diferentes modelos de producción empleados, por lo que se considera esta serie de mortalidad pesquera como la dada en el modelo operativo.

² Matriz de abundancias: es la matriz cuyos elementos son el número de ejemplares del stock para cada edad y año; sus valores se van generando a partir de la ecuación de supervivencia obtenida de un modelo de crecimiento exponencial.

Para generar la matriz de abundancias, el período histórico (1961-2001) se divide en dos: 1961-1971 y 1971-2001, siendo 1971 el año de referencia para empezar a proyectar la población, tanto hacia delante, como hacia atrás. Para este año, se utiliza la abundancia estimada por *VPA* como la población del modelo operativo en ese mismo año.

Por la propiedad de convergencia del *VPA* hacia los valores iniciales de la matriz de mortalidades por pesca y abundancias, se supone que la estimación de la abundancia en el año 1971 es fiable, por lo que puede utilizarse como punto de referencia tanto para la abundancia de los años anteriores como de los posteriores.

Al igual que en las evaluaciones de ICCAT realizadas para el stock de rabil atlántico, se consideran 6 edades para la especie, que van desde la edad 0 a la edad 5+, que corresponde al grupo plus y que engloba todas las edades de 5 en adelante (edades 5-10), ya que, para los túnidos tropicales, la separación de edades de los ejemplares mayores es muy difícil de realizar.

De esta forma, la matriz de abundancias para el período histórico 1961-2001 tendrá 6 filas, correspondientes a la edad, y 41 columnas, correspondientes al año, siendo $N_{a,t}$ el número de individuos de edad a , en el año t .

Se asume una mortalidad por pesca, $F_{a,t}$, separable, con una componente de edad (selectividad) y una componente anual:

$$F_{a,t} = S_a \cdot F_t \quad ; \quad a = 0, \dots, 5+ \quad ; \quad t = 1961, \dots, 2001 \quad [3.1]$$

donde S_a es el vector de selectividad para cada edad, y F_t , el vector de mortalidad pesquera global anual.

El vector de selectividad, S_a , se considera constante en todo el período (véase la tabla 3.3).

Al comparar las selectividades en distintos períodos de la serie 1971-2001 (figura 3.3) se observa un perfil similar a partir de 1976, por lo que se decide utilizar la selectividad media

de los distintos períodos, exceptuando los años 1971-1975, que no son tenidos en cuenta por mostrar un perfil algo distinto al del resto de los años.

Selectividad, S_a	0	1	2	3	4	5+
1971-2001	0,1301	0,4782	0,3487	0,6111	1,000	0,1919

Fuente: elaboración propia.

Tabla 3.3. Perfil de explotación utilizado para generar los valores de mortalidad por pesca del modelo operativo.

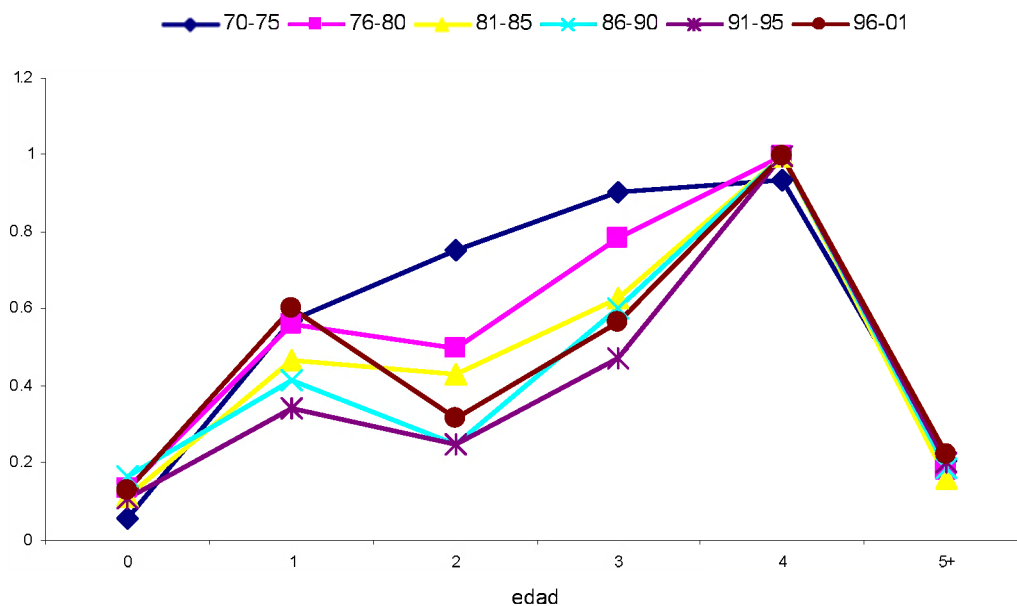


Figura 3.3. Valores medios de selectividad estimados por el VPA de los grupos en los periodos 1976-1980, 1981-1985, 1986-1990, 1991-1995 y 1996-2001.

La mortalidad por pesca anual por edad, $F_{a,t}$, se calcula combinando los resultados del modelo de producción *multifleet* con las estimaciones del VPA, multiplicando el vector anual de mortalidad por pesca estimado por el modelo *multifleet*, F_t , (tabla 3.1) por el vector de selectividad, S_a (tabla 3.3).

Matriz de abundancias del período 1961-1971

El procedimiento utilizado para generar la matriz de abundancias del modelo operativo consta de los siguientes pasos:

1. Se considera que la abundancia del modelo operativo en el año 1971 se corresponde con la estimada por el *VPA* en ese año; esto es:

$$N_{\alpha,1971} = N_{VPA1971} \quad ; \quad \alpha = 0, 1, \dots, 5+$$

2. Se generan retrospectivamente las cohortes presentes en el año de referencia, 1971, a partir de la abundancia estimada por el *VPA* en 1971, excepto para el grupo plus, 5+ (valores correspondientes a las celdas de la matriz de abundancias marcadas en amarillo en la matriz siguiente).

$$N_{\alpha-1,t-1} = N_{\alpha,t} \cdot \exp[(S_{\alpha-1} \cdot F_{t-1}) + M_{\alpha-1}] \quad [3.2]$$

donde, M_{α} es la mortalidad natural de la edad α , que se considera constante para cada año.

	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	
0																																										
1																																										
2																																										
3																																										
4																																										
5+																																										

3. Se calcula la media de los reclutamientos correspondientes a las cohortes presentes en el año de referencia —1975— excepto la del grupo plus —edad 5+— es decir, de los años 1967 a 1971, y se toma ese valor como el reclutamiento para el resto de los años del primer período, es decir, 1961-1966.
4. Se genera el vector de abundancias del primer año, 1961, considerando una situación de equilibrio, es decir, que equivale a la cohorte de 1961, a partir del reclutamiento medio calculado en el paso 3.

$$N_{\alpha+1,t-1} = N_{\alpha,t} \cdot \exp(-F_{\alpha,t} + M_{\alpha}) \quad ; \quad \alpha = 0, 1, \dots, 4 \quad ; \quad t = 1961, \dots, 1969 \quad [3.3]$$

La abundancia del grupo plus, (Gulland, J. A., 1988), se genera en el primer año de la matriz de abundancia a partir de la ecuación [3.4]:

$$N_{5+,t+1} = N_{5+,t} \cdot \exp(-F_{5+,t} + M_{5+,t}) / [1 - \exp(-F_{5+,t} - M_{5+,t})] \quad [3.4]$$

Los valores de abundancia por edad y año generados en los pasos 3 y 4 se corresponden con las celdas de la matriz de abundancias marcadas en amarillo en la matriz siguiente:

	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	
0																																										
1																																										
2																																										
3																																										
4																																										
5+																																										

5. A partir de estos valores iniciales se generan las cohortes correspondientes (valores correspondientes a las celdas de la matriz de abundancias marcadas en amarillo en la matriz siguiente) con la ecuación de supervivencia:

$$N_{a+1,t-1} = N_{a,t} \cdot \exp(-F_{a,t-1} + M_{a,t}) ; \quad a = 0, 1, \dots, 4, \quad t = 1961, \dots, 1969 \quad [3.5]$$

La abundancia del grupo plus se genera mediante la ecuación:

$$N_{5+,t+1} = N_{5+,t} \cdot \exp(-F_{5+,t} + M_{5+,t}) + N_{5+,t} \cdot \exp(-F_{5+,t} - M_{5+,t}) \quad [3.6]$$

	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	
0																																										
1																																										
2																																										
3																																										
4																																										
5+																																										

Matriz de abundancias del período 1972-2001

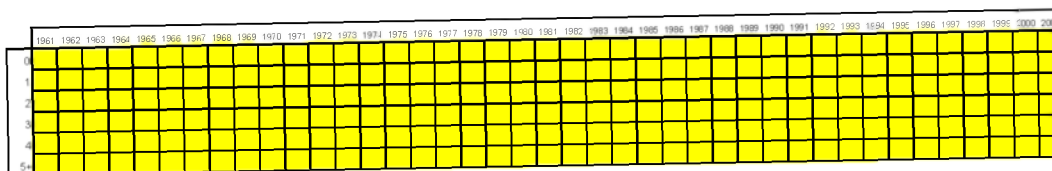
La abundancia en este período se genera con la ecuación de supervivencia [3.5] para las edades 0-4, y con la ecuación [3.6] para el grupo plus, a partir de la abundancia de 1971 estimada por el VPA (ICCAT, 2004).

Los reclutamientos se generan a partir de la relación stock-reclutamiento de Beverton y Holt (Beverton y Holt, 1957) utilizada en la evaluación de 2003 (ICCAT, 2004):

$$R_{t+1} = \frac{76919894 \cdot SSB_t}{14731,194 + SSB_t} ; \quad t = 1971, \dots, 2001 \quad [3.7]$$

donde R_{t+1} es el reclutamiento en el año $t+1$, y SSB_t la biomasa reproductora del año t . Los valores de la biomasa reproductora se calculan multiplicando la abundancia de cada año por el vector de pesos, W , y la ojiva de madurez, Mat_t , de la tabla 3.2:

$$SSB_t = \sum_a N_{a,t} \cdot Mat_t \cdot W_a \quad ; \quad t = 1971, \dots, 2001 \quad [3.8]$$



Los valores de abundancia generados para cada edad por el modelo operativo (valores correspondientes a las celdas de la matriz de abundancias marcadas en amarillo en la matriz anterior) se muestran en la figura 3.4.

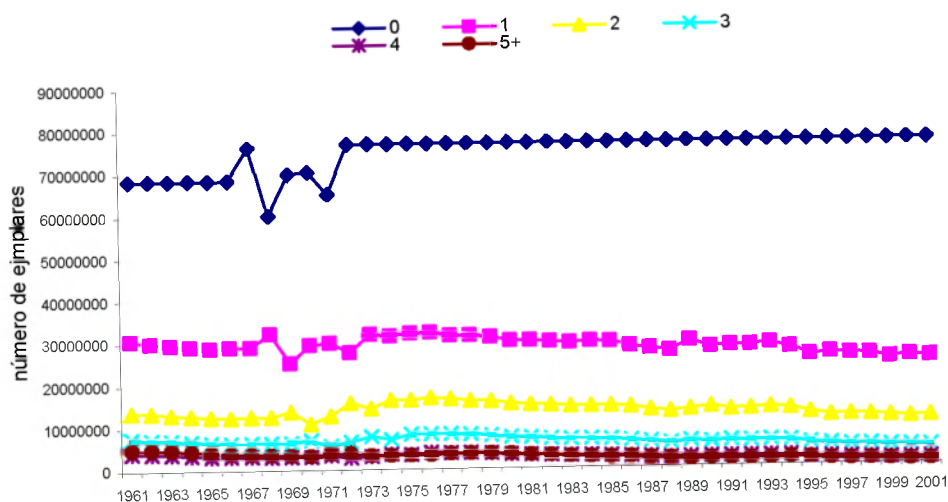


Figura 3.4. Abundancias por edad generadas por el modelo operativo.

La biomasa de rabil de cada año generada por el modelo operativo, B_t , se calcula multiplicando el número de individuos por el vector de pesos de la tabla 3.2:

$$B_t = \sum_a N_{a,t} \cdot W_a \quad ; \quad t = 1971, \dots, 2001 \quad [3.9]$$

Los valores históricos generados de la biomasa se representan en la figura 3.5, en la que se aprecia una situación de continua disminución del stock desde finales de los años setenta.

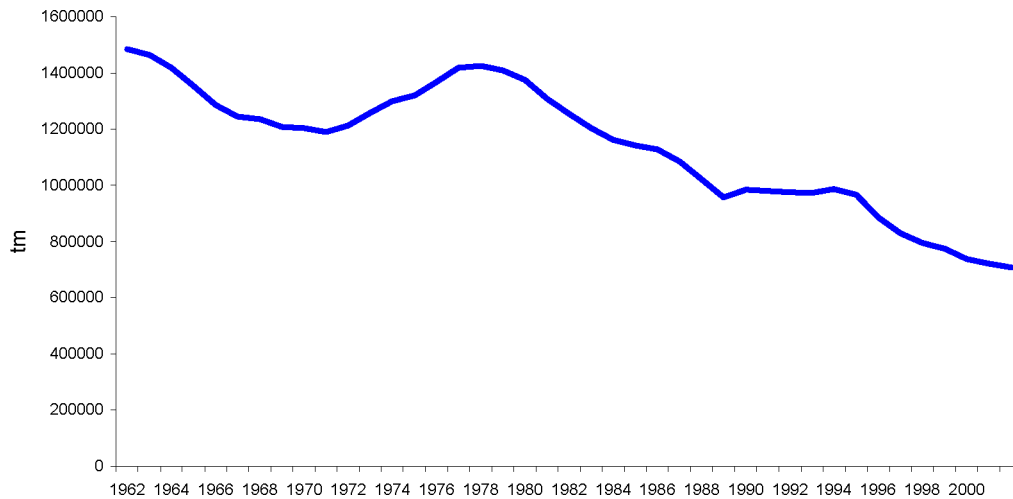


Figura 3.5. Biomasa de rabil atlántico generada por el modelo operativo en el período 1961-2001.

► 2.2. Submodelo de pesquería

2.2.1. Modelo de capturabilidad

El esfuerzo invertido en la consecución de una determinada captura se mide de muy diferentes formas, dependiendo del tipo de pesca que se lleve a cabo. En el caso de la pesca de cerco, se suele medir en días de pesca y, en general, se denomina f (Gulland, 1983). Este tipo de medida es una primera aproximación de la incidencia de la pesca sobre el stock, y se denomina esfuerzo nominal. El problema surge cuando queremos cuantificar el esfuerzo total de una determinada flota y/o de un grupo de flotas, ya que es necesario compensar las diferencias en las capturas de cada barco, o grupo de barcos, realizadas en un mismo tiempo de pesca; es decir, hay que estandarizar el esfuerzo de pesca. El esfuerzo resultante de la estandarización es el esfuerzo efectivo.

El esfuerzo efectivo, f , es una medida de la mortalidad por pesca ejercida, F , que es la variable que incide sobre el stock:

$$F = g(f) \quad [3.10]$$

Por otro lado, la captura en un instante dado es igual a la tasa instantánea de mortalidad por pesca multiplicada por la abundancia del stock en ese instante:

$$C = F \cdot N \quad [3.11]$$

Suponiendo que F es proporcional a f , es decir,

$$F = q \cdot f \quad [3.12]$$

la captura por unidad de esfuerzo, $CPUE$, en condiciones determinadas, será proporcional a la abundancia de la población:

$$CPUE = \frac{C}{f} = q \cdot N \quad [3.13]$$

El problema es, entonces, encontrar una constante de proporcionalidad entre la mortalidad por pesca y el esfuerzo efectivo de pesca. Esa constante de proporcionalidad, denominada q , se denomina capturabilidad.

A diferencia de otras especies, sobre las que se tienen estimaciones directas de biomasa obtenidas mediante campañas oceanográficas, las tendencias en la abundancia se obtienen, en el caso de los túnidos, a partir de datos comerciales, que provienen precisamente de las zonas de mayor abundancia, donde los rendimientos son mayores que en otras. Por tanto, los índices obtenidos a partir de los datos comerciales son índices relativos, y no estimaciones directas de la abundancia del stock.

Por otro lado, la flota de cerco no ha mantenido su capturabilidad constante, debido a sus continuas mejoras tecnológicas (Soto, 2004), lo que implica que la mortalidad pesquera no será proporcional al esfuerzo efectivo y que no se cumplirá la relación dada en la ecuación [3.13], es decir, los índices de CPUE no serán proporcionales a la abundancia.

Todas estas razones hacen necesario considerar los cambios en la capturabilidad de la flota española de cerco, debidos a causas económicas, en el desarrollo del modelo operativo.

La capturabilidad y sus componentes

Los términos utilizados para definir la capturabilidad varían según los autores. Laurec y Le Guen (1981) proponen la siguiente clasificación de las componentes de la capturabilidad:

- Disponibilidad. Para que un pez sea capturado, es necesario que se encuentre en una zona de pesca accesible y, además, que sea vulnerable a los artes de pesca, esto es, que esté disponible.
 - La accesibilidad corresponde a la presencia de peces en la zona; es la componente geográfica de la capturabilidad, es decir, la tasa de presencia en los lugares de pesca.
 - Por su parte, la vulnerabilidad depende de las interacciones entre los artes y los peces en el lugar de pesca.
- Eficiencia. Este componente es el que depende de la estrategia de pesca y es el que la flota puede modificar. La eficiencia puede aumentar mediante el progreso tecnológico, y este, normalmente, será función del capital —cuanta más riqueza, mayor eficiencia en la captura— y del tiempo —el progreso tecnológico avanza con el tiempo y se hace más asequible (Leonart *et al.* 1999) —.

En general, la capturabilidad es un concepto difícil de estimar, y se suele suponer constante. En este trabajo, sin embargo, se permitirá, mediante un modelo de capturabilidad, que esta varíe en función de los cambios en el capital de la flota española de cerco.

ICCAT recomienda no sobrepasar los límites de esfuerzo de 1992 y establece recomendaciones para no sobrepasar los límites de capturas en función de los valores del rendimiento máximo sostenible del rabil atlántico (ICCAT, 2004). En las dos últimas décadas, la flota española de cerco en el Atlántico ha disminuido el número de barcos debido al traslado de parte de la flota al océano Índico (Pallarés, 1999) y, por tanto, también

ha disminuido el número de días de pesca contabilizados para el total de la flota (figura 3.6). Sin embargo, el esfuerzo nominal medio por barco ha aumentado (figura 3.7), y el rendimiento por barco, también, lo que ha provocado, un incremento de la capturabilidad de la flota.

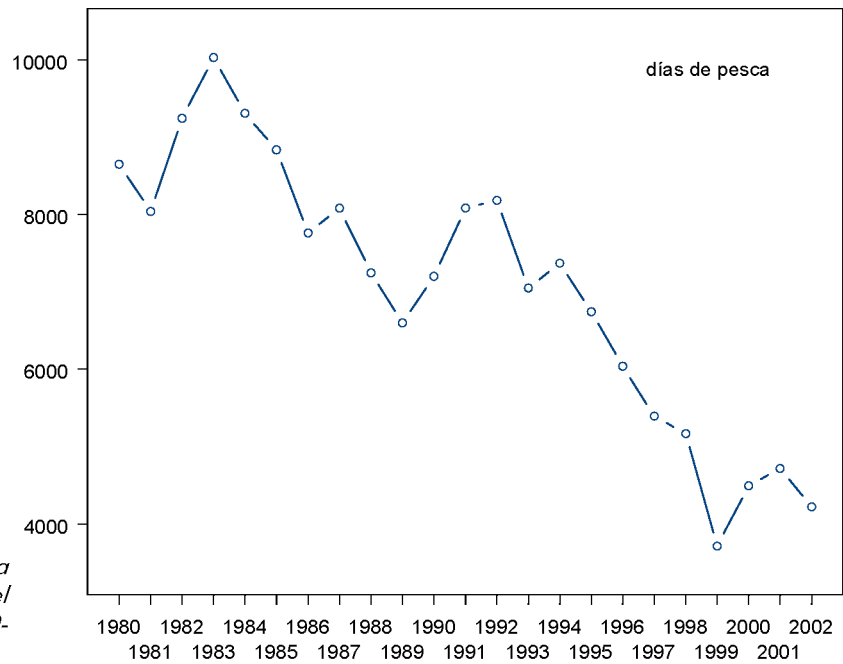


Figura 3.6. Días de pesca de la flota española de cerco en el Atlántico en el período 1980-2002.

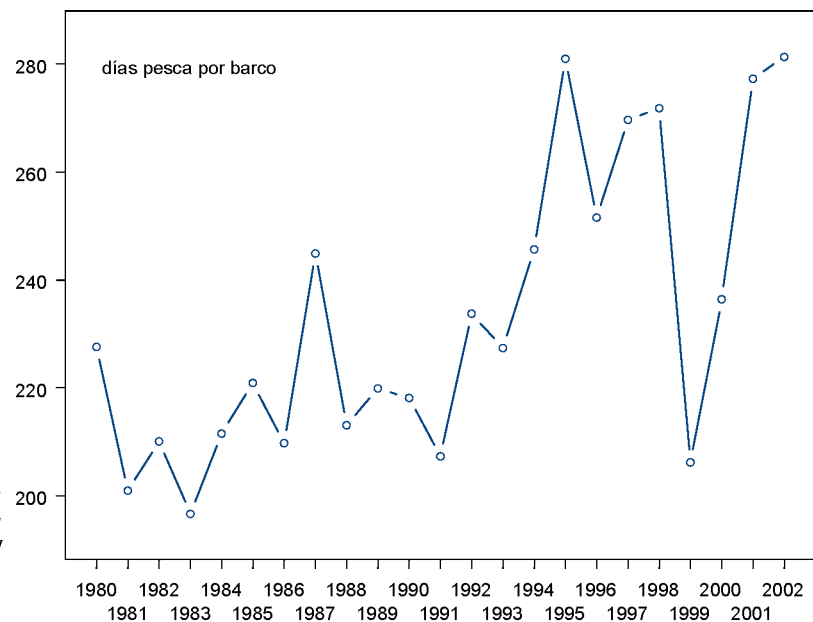


Figura 3.7. Número medio de días de pesca por barco de la flota española de cerco en el Atlántico en el período 1980-2002.

El aumento en la potencia de pesca del cerco se produce tanto en barcos que operan en el Atlántico como en el Índico, si bien los buques más eficientes se encuentran en este último océano (Julio Morón, com. pers.) Este incremento viene representado por la incorporación y continua renovación de aparatos electrónicos —el sonar, el radar de pájaros, artes mayores, etc— y por el aumento de la experiencia del patrón y de la tripulación en la utilización de los equipos electrónicos dirigidos a la detección de cardúmenes, y por la incorporación de la pesca sobre objetos balizados a principios de los noventa, aunque las principales capturas con esta modalidad se producen sobre las especies de patudo, listado y rabil juvenil, y no tanto sobre el rabil adulto.

Esta inversión en capital de la flota ha supuesto un incremento sustancial en la eficiencia, lo que la ha convertido en una de las más potentes del mundo, no tanto por su número de barcos, sino por su poder de pesca.

Puesto que la variable que actúa sobre el recurso es la mortalidad por pesca, definida a través de la ecuación [3.12], la incidencia de la pesca sobre el recurso puede modificarse bien mediante un cambio en el esfuerzo, bien mediante la variación en la capturabilidad.

Asumiendo que los pescadores tratan de maximizar la mortalidad por pesca para obtener los mayores beneficios a corto plazo, estos podrán modificar tanto el esfuerzo, medido en días de pesca, como la capturabilidad (relacionada con la eficiencia de pesca, no con la vulnerabilidad).

Para simplificar el modelo operativo, se considera que la pesquería está formada por dos flotas:

- La flota española de cerco en el Atlántico.
- El resto de las flotas que capturan rabil en el Atlántico.

La capturabilidad del resto de las flotas se mantiene constante durante todo el período, mientras que, para la capturabilidad de la flota española asociada al rabil, se crea un modelo que permita investigar los cambios en la potencia pesquera relacionados con el capital invertido y con el avance de la tecnología cada año.

El incremento de la inversión en capital y el progreso tecnológico de la flota —por ejemplo, con la introducción de pesca sobre objetos y el equipamiento técnico de los barcos— han tenido un efecto directo sobre el aumento de su potencia de pesca.

El modelo de capturabilidad que se aplica a la flota española de cerco en el Atlántico está basado en el desarrollado por Lleonart *et al.* (1999). La función de capturabilidad, $q_{K,t}$, se crea para modificar q en la ecuación [3.12], y es la siguiente:

$$q_{K,t} = Q_0 \cdot \tau^t \cdot \frac{1 - e^{-hK}}{1 - e^{-hK_0}} \quad [3.14]$$

donde K es el capital de la flota cada año; t , el tiempo; Q_0 , el valor inicial de la capturabilidad; K_0 , el valor inicial del capital, y τ y h los parámetros que representan la dependencia del tiempo, es decir, del progreso tecnológico, y la dependencia del capital, respectivamente.

Esta función tiene dos componentes que la modifican (Lleonart, com. pers.):

1. El capital. La función que relaciona q con el capital es una curva creciente con una asíntota a la que se acerca el capital cuando este aumenta, y cuyo valor límite de capturabilidad es:

$$\lim_{K \rightarrow \infty} q_{K,t} = \frac{Q_0 \cdot \tau^t}{1 - e^{-hK_0}} \quad [3.15]$$

Esto significa, por un lado, que los mejores barcos tienen más capacidad para seguir aumentando su capturabilidad y ser, por tanto, más eficientes y, por otro lado, que la inversión en capital tiene un límite, a partir del cual no sigue aumentando la

capturabilidad; por ejemplo, no tiene sentido doblar el capital para aumentar en un 1% la capturabilidad.

2. El tiempo. La capturabilidad aumenta constantemente con el paso del tiempo, debido a que la tecnología ofrece nuevas herramientas cada vez más asequibles.

Estos dos supuestos tienen como consecuencia que, si se considera un capital constante, la capturabilidad aumenta con el tiempo —la asíntota se va desplazando con t —, porque el progreso tecnológico se hace más asequible; además, este hecho es independiente de que un barco con más inversión sea más eficiente. La función captura el efecto negativo de una posible depreciación del capital sobre la capturabilidad, ya que, si el capital pierde valor, la capturabilidad crecerá menos. Otros factores que afectan a la capturabilidad y que son difíciles de cuantificar, como la experiencia del patrón y la tripulación en el manejo de los aparatos, no se contemplan en esta función, si bien pueden ser incorporados como efectos aleatorios del modelo mediante simulaciones.

El parámetro τ se reparametriza para modificarlo en función del porcentaje de aumento anual en q , τ^* , de forma que:

$$\tau = 1 + \frac{\tau^*}{100} \quad [3.16]$$

El parámetro h se reparametriza en función de h^* , que representa una escala de influencia del capital sobre la capturabilidad. Leonart *et al.* (1999) proponen una escala en tanto por ciento que indique el incremento de la capturabilidad si se duplica el capital inicial, de forma que:

$$h = - \frac{\ln\left(\frac{h^*}{100} + 10^{-12}\right)}{K_0} \quad [3.17]$$

Por ejemplo, con $h^* = 30$, si se duplica el capital, la capturabilidad se incrementa en un 30%.

Capital de la flota española de cerco en el Atlántico

La información económica necesaria —amortización e inversión en material no fungible de los barcos— para estimar el capital de la flota española de cerco se obtiene, a través de la fundación AZTI, de las encuestas realizadas a parte de la flota española de cerco por parte del SEAS del Gobierno Vasco. En un año determinado, t , la inversión anual en capital de cada barco cerquero de la flota, K_t , se aproxima como el valor actual de la inversión inicial del barco más el gasto anual en material no fungible en ese mismo año:

$$K_t = \text{Valor del barco}_t + \text{gasto en material no fungible}_t \quad [3.18]$$

Se consideran tres formas de aproximar el valor actual de la inversión inicial del barco:

- La diferencia entre el gasto inicial y la subvención otorgada para la construcción del barco.
- El valor asegurado del barco.
- El producto del índice de precios de construcción de barcos por la amortización y por 20, donde este valor refleja el número medio de años establecido como período de amortización de un barco.

En este caso, se ha utilizado esta última aproximación, pues es la más fiable de acuerdo con los resultados obtenidos de las encuestas realizadas.

El valor del índice de precios procede de la base de datos del Instituto Nacional de Estadística, Tempus (www.ine.es) y se corresponde con el índice de precios industriales con base 1990 de la sección “Construcción de otro material de transporte” (véase la tabla 3.4).

AÑO	ÍNDICE 1990
1990	100
1991	105,7
1992	108,09
1993	109,2
1994	116,9
1995	123
1996	126,4
1997	127
1998	136,4
1999	141
2000	146,5
2001	151,4
2002	155,3

Tabla 3.4. Índice de precios industriales con base 1990 de la sección “Construcción de otro material de transporte” del INE.

Una vez aproximado el valor actual del capital de la flota de la muestra, $K_{t,muestra}$, se calculan los valores medios del capital por barco y por año, t , k_t , y se multiplican por el número total de barcos de la flota española de cerco en el Atlántico cada año, t , Nb_t , para obtener el capital de la flota española, K_t :

$$K_t = k_t \cdot Nb_t ; t = 1992, \dots, 2001 \quad [3.19]$$

El capital medio por barco de la flota aumenta continuamente a lo largo del período, lo que contrarresta la disminución del número de barcos de la flota española debido al desplazamiento de parte de ella al océano Índico.

De esto resulta que, a lo largo del período, el capital estimado de la flota española de cerco en el Atlántico se triplica, prácticamente, en diez años (tabla 3.5).

AÑO	NÚMERO DE BARCOS	CAPITAL (10 ⁶ €)
1992	35	123
1993	31	184
1994	30	299
1995	24	179
1996	24	189
1997	20	224
1998	19	287
1999	18	261
2000	19	363
2001	17	306

Tabla 3.5. Número de barcos por año de la flota española de cerco Atlántico y capital estimado total de la flota española de cerco en el Atlántico.

Fuente: IEO y elaboración propia.

Con el capital estimado de la flota española de cerco atlántico en el período 1992-2001, se crea un modelo que genere datos de capital para los años previos (1961-1991) a los estimados empíricamente y para los años posteriores de la proyección (2002-2015).

Los pescadores no tienen un conocimiento exacto de la biomasa capturable que hay en el mar; sin embargo, tienen una percepción directa del estado del stock mediante las capturas, no sólo de su propia flota, sino también del resto de las flotas.

La estrategia de los armadores ha sido incrementar continuamente el capital de la flota desde sus comienzos en la pesquería, ya que, si la CPUE disminuye, la única forma que tienen de mantener los rendimientos es aumentando la capturabilidad mediante inversiones en capital y tecnología.

Por tanto, se debe construir un modelo que justifique los cambios en la inversión en capital de la flota y que, a su vez, sirva para conectar los modelos biológicos y de capturabilidad dentro del modelo operativo; para ello, se analiza la relación entre la biomasa generada por el modelo operativo cada año, B_t , y el capital de la flota el año siguiente, K_{t+1} .

Naresh *et al.* (2001) desarrollan un modelo en el que relacionan la probabilidad de que un barco entre o salga de la pesquería con el nivel del stock de las principales especies objetivo.

Tomando como referencia este trabajo, se aplica un modelo a la dinámica del capital que relaciona la biomasa de rabil cada año con el capital de la flota española de cerco en el año siguiente. Gráficamente (figura 3.8) esta relación es negativa.

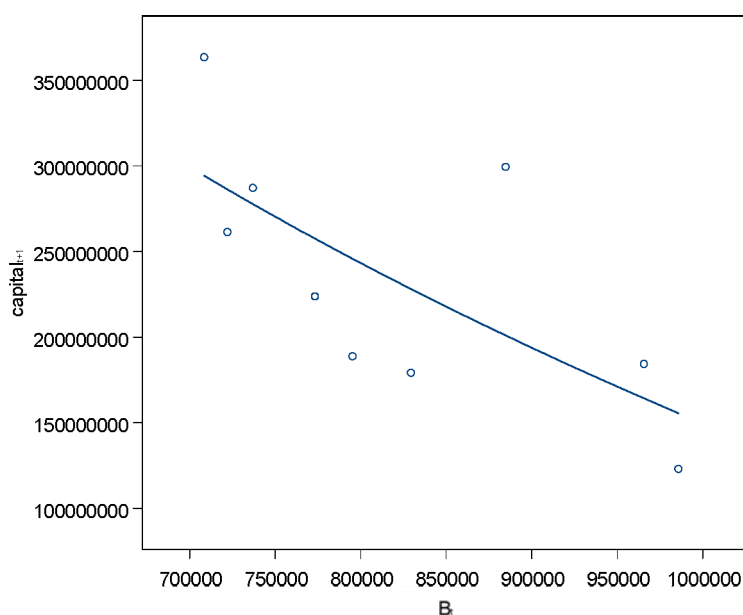


Figura 3.8. Regresión de la biomasa de rabil en el Atlántico cada año frente al capital estimado de la flota española de cerco en el Atlántico en el año siguiente.

El resultado del ajuste entre estas dos variables, expresado en escala logarítmica, es el que se muestra en la tabla 3.6.

MODELO: $\log(K_{t+1}) \sim \alpha + \beta \cdot \log(B_t)$			
Regresor	Coeficiente	T	Pr(> t)
Intercepto	45,8650	4,7502	0,0021
$\log(B_t)$	-1,9568	-2,7591	0,0281
Estadístico R ²	0,521		

Tabla 3.6. Ajuste de los valores de biomasa de rabil y capital de la flota española de cerco generados por el modelo operativo.

El por qué de esta relación negativa puede explicarse por el hecho de que, al comienzo de la pesquería, cuando la biomasa de rabil estaba poco explotada y su tamaño era mayor, resultaba más accesible a la flota de cerco. Sin embargo, a medida que ha ido disminuyendo el stock, la flota ha evolucionado, invirtiendo en modernizar sus equipos de detección de cardúmenes y en la maniobra de pesca. A esto se ha unido el hecho de que las posibilidades de pesca han ido disminuyendo para la flota española de cerco, por la creciente competencia de flotas de todo el mundo y la dificultad de acceso a los caladeros de los países ribereños. Al generar estos valores de capital, hay que tener en cuenta que este no es perfectamente maleable, es decir, si asimilamos el capital de la flota con el número de barcos de esta, no puede darse, de un año para otro, una disminución drástica de buques que reduzcan el capital bruscamente. Así, durante el período 1963-2002, el año en el que más barcos dejaron de pescar en el Atlántico fue 1995, experimentándose una disminución respecto al año anterior de un 20%. Esta reducción en la flota puede explicarse, entre otras razones, por el traslado de los barcos a otros caladeros menos explotados, principalmente, del océano Índico. Por tanto, al generar los valores de capital se impone la restricción de que este no pueda reducirse de un año para otro en más de un 20%, es decir:

$$K_{t+1} = \begin{cases} 10^{19} \cdot 8,29691 \cdot B_t^{-1,9568} & \text{si } 10^{19} \cdot 8,29691 \cdot B_t^{-1,9568} > 0,8 \cdot K_t \\ K_t & \text{si } 10^{19} \cdot 8,29691 \cdot B_t^{-1,9568} \leq 0,8 \cdot K_t \end{cases} \quad [3.20]$$

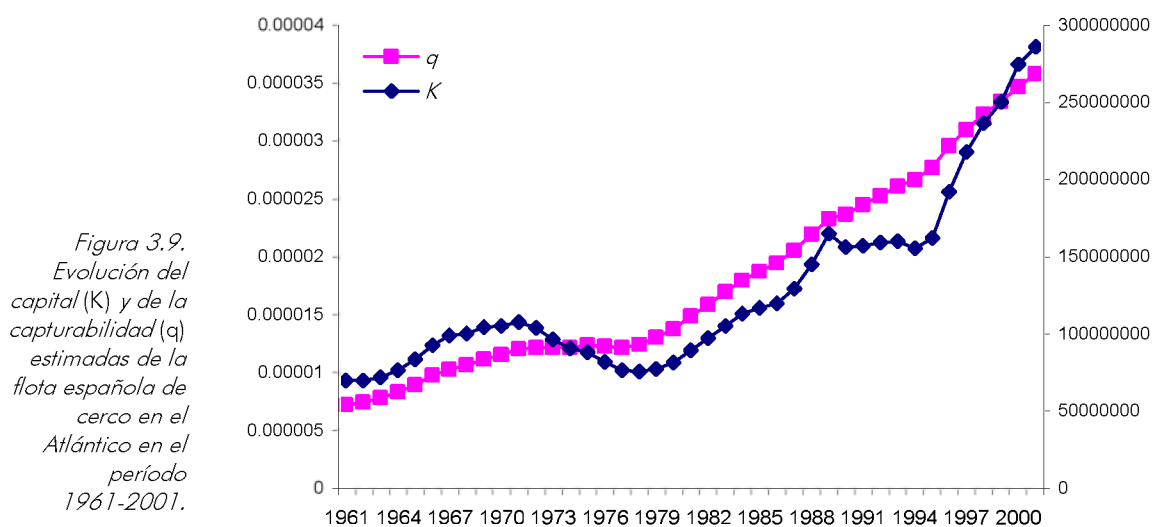
Se asume que esta relación entre el capital y la biomasa no cambia, ni durante el período histórico (1961-2001), ni durante el período de la proyección (2002-2015).

Capturabilidad de la flota española de cerco del rabil atlántico

A partir de los valores del capital del período 1961-2001, se generan los valores de capturabilidad de la flota española de cerco en el Atlántico aplicando la ecuación [3.14], en la que hay que determinar los valores de los parámetros h y τ .

Die *et al.* (2001) analizan las tendencias en capturabilidad de la flota española de cerco mediante modelos dinámicos. En base a los resultados de capturabilidad que obtienen para el período 1970-1984, se toma el siguiente valor inicial de la capturabilidad, $Q_0 = 7 \cdot 10^{-6}$, y como valor inicial del capital, expresado en euros, el obtenido para 1961, $K_0 = 69691127$.

Como el modelo operativo genera datos de biomasa a partir del año 1961, el valor inicial del capital en ese año, K_{1961} , se asume igual al valor generado para el año 1962, K_{1962} . Se considera razonable un valor arbitrario del parámetro h^* , por ejemplo, 30; esto significa que la capturabilidad se duplica cuando el capital se incrementa en un 30%. Según las hipótesis utilizadas en los datos de la flota de cerco en la evaluación de rabil (ICCAT, 2004), un valor de $\tau = 1,03$ es factible, lo que implica que la capturabilidad aumenta un 3% cada año debido al progreso tecnológico. Las tendencias de la capturabilidad y el capital de la flota española son similares, como se muestra en la figura 3.9.



2.2.2. Mortalidad por pesca y capturas

Como se ha dicho anteriormente, el modelo de la pesquería considera, por un lado, la flota española de cerco en el Atlántico (*ESP-PS*), y, por otro, el resto de las flotas que capturan rabil en el Atlántico (*OTRAS*).

Este último grupo engloba a las siguientes flotas:

- Flotas de palangre (LL): incluye las flotas asiáticas de Japón, China Taipei y las flotas IUU (*Illegal, unreported and undeclared*), que capturan rabil adulto, y de Estados Unidos, que opera en el Golfo de Méjico y en zonas costeras próximas capturando rabil comprendido entre las edades 2-5.
- Flotas de superficie que pescan sobre objetos: incluye el resto de la flota europea y asociadas que capturan juveniles en la zona este del Atlántico intertropical desde la costa de África hasta los 35° W, y la flota de Ghana de cerco (PS) y cebo vivo (BB), que también captura juveniles de rabil asociado a objetos en la zona costera del Golfo de Guinea.
- Otras flotas, entre las que se incluyen la flota de cebo vivo de las Islas Canarias, Azores y Madeira, que capturan rabil adulto; las flotas de cebo vivo, que pescan en la zona de Dakar, y la flota de cerco de Venezuela, que faena en el mar Caribe.

En esta parte del modelo pesquero se establecen las ecuaciones que rigen la dinámica de las siguientes variables:

- Mortalidad por pesca.
- Captura.

Mortalidad pesquera

Como se ha expuesto en el submodelo biológico, la mortalidad pesquera para cada edad y año ejercida sobre el stock de rabil atlántico generada por el modelo operativo se ha calculado combinando los datos de la mortalidad pesquera anual estimada por el modelo *Multifleet 50* con la selectividad obtenida de las estimaciones de mortalidad por pesca del *VPA* (ICCAT, 2004).

Para un mismo perfil de explotación, la mortalidad por pesca es aditiva, es decir, si los vectores de proporciones de captura para cada edad de dos flotas son los mismos, sus vectores de mortalidad pesquera para cada edad se pueden sumar directamente.

En el modelo operativo, la mortalidad del resto de flotas no cambia, mientras que la de la flota española de cerco lo hace a través de los cambios en la capturabilidad o en el esfuerzo. Por tanto, para que la suma de la mortalidad parcial anual de cada una de las flotas consideradas, *ESP-PS* y *OTRAS*, sea igual a la mortalidad pesquera total anual, F_t , es necesario ajustar los valores anuales de mortalidad de la flota española de cerco, $F_{ESP-PS,t}$, generados con los valores de capturabilidad de la ecuación [3.14], para que se verifique:

$$F_t = F_{ESP-PS,t} + F_{OTRAS,t} \quad ; \quad t = 1961, \dots, 2001 \quad [3.21]$$

donde $F_{OTRAS,t}$ es la mortalidad pesquera en el año t del grupo *OTRAS* flotas.

Dadas las proporciones de capturas de rabil en el Atlántico de la flota española y del resto de las flotas (ICCAT, 2004), mostradas en la tabla 3.7, se definen las mortalidades parciales por flota anuales “observadas” como la proporción de capturas por flota aplicadas a la mortalidad pesquera total anual, F_t , es decir:

$$F_{ESP-PS,t} = \%C_{ESP-PS} \cdot F_t \quad [3.22a]$$

$$F_{OTRAS,t} = \%C_{OTRAS} \cdot F_t \quad [3.22b]$$

donde $\%C_{ESP-PS}$ y $\%C_{OTRAS}$ son las proporciones de capturas de rabil en el Atlántico de la flota española de cerco, *ESP-PS*, y del grupo *OTRAS* flotas, respectivamente.

AÑO	ESP-PS	OTRAS	AÑO	ESP-PS	OTRAS	AÑO	ESP-PS	OTRAS
1961	0,008	0,992	1975	0,195	0,805	1989	0,375	0,625
1962	0,008	0,992	1976	0,266	0,734	1990	0,344	0,656
1963	0,008	0,992	1977	0,271	0,729	1991	0,319	0,681
1964	0,014	0,986	1978	0,257	0,743	1992	0,308	0,692
1965	0,009	0,991	1979	0,319	0,681	1993	0,251	0,749
1966	0,022	0,978	1980	0,295	0,705	1994	0,231	0,769
1967	0,048	0,952	1981	0,329	0,671	1995	0,249	0,751
1968	0,037	0,963	1982	0,326	0,674	1996	0,211	0,789
1969	0,057	0,943	1983	0,321	0,679	1997	0,172	0,828
1970	0,086	0,914	1984	0,364	0,636	1998	0,189	0,811
1971	0,100	0,900	1985	0,415	0,585	1999	0,131	0,869
1972	0,097	0,903	1986	0,411	0,589	2000	0,181	0,819
1973	0,140	0,860	1987	0,439	0,561	2001	0,191	0,809
1974	0,131	0,869	1988	0,354	0,646			

Fuente: ICCAT.

Tabla 3.7. Proporciones observadas de capturas españolas de cerco (ESP-PS) y del resto de las flotas (OTRAS) de rabil atlántico.

Para modelar la mortalidad por pesca de la flota española de cerco introduciendo cambios en la capturabilidad de la flota española asociada a la captura de rabil, se define la mortalidad pesquera anual “predicha” por el modelo de capturabilidad como:

$$\hat{F}_{ESP-PS,t} = E_t \cdot q_{t,K} \quad [3.23]$$

donde la expresión:

$$q_{t,K} = Q_0 \cdot \tau^t \cdot \frac{1 - e^{-h \cdot K_t}}{1 - e^{-h \cdot K_0}} \quad ; \quad t = 1, \dots, 41 \quad [3.24]$$

es la capturabilidad, y E_t , el esfuerzo nominal observado, medido en días de pesca, de la flota española de cerco (ICCAT, 2004).

Esta serie de esfuerzo ha sido ampliada para los primeros años (1961-1965), de los que no se tenían datos, aplicando la media en la variación porcentual de los años 1966-2001 (véase la tabla 3.8).

AÑO	DÍAS DE PESCA	AÑO	DÍAS DE PESCA	AÑO	DÍAS DE PESCA
1961*	353	1975	4308	1989	8263
1962*	410	1976	5725	1990	7886
1963*	321	1977	7050	1991	11535
1964*	374	1978	8280	1992	12996
1965*	331	1979	7744	1993	10970
1966	329	1980	8781	1994	10382
1967	334	1981	8572	1995	9021
1968	333	1982	9859	1996	8486
1969	333	1983	11245	1997	6536
1970	723	1984	9623	1998	6781
1971	1142	1985	9646	1999	5943
1972	1776	1986	8501	2000	5985
1973	2414	1987	9480	2001	6050
1974	2849	1988	7967		

*Años de esfuerzo ampliados.

Tabla 3.8: Días de pesca de la flota española de cerco en el Atlántico observados para los años 1966-2001 y generados por el modelo operativo para los años 1961-1965. Fuente: IEO y elaboración propia.

Como los valores observados, $F_{ESP-PS,t}$, y predichos, $\hat{F}_{ESP-PS,t}$, son distintos, pues han sido generados por procedimientos diferentes, es necesario escalar la serie $\hat{F}_{ESP-PS,t}$, para que sus valores no difieran —más que de manera aleatoria— de los valores observados, $F_{ESP-PS,t}$, ajustando la constante de capturabilidad inicial, Q_0 , en un modelo de regresión. Es decir, hay que encontrar el valor de Q_0 que minimiza la suma de los cuadrados de las diferencias entre $F_{ESP-PS,t}$ y $\hat{F}_{ESP-PS,t}$.

Aplicando un modelo de regresión lineal sin término independiente, se obtienen los resultados que se muestran en la tabla 3.9 y dan lugar a la relación:

MODELO: $F_{ESP-PS,t} \sim \alpha \cdot \hat{F}_{ESP-PS,t}$			
Regresor	Coeficiente	t	Pr(> t)
$\hat{F}_{ESP-PS,t}$	0,5577	19,6950	0,0000
Estadístico R^2	0,9065		

Tabla 3.9: Ajuste de los valores observados y generados por el modelo de capturabilidad de mortalidad pesquera de la flota española de cerco.

$$F_{ESP-PS,t} = 0,5577 \cdot \hat{F}_{ESP-PS,t} \quad [3.25]$$

Es decir,

$$F_{ESP-PS,t} = 0,5577 \cdot E_t \cdot Q_0 \cdot \tau^t \cdot \frac{1 - e^{-h \cdot K}}{1 - e^{-h \cdot K_0}} \quad [3.26]$$

donde $Q_0 = 7,00 \cdot 10^{-6}$.

Si se toma como valor inicial de q el siguiente:

$$\tilde{Q}_0 = 7,00 \cdot 10^{-6} \cdot 0,5577 = 3,9039 \cdot 10^{-6}$$

la capturabilidad de rabil de la flota española de cerco en el Atlántico del modelo operativo se define como:

$$q_{ESP-PS,t} = 3,9039 \cdot 10^{-6} \cdot \tau^t \cdot \frac{1 - e^{-h \cdot K_t}}{1 - e^{-h \cdot K_0}} \quad [3.27]$$

y, por tanto, la mortalidad pesquera de la flota española de cerco, generada por el modelo operativo, cuyos valores son consistentes con la mortalidad pesquera observada:

$$F_{ESP-PS,t} = q_t \cdot E_t = 3,9039 \cdot 10^{-6} \cdot \tau^t \cdot \frac{1 - e^{-h \cdot K_t}}{1 - e^{-h \cdot K_0}} \cdot E_t \quad [3.28]$$

Para el resto de las flotas, la mortalidad pesquera del modelo operativo se define mediante la ecuación inicial [3.22b].

Para calcular las mortalidades por edad de cada flota, $F_{ESP-PS,a,t}$ y $F_{OTRAS,a,t}$ se multiplica la mortalidad anual por el perfil de explotación de cada flota:

$$F_{ESP-PS,a,t} = q_t \cdot E_t \cdot Sel_{ESP-PS,a} = 3,9039 \cdot 10^{-6} \cdot \tau^t \cdot \frac{1 - e^{-h \cdot K_t}}{1 - e^{-h \cdot K_0}} \cdot E_t \cdot Sel_{ESP-PS,a} \quad [3.29a]$$

$$F_{OTRAS,a,t} = \%C_{OTRAS} \cdot F_t \cdot Sel_{OTRAS} \quad [3.29b]$$

donde $Sel_{ESP-PS,a}$ y $Sel_{OTRAS,a}$ son las selectividades por edad de cada flota, obtenidas a partir de las estimaciones de la mortalidad por edad del *VP*A (ICCAT, 2004). En el caso de la flota española de cerco, la selectividad se ha definido en base a las mortalidades medias parciales de la flota estimadas por el *VP*A durante todo el período, y se considera constante (véase la tabla 3.10).

EDAD	0	1	2	3	4	5+
SELECTIVIDAD	0,53	0,176	0,153	0,379	1,000	0,189

Fuente: IEO.

Tabla 3.10. Perfil de explotación de rabil de la flota española de cerco (ESP-PS) utilizado para generar los valores de mortalidad por pesca del modelo operativo.

Para el grupo **OTRAS** flotas se utilizan la selectividades anuales estimadas a partir de las mortalidades por pesca parciales del *VPA* durante los años 1985-2001, y para el período inicial (1961-1984), se aplica un valor constante e igual a la media de estos valores durante los años 1985-1990 (véase la tabla 3.11).

SELECTIVIDAD		EDAD					
PERÍODO 1961-1984		0	1	2	3	4	5+
		0,221	0,616	0,421	0,699	0,919	0,291
PERÍODO 1985-2001	1985	0,324	0,808	0,806	0,632	1,000	0,184
	1986	0,236	0,810	0,512	1,000	0,788	0,201
	1987	0,308	0,644	0,551	0,719	1,000	0,176
	1988	0,206	0,718	0,352	1,000	0,724	0,162
	1989	0,116	0,275	0,148	0,369	1,000	0,218
	1990	0,138	0,439	0,155	0,472	1,000	0,803
	1991	0,111	0,455	0,238	0,400	1,000	0,493
	1992	0,138	0,509	0,311	0,753	1,000	0,673
	1993	0,167	0,432	0,296	0,604	1,000	0,240
	1994	0,082	0,539	0,432	0,449	1,000	0,459
	1995	0,134	0,466	0,397	0,574	1,000	0,463
	1996	0,128	0,470	0,254	0,599	1,000	0,322
	1997	0,108	0,505	0,202	0,304	1,000	0,349
	1998	0,162	0,909	0,374	0,479	0,983	1,000
	1999	0,118	1,000	0,352	0,327	0,449	0,229
	2000	0,319	0,831	0,629	1,000	0,826	0,394
	2001	0,175	1,000	0,351	0,962	0,854	0,336
	2002	0,102	0,464	0,183	0,234	1,000	0,209

Fuente: ICCAT y elaboración propia.

Tabla 3.11. Perfil de explotación del grupo **OTRAS** flotas en los períodos 1961-1984 y 1985-2001 utilizados para generar las mortalidades parciales por edad del modelo operativo.

Capturas

Las capturas de la flota española de cerco se calculan sustituyendo la expresión de la mortalidad por pesca en la ecuación de captura

$$C_{a,t} = N_{a,t} \cdot \frac{q_t \cdot E_t \cdot Sel_{a,t}}{q_t \cdot E_t \cdot Sel_{a,t} + M_a} [1 - \exp(-q_t \cdot E_t \cdot Sel_{a,t} - M_a)] \quad [3.30a]$$

Las capturas del resto de las flotas se calculan mediante la ecuación de captura

$$C_{a,t} = N_{a,t} \cdot \frac{F_{a,t}}{F_{a,t} + M_a} [1 - \exp(-F_{a,t} - M_a)] \quad ; \quad a = 0, \dots, 5+ , t = 1961, \dots, 2001 \quad [3.30b]$$

Finalmente, las capturas totales de rabil generadas por el modelo operativo se calculan agregando las capturas de todas las flotas:

$$C_{a,t} = \sum_f C_{f,a,t} \quad ; \quad f = ESP-PS, OTRAS \quad [3.31]$$

3 MODELO ECONÓMICO

Las ecuaciones del modelo económico, cuyas entradas cada año son las capturas de rabil generadas en el modelo biológico, ya han sido estimadas empíricamente en el capítulo anterior. En el submodelo económico se calculan los costes, los ingresos y los beneficios de la flota española de cerco cada año obtenidos de las capturas de rabil atlántico, además de los precios de primera venta de las categorías comerciales rabil de más de diez kilos ($YFT+10$), y rabil de menos de diez kilos, ($YFT-10$).

Los precios, P_t^i , se generan a partir de las capturas anuales de cada categoría comercial generadas por el modelo operativo, mediante la ecuación [2.34] estimada en el capítulo 2:

$$P_t^i = P_0^i \cdot \left(\frac{L_t^i}{L_0^i} \right)^{\theta_i} \quad ; \quad i = YFT+10, YFT-10$$

donde $e = -0,248908$ para $YFT+10$, y $e = -1,14628$ para $YFT+10$, L_t^i son los desembarcos totales de la categoría i de rabil de la flota española de cerco en el año t , P_t^i , los precios de la categoría i en el año t , y el año inicial correspondiente a $t = 0$ es 1990.

Estas funciones de precios se estimaron inicialmente con datos de la oferta total de rabil en el mercado de primera venta en España, es decir, con los desembarcos de los cerqueros provenientes de los océanos Atlántico, Índico y Pacífico.

Sin embargo, en el modelo operativo solo se consideran los desembarcos del Atlántico, que son proporcionales a los desembarcos totales de cada año. Al no contemplar las cantidades desembarcadas de los otros dos océanos en el modelo operativo, estas se pueden considerar teóricamente agrupadas en las capturas de **OTRAS** flotas y asumir, para simplificar el modelo, que los precios de primera venta de rabil y las capturas del Atlántico verifican la ecuación [2.34].

Los costes totales de la flota española de cerco cada año, C_t , se calculan con la ecuación [2.9] estimada en el apartado de cálculo de costes del capítulo 2,

$$C_t = 9\,702\,026 + 58,32 \cdot YFT_t$$

donde YFT_t son las toneladas de rabil capturadas por la flota en el Atlántico en el año t .

Los ingresos que la flota española de cerco obtiene de las capturas de rabil del Atlántico cada año, I_t , se calculan mediante la ecuación:

$$I_t = \sum_i P_t^i \cdot YFT_t^i \quad [3.32]$$

Y, finalmente, los beneficios anuales de la flota se calculan, por tanto, como:

$$B_t^o = I_t - C_t \quad [3.33]$$

4 MODELO DE EVALUACIÓN Y GESTIÓN

La evaluación se realiza en el año 2001 con los datos generados por el modelo operativo en el período histórico, 1961-2001. Mediante los modelos de rendimiento por recluta, Y/R , y biomasa reproductora por recluta, Y/R (Beverton y Holt, 1957) se obtienen estimaciones de los puntos de referencia para el rendimiento máximo y la biomasa reproductora por recluta (véase el Apéndice C). A partir de la relación stock-reclutamiento utilizada en la evaluación de rabil atlántico de 2003, dada por la ecuación [3.7] y del máximo rendimiento por recluta obtenido, se aproxima el valor del rendimiento máximo sostenible, RMS , y sus valores asociados de mortalidad pesquera, F_{RMS} , y biomasa reproductora, SSB_{RMS} o S_{RMS} , que servirán de valores de referencia del estado del stock y de la pesquería.

Como los datos utilizados en estos modelos son los “reales”, es decir, los correspondientes al caso base generado por el modelo operativo, se asume que no hay errores en sus resultados y, por tanto, que las estimaciones de los puntos de referencia obtenidos mediante los modelos de rendimiento por recluta y biomasa reproductora por recluta tampoco contienen errores. Es decir, al ser la relación stock-reclutamiento que genera los reclutamientos del modelo operativo la “real”, y serlo también los parámetros biológicos, la selectividad y la mortalidad por pesca en el año 2001, las estimaciones que se obtienen del RMS y los puntos de referencia de las curvas de Y/R y S/R son exactos.

La evaluación solo se realiza en el año 2001, manteniéndose fijos los valores de los puntos de referencia estimados en ese año a lo largo del período de aplicación de las estrategias de gestión.

La gestión se realiza durante los años 2002-2015, años en los que se implementan las estrategias de gestión basadas en los puntos de referencia calculados en la evaluación de 2001. Las proyecciones realizadas en el período de gestión tienen como objeto mostrar la

respuesta del stock a diferentes estrategias de pesca y cómo y cuánto una estrategia determinada puede acercar o separar el stock de los objetivos de gestión fijados.

El objetivo de gestión implícito de ICCAT es mantener el stock al nivel que soportaría el rendimiento máximo sostenible, RMS , siendo este punto el que permite definir claramente cuándo el stock está sobreexplotado.

Por tanto, se utilizarán las estimaciones de mortalidad por pesca y de biomasa reproductora relativas a las correspondientes al RMS , F/F_{RMS} y SSB/SSB_{RMS} , respectivamente, como indicadores de la eficacia de la estrategia. Es decir, si $F/F_{RMS} > 1$ o $SSB/SSB_{RMS} < 1$, el stock se encuentra sobreexplotado y no se está cumpliendo el objetivo de gestión con dicha estrategia.

La estrategia de gestión consiste en mantener determinados niveles de mortalidad pesquera total constantes a lo largo del período proyectado; sus valores se muestran en la tabla C.3 del Apéndice C. Estos niveles son:

- F_{2001} : es la mortalidad por pesca que corresponde a la mortalidad del último año del período histórico.
- $F_{30\%2001}$: es el nivel de mortalidad pesquera situado un 30% por encima de la mortalidad pesquera del último año previo a la gestión.
- F_{RMS} : es la mortalidad pesquera asociada al RMS .
- $F_{0.1}$: es la mortalidad pesquera correspondiente al 10% de la pendiente de la curva de producción por recluta en el origen.
- $F_{30\%SPR}$: es la mortalidad pesquera correspondiente a los valores de biomasa reproductora por recluta que se encuentran al 30% del valor de la biomasa virgen (es decir, cuando la mortalidad por pesca es cero).
- $F_{40\%SPR}$: al igual que en el caso anterior, pero ahora referida al 40% de la biomasa virgen.

Así, cuando se realiza una proyección, se asume que la mortalidad pesquera se corresponde, durante todo el período, exactamente con la fijada según la estrategia. Esto supone asumir que todas las flotas van a implementar totalmente las medidas, es decir, que las flotas no van a aumentar o disminuir su mortalidad pesquera durante el período proyectado; además, cuando existe una política de gestión basada en el control del esfuerzo, supone también la asunción de que la relación entre el esfuerzo y la mortalidad por pesca se mantiene, es decir, que la capturabilidad es constante para cada flota. El incumplimiento de estos supuestos es una fuente de incertidumbre cuyos efectos se investigan mediante las simulaciones realizadas en el siguiente capítulo.

En particular, tomando como referente la flota española de cerco, se investigan los efectos de las incertidumbres en la implementación de las medidas de gestión basadas en el control del esfuerzo.

5 MODELO DE COMPORTAMIENTO DE LA FLOTA

Una manera de observar el efecto económico de los precios sobre la implementación y el cumplimiento de una estrategia de gestión, es condicionar el comportamiento de los pescadores a los precios que se observan y que tienen muy en cuenta a la hora de definir la estrategia de pesca a aplicar durante siguiente período.

Si se considera la variación porcentual anual de los precios del rabil grande, que es la categoría que mueve un mayor volumen de ingresos y capturas, y se compara con la evolución de la variación porcentual anual del esfuerzo de pesca de la flota española de cerco y de sus capturas de rabil en el Atlántico (véase la figura 3.10), se puede observar que los precios y el esfuerzo han seguido una tendencia similar, principalmente en los últimos siete años, aunque el esfuerzo tiene un comportamiento menos variable que los precios.

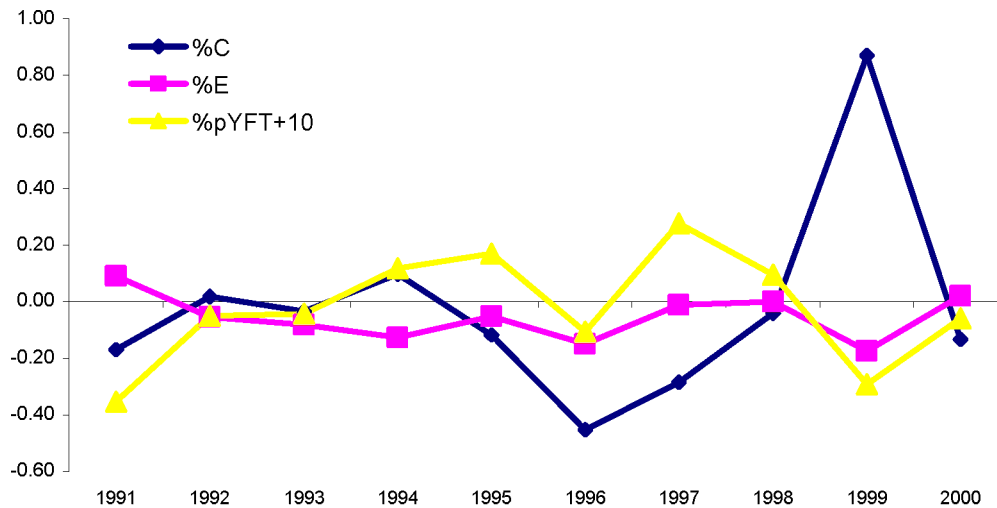


Figura 3.10. Variación porcentual anual de las capturas de rabil atlántico y esfuerzo de la flota española de cerco en el Atlántico y en los precios de primera venta en España de la categoría YFT+10.

Las capturas, al estar influidas por numerosos factores, principalmente, por las condiciones oceanográficas que se dan cada año, tienen unas variaciones anuales mayores que los precios y el esfuerzo.

Los pescadores necesitan una referencia para determinar su nivel de esfuerzo cada año. Por tanto, es razonable pensar que establezcan el número de días de pesca en base a los precios de venta observados el año anterior, puesto que su evolución es similar, más que en función de las capturas.

El modelo de comportamiento de la flota se define, por tanto, de la siguiente manera: solo en el caso de que se produzca una bajada de los precios de venta de rabil de más de 10 kg (categoría *YFT+10*) en más de un 5% respecto al año anterior en España, el comportamiento de la flota será aumentar el esfuerzo de pesca en la misma proporción a la caída de los precios, independientemente de la estrategia de gestión implementada.

En otro caso, la flota cumplimentará la estrategia establecida.

Es decir, si p_t es el precio de la categoría comercial $YFT+10$ del año t , y $x = \frac{p_{t+1} - p_t}{p_t}$, con $t = 2001, \dots, 2013$, entonces, el esfuerzo de pesca (número de días de pesca) en el año $t+2$ es:

$$E_{t+2} = \begin{cases} (1 + |x|) \cdot E_{t+1} & \text{si } x < -0,05 \\ \frac{6050}{0,657727} \cdot F_{RCE} & \text{si } x \geq -0,05 \end{cases} \quad [3.34]$$

donde E_{t+1} es el numero de días de pesca de la flota española en el año $t+1$ y F_{RCE} , el nivel de mortalidad pesquera establecida en la estrategia de pesca. Es decir, el comportamiento de la flota tiene como objetivo mantener los ingresos cuando los precios bajan, compensando la caída de precios con un aumento del esfuerzo que le proporcionará unas capturas mayores en el siguiente período. Este modelo se puede considerar como una aproximación de un modelo en el que el esfuerzo realizado por los pescadores estará condicionado a mantener los ingresos cada año. Sin embargo, en este caso sería necesario que los pescadores conocieran exactamente las capturas que van a producir el año siguiente, lo cual no es posible, porque, como se ha dicho, depende, en gran parte, de las condiciones oceanográficas que se den cada año.

En las simulaciones se considera una relación mortalidad por pesca-esfuerzo fija, de forma que, si al nivel de mortalidad pesquera total en el último año del modelo operativo:

$$F_{2001} = 0,6577$$

le corresponde un nivel de esfuerzo observado de la flota española de cerco en ese año de:

$$E_{2001} = 6050 \text{ días de pesca}$$

a una estrategia determinada definida por un nivel fijo de F le corresponderá un nivel de esfuerzo de la flota española de cerco en la misma proporción, i.e., si:

$$F = \alpha \cdot F_{2001} \quad [3.35]$$

entonces, el esfuerzo de la flota española de cerco cumple también:

$$E_{2002-2015} = \alpha \cdot E_{2001} \quad [3.36]$$

Por tanto, la mortalidad de la flota española de cerco en los años de la proyección será:

$$F_{2002} = q_{f,K} \cdot E_{2002-2015} \quad [3.37]$$

El grupo **OTRAS** flotas mantiene fija su mortalidad pesquera durante todo el período proyectado.

Los valores ensayados de mortalidad por pesca global para establecer las estrategias de gestión, corresponden a los valores de los puntos de referencia F_{2001} , $F_{0.1}$, $F_{30\%SPR}$, $F_{40\%SPR}$, F_{RMS} y $F_{30\%2001}$, calculados utilizando los métodos de producción por recluta y biomasa reproductora por recluta que se explican en el Apéndice C.

CAPÍTULO	
4	SIMULACIONES

1 INTRODUCCIÓN

Una política de gestión se basa, fundamentalmente, en el control de la mortalidad por pesca, que puede realizarse controlando las capturas o el esfuerzo. En el caso de los túnidos, la gestión se suele realizar en base al control del esfuerzo. Por ejemplo, ICCAT recomienda no sobrepasar los límites de esfuerzo del año 1992 sobre el stock de rabil atlántico, para mantener la población próxima al nivel del *RMS*.

Por tanto, en el contexto de una política de gestión basada en el control de esfuerzo, se simulan los valores de esfuerzo nominal de la flota española en función de parámetros económicos, condicionando los errores en el cumplimiento de las medidas de gestión a oscilaciones en los precios de venta de rabil en España, en la inversión en capital, y en la eficiencia técnica de la flota española de cerco. El análisis se completa con una evaluación económica del efecto de diferentes estrategias de gestión aplicadas al stock de rabil Atlántico sobre la flota española de cerco.

A pesar de que el modelo está diseñado para implementar estrategias basadas en el control del esfuerzo para tener en cuenta los cambios en la capturabilidad, las estrategias de gestión más utilizadas habitualmente en pesquerías (ICCAT, 2004; ICES, 2004) son las dirigidas al control de las capturas. Por ello, se simula también la aplicación de una estrategia de gestión basada en el control de la captura, bajo un escenario de incertidumbre de los precios de venta de rabil.

2 MÉTODOS

► 2.1. Estructura de la simulación

Cuando en ICCAT se realizan proyecciones para simular el efecto de una medida de gestión durante un período de tiempo, se suele tomar un punto de referencia obtenido a partir de la evaluación, y se establece como un objetivo fijado. Por ejemplo, mantener fijas las capturas al nivel del *RMS*— lo que supone que la biomasa varía y las capturas se mantienen— o mantener la biomasa al nivel de B_{RMS} —esto es, la biomasa permanece fija y las capturas cambian.

Una vez fijado el objetivo, se simulan las proyecciones sin volver a realizar la evaluación cada año proyectado, es decir, sin recalcular cada año los valores de referencia del *RMS*, B_{RMS} , etc. Esto se hace así porque el rendimiento máximo sostenible es una característica biológica del stock que representa su capacidad de autorrenovación, por lo que su valor no tiene por qué variar de un año para otro en el que se aplica la medida de gestión. Habitualmente, cuando se han producido cambios muy grandes en las estimaciones del *RMS* para algunos stocks, ha sido porque la pesquería aún no había explorado a fondo la zona de distribución del recurso, existiendo, en las primeras estimaciones del *RMS*, una biomasa críptica que no había sido considerada, lo que provocaba que los valores estimados del *RMS* fueran mucho menores de lo que debían, como ocurrió en el caso de la evaluación de rabil, que, en 1975, estimaba un *RMS* de 80000 tm, mientras que, en 1995, las estimaciones fueron de 150000 tm (Pallarés, 1998).

Otro tipo de proyecciones para evaluar los posibles efectos de la aplicación de medidas de gestión son aquellas en las que cada año se realiza una evaluación con los datos simulados, recalculando los parámetros de referencia. Así, dependiendo de las estimaciones que se obtienen cada año del stock, se modifican las medidas de gestión adaptándolas, si es necesario, para alcanzar los objetivos deseados.

En este caso, la simulación corresponde al primer tipo de proyección; para llevarla a cabo, se realiza la evaluación en el año actual (2001); se obtienen los puntos de referencia para fijar los objetivos de las distintas estrategias de gestión, y se proyectan la biomasa, la mortalidad pesquera y el resto de variables económicas en el futuro (2002-2015). Esta proyección está representada en la figura 4.1, donde se observa que el cuadro de “evaluación” del año 2001 no está presente en ninguno de los años sucesivos.

Sistema verdadero

En el modelo de simulación construido, la población generada, según una dinámica biológica, pesquera y económica, representa el sistema “real” o “verdadero” que se tomará como referencia para evaluar los efectos de los distintos escenarios de incertidumbre considerados, es decir, la población que corresponde al “caso base” que se definió en el capítulo 3 (véase la figura 4.1).

Se asume que la percepción del stock que proporcionan las evaluaciones se corresponde con la realidad. Ello supone que la población estimada para el último año, el 2001, a partir del cual se realizan las proyecciones, es la “real”, al igual que las mortalidades natural, M , y por pesca, F , y demás parámetros biológicos y pesqueros de ese mismo año.

A partir de estas estimaciones, en el año 2001 se realizan proyecciones del stock bajo distintas estrategias de gestión. Dado que hasta ese año se suponen estimaciones sin error, el resultado de las proyecciones, en términos de biomasa, mortalidad por pesca y capturas, servirá de referencia para evaluar los efectos de las incertidumbres en la implementación de las medidas de gestión.

La elipse de la parte superior de la figura 4.1 engloba estos procesos biológicos, pesqueros y económicos “verdaderos” creados.

Sistema percibido

Lo que se percibe del stock “real”, en este caso, llega solo a través de las capturas (pues no se realizan prospecciones pesqueras para los túnidos tropicales), y da lugar a un sistema de variables y parámetros biológicos, pesqueros y económicos “percibidos”, que, después de aplicarle los modelos matemáticos, representa lo que sucede en el sistema “real”. Este sistema “percibido” se representa en la figura 4.1 por la elipse de mayor tamaño. La diferencia entre ambos sistemas viene dada por errores estocásticos asociados a la incertidumbre generados por la falta de datos o por la representación inadecuada de los modelos de la realidad.

En este caso, el sistema percibido se genera para cada estrategia simulando la incertidumbre en el cumplimiento de las medidas de gestión en forma de errores en el esfuerzo efectivo (capturabilidad y/o esfuerzo nominal) ligados a procesos económicos.

La estructura del modelo de simulación permite evaluar distintas incertidumbres que se modelan como variables aleatorias, y cuyos valores se obtienen mediante simulaciones de Montecarlo¹ (Peña, 1998). Los factores de incertidumbre corresponden en la figura 4.1 al término estocástico, e , que proviene de los precios de las capturas y de la capturabilidad de la flota. Los precios aleatorios, que determinan la estrategia de los pescadores cada año a través del esfuerzo, y la capturabilidad aleatoria, determinada por el capital y la eficiencia de la flota, generan valores anuales de mortalidad pesquera aleatorios. Esta mortalidad pesquera, aunque no es realmente conocida, sino percibida, es la que se ejerce sobre el sistema “real” cada año.

¹ El método de Montecarlo es un procedimiento general para seleccionar muestras aleatorias de cualquier población (finita o infinita) de la que se conozca su distribución de probabilidad, a partir de tablas o generadores de números aleatorios. Para una distribución continua, el procedimiento es el siguiente:

- Se toma un número aleatorio de tantas cifras decimales como precisión se desee y se convierte en decimal. Sea NA dicho valor.
- Se considera el valor NA como un valor de $F(x)$, siendo F la función de distribución acumulada de la variable aleatoria x , y se toma como valor observado en la muestra aquel valor de x tal que $NA = F(x)$; $x = F^{-1}(NA)$.
- Se genera una muestra de tamaño n , repitiendo los pasos a y b n veces con distintos números aleatorios. Este procedimiento genera valores al azar de la variable x , pues los valores generados tienen la misma distribución que x .

De este sistema se obtienen datos simulados de una biomasa percibida con error (con la ecuación de supervivencia) y de las capturas (con la ecuación de captura), precios, ingresos, costes y beneficios para cada año proyectado.

Como se explicó en el capítulo anterior, la evaluación se realiza en el año 2001 aplicando los modelos de rendimiento por recluta (Beverton, 1957) y biomasa reproductora por recluta (véase Apéndice C para una explicación detallada de su aplicación) sobre los datos “reales” creados en el caso base para el período histórico (1961-2001). Así, se obtienen estimadores de los valores de referencia de mortalidad pesquera, y se definen las reglas de control de explotación, *RCE* (véase la tabla 4.1):

$$F = F_{RCE} ; \quad t = 2002, \dots, 2015$$

Esto es, manteniendo fija la mortalidad pesquera a unos niveles determinados en cada estrategia de gestión, la abundancia del stock va cambiando de un año a otro, adaptándose a la situación en respuesta a esos los niveles de mortalidad pesquera fijados. Dependiendo de lo conservadora que sea la estrategia, partiendo de una situación en la que la disminución ha sido continua (véase la figura 4.2), la biomasa podrá ir recuperándose de la sobreexplotación inicial, mantenerse igual, o continuar disminuyendo, llegando incluso al colapso del stock. Bajo la casilla “evaluación” de la figura 4.1 se encuentra el cuadro de la regla de control de la explotación, *F_{RCE}* que se establece en el año 2001 y se aplica en el período 2002-2015. En el sistema verdadero, la *RCE* se cumple sin error, mientras, que en el sistema percibido, se producen desviaciones aleatorias, *e*, en la mortalidad pesquera que generan el incumplimiento de cada estrategia. Así, es posible evaluar diferentes estrategias, desde el punto de vista de su implementación, comparando el efecto de la estrategia establecida en el sistema “verdadero” con el nivel de mortalidad que se ejerce sobre el stock desde el sistema “percibido”.

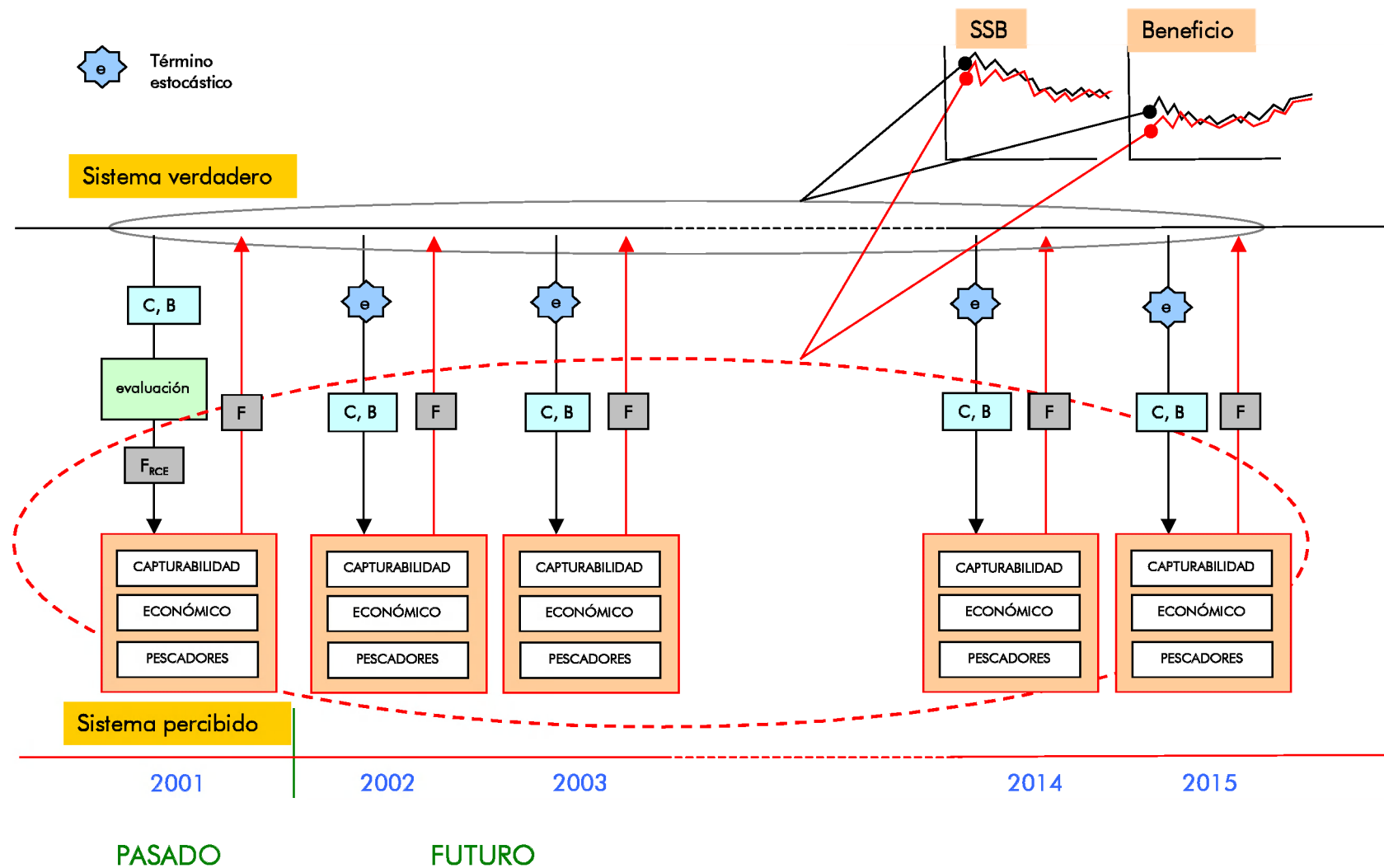


Figura 4.1. Ilustración del proceso de simulación para la evaluación de estrategias de gestión. Basado en Kell et al. (2003).

Algoritmo de la simulación

La simulación se realiza tomando como datos de partida los del año 2001 —último año del período histórico— B_{2001} , SSB_{2001} , F_{2001} , $E_{ESP-PS,2001}$, q_{2001} , P_{2001}^{YFT+10} .

Con las ecuaciones que rigen la dinámica de cada una de estas variables, se van generando valores proyectados de estas para cada año del período 2002-2015.

El procedimiento de simulación es el siguiente:

1. Se define la estrategia de gestión, F_{RCE} , como un valor fijo de mortalidad para todo el período de gestión:

$$F_t = F_{RCE} \quad ; \quad t = 2002, \dots, 2015. \quad [4.1]$$

- Para $t = 2002$:

2. Se generan valores de capital de la flota española de cerco en función de la biomasa del año anterior aplicando la ecuación [3.20]:

$$K_{t+1} = \begin{cases} 10^{19} \cdot 8,29691 \cdot B_t^{-1,9568} & \text{si } 10^{19} \cdot 8,29691 \cdot B_t^{-1,9568} > 0.8 \cdot K_t \\ K_t & \text{si } 10^{19} \cdot 8,29691 \cdot B_t^{-1,9568} \leq 0.8 \cdot K_t \end{cases}$$

3. Se generan valores de capturabilidad de la flota española de cerco para el rabil a partir de los valores de capital generados en el paso 2, mediante la ecuación [3.27]:

$$q_{ESP-PS,t} = 3,9039 \cdot 10^{-6} \cdot \tau^t \cdot \frac{1 - e^{-h \cdot K_t}}{1 - e^{-h \cdot K_0}}$$

En este paso se incorporan valores aleatorios de los parámetros asociados al capital, h , y a la eficiencia tecnológica, τ , en dicha ecuación.

4. Se traslada la estrategia de gestión, F_{RCE} , al nivel de esfuerzo correspondiente a la flota española de cerco, a partir de la ecuación [3.34]:

$$E_{ESP-PS,t} = \frac{E_{ESP-PS,2001} \cdot F_{RCE}}{F_{2001}} = \frac{6050 \cdot F_{RCE}}{0,657727} ; \quad t = 2002, \dots, 2015. \quad [4.2]$$

5. Se calcula la mortalidad por pesca de la flota española de cerco por año mediante la ecuación [3.28]:

$$F_{ESP-PS,t} = q_t \cdot E_{ESP-PS,t} = 3,9039 \cdot 10^{-6} \cdot \tau^t \cdot \frac{1 - e^{-h \cdot K_t}}{1 - e^{-h \cdot K_0}} \cdot E_{ESP-PS,t}$$

y por edad, aplicando la ecuación [3.29a]:

$$F_{ESP-PS,a,t} = q_t \cdot E_t \cdot Sel_{ESP-PS,a} = 3,9039 \cdot 10^{-6} \cdot \tau^t \cdot \frac{1 - e^{-h \cdot K_t}}{1 - e^{-h \cdot K_0}} \cdot E_t \cdot Sel_{ESP-PS,a}$$

6. Se calcula la mortalidad por pesca del resto de las flotas, **OTRAS**, multiplicando la media de la proporción de capturas de los últimos cuatro años (1998-2001), que tiene un valor de 0,82708, por la F_{RCE} total implementada:

$$F_{OTRAS,t} = 0,82708 \cdot F_{RCE} \quad [4.3]$$

7. Se recalcula la F total como la suma de la F de la flota española de cerco y la F del resto de las flotas con la ecuación [3.21]:

$$F_t = F_{ESP-PS,t} + F_{OTRAS,t}$$

y la mortalidad total por edad con la ecuación [3.1], multiplicando la anterior por los valores de selectividad de la tabla 3.2:

$$F_{a,t} = S_a \cdot F_t$$

8. Se proyecta el reclutamiento con el modelo de stock-reclutamiento de Beverton y Holt, que responde a la ecuación [3.7]:

$$R_{t+1} = \frac{76919894 \cdot SSB_t}{14731.194 + SSB_t}$$

9. Se proyecta la población en base a los nuevos valores de la mortalidad total, aplicando la ecuación [3.5] para las edades 0-4:

$$N_{a+1,t+1} = N_{a,t} \cdot \exp(-F_{a,t+1} + M_{a,t}) \quad ; \quad a = 0, 1, \dots, 4$$

y mediante la [3.6] para el grupo plus:

$$N_{5+,t+1} = N_{5+,t} \cdot \exp(-F_{5+,t+1} + M_{5+,t}) + N_{5+,t} \cdot \exp(-F_{5+,t} - M_{5+,t})$$

10. Se calcula la biomasa total, B_t , aplicando la ecuación [3.9]:

$$B_t = \sum_a N_{a,t} \cdot W_a$$

y la biomasa reproductora, SSB_t , en toneladas, mediante la ecuación [3.8]:

$$SSB_t = \sum_a N_{a,t} \cdot Mat_t \cdot W_a$$

11. Se calculan las capturas de la flota española de cerco para los años $t=2002, \dots, 2015$, referidas a las siguientes medidas:

- En número, con la ecuación [3.30a]:

$$C_{ESP-PS,a,t} = N_{a,t} \cdot \frac{F_{ESP-PS,a,t}}{F_{ESP-PS,a,t} + M_a} [1 - \exp(-F_{ESP-PS,a,t} - M_a)]$$

- En peso por edad, $Y_{ESP-PS,a,t}$, expresado en toneladas:

$$Y_{ESP-PS,a,t} = C_{ESP-PS,a,t} \cdot W_a / 1000 \quad [4.4]$$

siendo W_a es el peso de un ejemplar de la edad a .

- En toneladas totales por año:

$$YFT_t = \sum_a Y_{ESP-PS,a,t} \quad [4.5]$$

- Por categorías comerciales, obteniendo, por un lado, las capturas de rabil pequeño, $YFT-10$ (en toneladas):

$$YFT-10_t = \sum_{a=0}^1 Y_{ESP-PS,a,t} \quad [4.6a]$$

y por otro lado, las de rabil grande, $YFT+10$ (en toneladas):

$$YFT+10_t = \sum_{a=2}^{5+} Y_{ESP-PS,a,t} \quad [4.6b]$$

12. Se generan los precios de las categorías comerciales aplicando la ecuación [2.34] a las capturas de rabil en el Atlántico de la flota española de cerco, YFT :

$$P_t^i = P_0^i \cdot \left(\frac{L_t^i}{L_0^i} \right)^{e_i} ; \quad i = YFT+10, YFT-10$$

donde $e = -0,248908$ para $YFT+10$ y $e = -1,14628$ para $YFT-10$, siendo P_0^i el precio observado de primera venta de la categoría i en el año 1990, e YFT_0^i , las capturas de rabil de la flota española de cerco en el Atlántico de la categoría i generadas por el modelo operativo en el año 1990.

En este paso se incorpora la incertidumbre en los precios, multiplicando estos por una componente lognormal.

13. Se calculan los ingresos, los costes y los beneficios de las capturas de rabil atlántico de la flota española de cerco, respectivamente, mediante la ecuación [3.32]:

$$I_t = \sum_i \hat{P}_t^i \cdot YFT_t^i ; \quad i = YFT+10, YFT-10$$

mediante la ecuación [2.9]:

$$C_t = 9\,702\,026 + 58,32 \cdot YFT_t$$

y mediante la ecuación [3.33]

$$B_t^o = I_t - C_t$$

- Para $t = 2003, 2004, \dots, 2015$:

Se repiten los pasos del 1 al 13, exceptuando el 4. El cálculo del esfuerzo está condicionado a la incertidumbre en los precios de la categoría de rabil grande, definido por la ecuación [3.34], según se explica en el modelo de comportamiento de la flota incluido en el capítulo 3:

$$E_{t+2} = \begin{cases} (1 + |x|) \cdot E_{t+1} & \text{si } x < -0,05 \\ \frac{6050}{0,657727} \cdot F_{RCE} & \text{si } x \geq -0,05 \end{cases}$$

donde $x = \frac{p_{i+1} - p_i}{p_i}$, para $i = 2001, \dots, 2013$, siendo p_i el precio de la categoría comercial $YFT+10$ del año t .

De acuerdo con lo anterior, si los precios bajan más de un 5% cada año, el esfuerzo de la flota española de cerco aumenta en la misma proporción; en caso contrario, el esfuerzo es el que determina la estrategia de pesca implementada.

► 2.2. Diseño experimental

Para realizar el diseño experimental se consideran las seis estrategias de gestión descritas en el modelo de evaluación y gestión (capítulo 3), dadas por los niveles de mortalidad pesquera global para el período de gestión 2002-2015: $F_{40\%SPR}$, $F_{0.1}$, F_{RMS} , $F_{30\%SPR}$, F_{2001} y $F_{30\%2001}$ ².

En la tabla 4.1 se muestran los niveles de mortalidad pesquera global que se implementan en cada estrategia, estimados a partir de los modelos de rendimiento por recluta y biomasa reproductora por recluta, así como sus correspondientes niveles de esfuerzo de la flota española de cerco.

De las estrategias consideradas, $F_{0.1}$ y $F_{40\%SPR}$ se encuentran por debajo del nivel de mortalidad que produce el rendimiento máximo sostenible, F_{RMS} , por lo que de su implementación se esperaría que, en un período determinado de tiempo, el stock dejara de estar sobreexplotado. Igualmente, las estrategias F_{2001} , $F_{30\%2001}$, y $F_{30\%SPR}$ se encuentran por encima del nivel de mortalidad asociado al RMS , por lo que no se espera que el stock vaya a recuperarse cuando éstas sean implementadas.

Tabla 4.1. Mortalidad pesquera total y días de esfuerzo correspondientes de la flota española de cerco de cada estrategia de gestión.

ESTRATEGIA 2002-2015	F	DÍAS DE PESCA ESP-PS
$F_{40\%SPR}$	0,5248	4827
$F_{0.1}$	0,5851	5382
F_{RMS}	0,6133	5642
$F_{30\%SPR}$	0,7119	6548
F_{2001}	0,6577	6050
$F_{30\%2001}$	0,8568	7882

En la “actualidad” (año 2001), el stock se encuentra por debajo del rendimiento máximo sostenible, ligeramente sobre-explotado (véase la figura 4.2) y, además, la mortalidad por pesca

² El cálculo de los valores de referencia de mortalidad por pesca, rendimiento máximo sostenible y la biomasa asociada al RMS puede encontrarse en el Apéndice C.

de este año supera a la F_{RMS} . La biomasa reproductora de 2001 es menor que la biomasa reproductora asociada al nivel del RMS desde el año 1996.

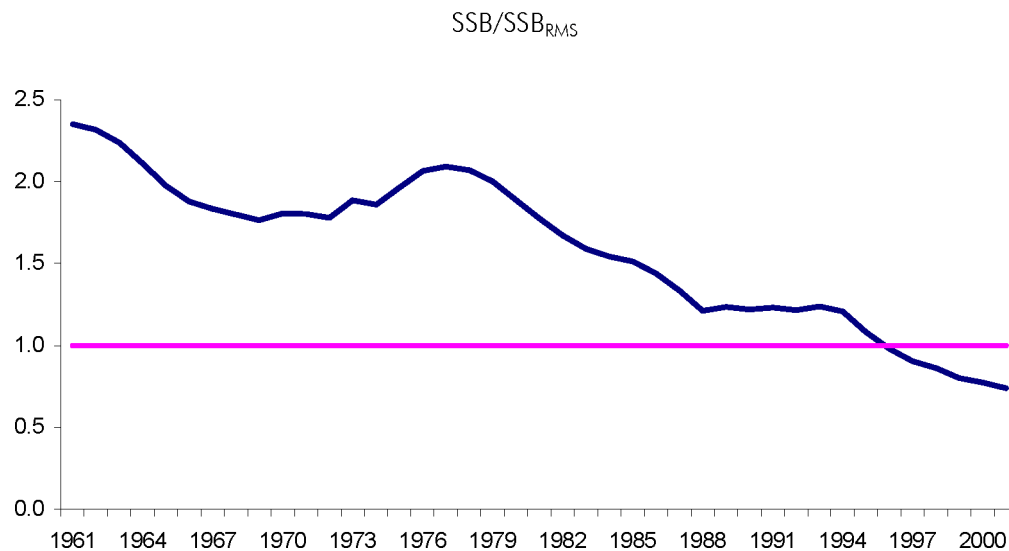


Figura 4.2. Nivel de explotación del stock de rabil Atlántico (SSB/SSB_{RMS}) generada por el modelo operativo durante el período histórico 1961-2001.

Los beneficios generados por el modelo operativo de la flota española de cerco han sufrido una caída progresiva desde el año 1992. En el momento actual, se encuentran estabilizados en torno a los 30 millones de euros anuales (véase la figura 4.3.)

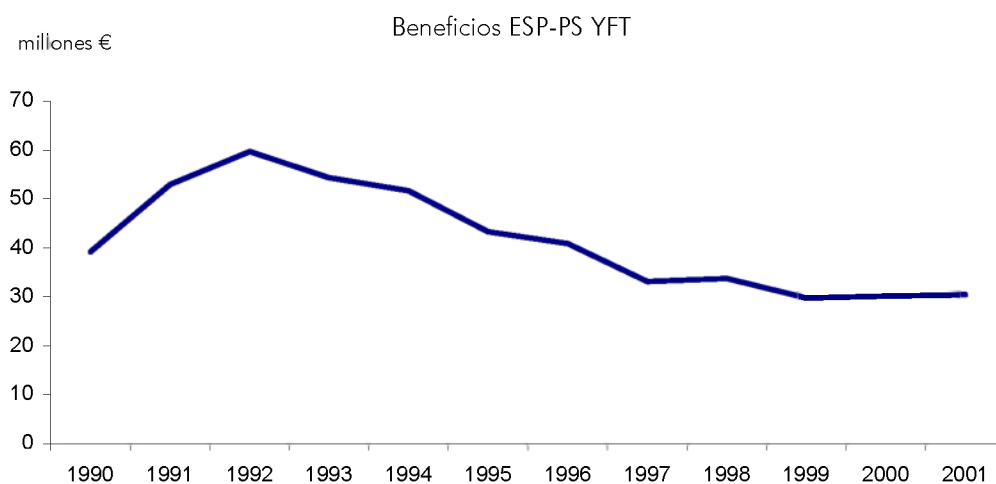


Figura 4.3. Evolución de los beneficios de la flota española de cerco de explotación del stock de rabil atlántico generados por el modelo operativo durante el período histórico 1990-2001.

A continuación, partiendo de esta situación de sobreexplotación del stock y de una relativa estabilidad económica de la flota, se aplican las distintas estrategias, con el fin de analizar la evolución del stock hacia su recuperación y el efecto que su implementación tendrá sobre los beneficios que la flota española obtiene de las capturas de rabil. En particular, se analiza el resultado de las estrategias con los niveles de mortalidad por pesca $F_{0.1}$ y $F_{40\%SPR}$ respecto a la recuperación del stock. Por otro lado, dada la incertidumbre existente en la elección de los puntos de referencia como objetivos o límites de gestión (Quinn, 1999), se analiza una amplia gama de estrategias, F_{2001} , $F_{30\%2001}$ y $F_{30\%SPR}$ mediante simulaciones.

Para cada estrategia de gestión F , establecida en el paso 1 de la simulación, se generan cuatro escenarios de incertidumbre:

- Escenario 1: Se considera la incertidumbre en el parámetro τ de la ecuación [3.14]; este parámetro está asociado a los cambios en la capturabilidad debidos a la evolución de la eficiencia tecnológica. La capturabilidad aumenta con el tiempo debido al progreso tecnológico (que no tiene marcha atrás) y al abaratamiento de la tecnología.

Partiendo del caso base, donde se asume que la capturabilidad aumenta un 3% anual (Gascuel, *et al.* 1993.) debido a la eficiencia tecnológica, se introducen errores en este parámetro asumiendo que cada valor de τ es una realización del un proceso aleatorio que sigue una distribución uniforme entre 1 y 1,05, es decir, se permite que la capturabilidad aumente aleatoriamente entre un 0% y un 5% cada año con la misma probabilidad.

El coeficiente de variación de la distribución de τ es 0,014; esta medida de dispersión se toma como referencia para compararla con la variabilidad que este parámetro introduce en los resultados de la simulación.

- Escenario 2: En este caso se considera la incertidumbre en el parámetro h asociado a los cambios en la capturabilidad debidos a la variación en el capital total de la flota. La capturabilidad aumenta con el capital (y también disminuye, pues el capital sí tiene marcha atrás debido a los costes de mantenimiento) y con la adquisición de nueva tecnología. Es decir, los barcos más valiosos son también los más eficientes. La función de capturabilidad elegida asume que un capital enorme no puede proporcionar una capturabilidad enorme, puesto que, por mucho dinero que haya, no se puede adquirir una tecnología que todavía no existe.

Sobre el parámetro h , definido en la ecuación [3.14], se incorporan errores respecto al valor de referencia (caso base en la situación determinista), $h = 1,5054 \cdot 10^{-8}$, valor que implica que la capturabilidad aumentaría en un 30% ($h^*=30$ en la ecuación [3.17]) si se dobla el valor del capital.

En teoría, el producto $h \cdot K$ debe estar en torno a 1, siendo recomendable que sea menor que 5 y mayor que 0. Una distribución lognormal puede resultar adecuada (ya que h no puede ser 0 y decrece muy rápidamente) con media $1/K$. En este caso, la media de los valores $1/K$ es $1,37141 \cdot 10^{-8}$, lo que implica que, para que la distribución de la capturabilidad permita apreciar una variación significativa en sus valores, la varianza de h debe ser mucho mayor en comparación con la media. El valor de referencia de h en el caso base no difiere mucho de la media de los valores $1/K$, por lo que se elige una distribución aleatoria lognormal de este parámetro, con media $1,5054 \cdot 10^{-8}$, y varianza 1. Valores menores para la varianza de h generan problemas numéricos en el cálculo del cociente

$\frac{1 - e^{-hK}}{1 - e^{-hK_0}}$ de la función de capturabilidad. Por tanto, el coeficiente de variación de h es:

$$CV = \sqrt{e^1 - 1} = 1,310832 \quad [4.7]$$

- Escenario 3: Ahora la incertidumbre se encuentra en los precios de primera venta de rabil. Los precios futuros son aleatorios, y se calculan multiplicando los precios generados en función de las capturas de rabil de la flota española de cerco en el Atlántico (ecuación [2.34]) por un error lognormal:

$$P_t = P_0 \left(\frac{YFT_t}{YFT_0} \right)^{\varepsilon_t} \cdot e^{\varepsilon} \quad [4.8]$$

siendo $\varepsilon \sim N(0, 0,03)$; $t = 2002, \dots, 2015$.

Por tanto, el coeficiente de variación en los precios es:

$$CV(e^{\varepsilon}) = \sqrt{(e^{0,03})^2 - 1} = 0,03000675 \quad [4.9]$$

En este escenario, el comportamiento de la flota cambia cuando los precios de rabil de más de 10 kg bajan más de un 5% respecto a los precios del año anterior, de forma que el esfuerzo aumenta el año siguiente en la misma proporción.

- Escenario 4: Finalmente, se considera la incertidumbre en la capturabilidad y en los precios conjuntamente.

El parámetro que tiene una incertidumbre menor, **CV=0,014**, de los considerados en los cuatro escenarios, es la eficiencia tecnológica; los precios tienen una incertidumbre pequeña, **CV=0,03**, siendo esta medida la que impide que tengan una volatilidad demasiado elevada, y el capital es el factor con una variabilidad mayor, **CV=1,311**.

El coeficiente de variación de las distintas variables y parámetros se utiliza para evaluar los resultados de las simulaciones, comparando los coeficientes de variación de τ , h y los precios con los coeficientes de variación de las distribuciones de las medidas de los resultados biológicos, de la pesquería, de la gestión y económicos.

Para cada combinación de una estrategia de gestión y un escenario de incertidumbre se realizan 100 simulaciones, tomando, aleatoriamente, valores de los parámetros que se investigan en cada escenario, y obteniendo distribuciones anuales de resultados biológicos, económicos y de gestión.

► 2.3. Medidas de resultados

Al realizar las simulaciones, para cada iteración se obtiene una realización del proceso de gestión, de forma que, al repetirlo un gran número de veces, se obtiene gran cantidad de información que es necesario sintetizar mediante estadísticos de las muestras de datos obtenidas. Dicha información se resume en una serie de medidas relativas al estado del stock y al nivel de explotación de la pesquería; medidas relacionadas con el cumplimiento de las estrategias de gestión y medidas económicas sobre la flota española de cerco.

Medidas relacionadas con el estado del stock y la pesquería

Como medida del estado del stock, se utiliza el ratio de la biomasa reproductora al final del período proyectado sobre la biomasa asociada al máximo rendimiento sostenible,

$S1 = \frac{SSB_{2015}}{SSB_{RMS}}$, que mide el éxito de una estrategia en alcanzar el objetivo de mantener la

biomasa reproductora del stock al nivel que soportaría el máximo rendimiento sostenible.

Como medidas del estado de la pesquería se utilizan las siguientes:

- El ratio del rendimiento al final de la proyección sobre el máximo rendimiento sostenible,

$S2 = \frac{Y_{2015}}{RMS}$, que indica la proximidad del rendimiento respecto al *RMS* al final del período

proyectado; es decir, se trata de una medida del éxito de la gestión para alcanzar el objetivo de ICCAT, i.e. gestionar la pesquería para alcanzar el *RMS*.

- El ratio de la mortalidad pesquera al final del período de gestión sobre la mortalidad pesquera que proporciona el máximo rendimiento sostenible, $S3 = \frac{F_{2015}}{F_{RMS}}$, que es una medida del grado de proximidad de explotación del stock respecto al nivel del *RMS* al final del período proyectado.

Medidas relacionadas con los objetivos de gestión

Para determinar si una estrategia se ha implementado con éxito o no, se utiliza el porcentaje del número de veces que la mortalidad por pesca total supera el valor de *F* establecido en cada estrategia de gestión, F_{RCE} , sobre el total de iteraciones realizadas y años proyectados.

Medidas relacionadas con los resultados económicos

Aunque el objetivo de la gestión no es directamente económico, sino biológico, la implementación de las estrategias tienen consecuencias económicas para la flota española de cerco. Para analizar dichas consecuencias, se utilizan las siguientes medidas de resultados:

- El valor presente del beneficio obtenido a lo largo de la proyección:

$$VP = \sum_t e^{-r \cdot t} \cdot B_t^o \quad [4.10]$$

que está sujeto a diferentes tasas de descuento, *r* (véase tabla 4.2).

- El capital de la flota española de cerco al final del período, K_{2015} (también expresado en función del número de barcos de la flota en el año 2015, Nb_{2015}), que permite relacionar las dimensiones de la flota con la dimensión del recurso explotable y determinar si hay un exceso en el número de barcos.

- Las capturas de rabil de la flota española de cerco en el Atlántico al final del período, YFT_{2015} , como medida de los rendimientos al final del período de gestión.

PERÍODO APLICADO	2002-2015					
r	0,0000	0,0318	0,0411	0,0445	0,0500	0,1000

Tabla 4.2. Tasas de descuento, r , aplicadas en el cálculo del valor presente del beneficio. Las tasas situadas en segundo, tercer y cuarto lugar corresponden a los tipos de interés de la emisión de deuda pública a 5, 10 y 15 años, respectivamente.

Los resultados de las simulaciones son distribuciones de probabilidad de cada una de las medidas de resultados descritas, de las cuales se calculan medidas descriptivas, como la media, los cuartiles y el coeficiente de variación.

► 2.4. Estrategia basada en el control de las capturas

En muchas pesquerías, la estrategia de gestión que se utiliza está basada en el control de las capturas, en lugar del control del esfuerzo, y una de las posibles reglas de control es imponer que las capturas totales se mantengan constantes a lo largo del período de la gestión, repartiendo cuotas entre las distintas flotas que participan en la pesquería. Las estrategias basadas en el control de las capturas son más fáciles de implementar que las que están basadas en el control del esfuerzo (Ulrich *et al.*, 2002) ya que, para estas últimas, es necesario tener medidas estandarizadas de esfuerzo, con los consiguientes problemas de estimación que ello conlleva.

El modelo operativo está diseñado para tener en cuenta los cambios en la capturabilidad cuando se plantean estrategias basadas en el control del esfuerzo. Sin embargo, al aplicar una estrategia de gestión basada en el control de las capturas, no es posible tener en cuenta estos cambios, y solo en el caso de la incertidumbre en los precios se puede observar un efecto

económico sobre los beneficios de las capturas de rabil obtenidos por la flota española de cerco.

Puesto que el objetivo implícito de ICCAT es mantener el stock al nivel que soportaría el rendimiento máximo sostenible, la aplicación de una estrategia de gestión basada en el control de las capturas consistirá en mantenerlas fijas durante el período de gestión al nivel del *RMS*. Esta estrategia tiene como objetivo, por un lado, la conservación del recurso y, por otro, la estabilidad económica de la pesquería.

El procedimiento de simulación de la implementación de esta estrategia de gestión es el siguiente:

1. Definir la captura objetivo total para los años de la proyección:

$$C_t = RMS \quad ; \quad t = 2002, \dots, 2015 \quad [4.11]$$

2. Calcular el nivel de mortalidad pesquera que se necesita cada año para mantener esas capturas resolviendo la ecuación de capturas, i.e., encontrar F_t tal que:

$$RMS = \frac{F_t}{Z_t} \cdot N_t \cdot (1 - e^{-Z_t}) \quad [4.12]$$

3. Calcular la abundancia que queda después de aplicar el valor de F_t calculado en el paso 2.
4. Calcular la mortalidad por pesca por edad de la flota española de cerco, multiplicando F_t por la selectividad de la flota española y por el porcentaje de capturas medio de la flota en los últimos cinco años (1997-2001). Este último es un 17%; por tanto:

$$F_{ESP-PS,a,t} = 0,17 \cdot Sel_{ESP-PS} \cdot F_t \quad [4.13]$$

5. Repetir los pasos 11-13 descritos al comienzo de esta sección para calcular las capturas y los beneficios de la flota española, incorporando la incertidumbre en los precios de venta de rabil en el paso 12.

La proyección del caso base para las estrategias basadas en el control del esfuerzo y de las capturas, pueden compararse en términos del estado del stock, de la pesquería, y de la implementación de las medidas. Por otro lado, en el caso de los valores económicos también se pueden comparar los resultados simulados, teniendo en cuenta que la incertidumbre considerada en la estrategia basada en el control de las capturas es menor, pues se debe solo a la variación aleatoria de los precios y no considera incertidumbre en la capturabilidad, como ocurría en el caso de las estrategias basadas en el control del esfuerzo.

► 2.5. Resumen de estrategias, escenarios y medidas de resultados

La secuencia de generación de datos y análisis de resultados consiste en:

- Crear combinaciones de estrategias de gestión y escenarios de incertidumbre.
- Para cada combinación, proyectar en el período de gestión, 2002-2015, los conjuntos de las trayectorias simuladas de biomasa, mortalidad pesquera, capturas, precios, ingresos y beneficios.
- Replicar cien veces cada uno de estos conjuntos para dar lugar a una gran número de datos simulados.
- A partir de estos datos obtener distribuciones de resultados y analizarlos gráfica y estadísticamente.

Este proceso queda reflejado en el cuadro 4.1, cuyo contenido se explica en los siguientes apartados.

Medidas de gestión

Se consideran dos tipos de medidas de gestión del stock rabil Atlántico:

- Control del esfuerzo.
- Control de las capturas.

El diseño del modelo está dirigido a evaluar las medidas de control basadas en el esfuerzo, ya que se pueden incorporar incertidumbres en la implementación producidas por incertidumbres en los precios de primera venta de *YFT*, en la eficiencia y en el capital de la flota española de cerco.

Sin embargo, también se considera una estrategia basada en el control de las capturas, sobre la que solo se puede incorporar incertidumbre a partir de las variaciones en los precios, manteniendo fija la capturabilidad.

Reglas de control

Para llevar a la práctica las medidas de gestión establecidas, se establecen unas reglas de control de explotación (*RCE*) durante el período 2002-2015; se han considerado siete *RCE*:

- Para las medidas de gestión basadas en el esfuerzo, se establecen seis, que consisten en fijar el nivel de mortalidad pesquera total.

Cada uno de los valores de mortalidad establecidos (véase el cuadro 4.2) corresponde a una estrategia de gestión.

- Para la medida de gestión basada en el control de la captura, la única *RCE* consiste en fijar la captura al nivel del *RMS*.

Escenarios de incertidumbre

La implementación de cada una de las estrategias de gestión se simula bajo cuatro escenarios de incertidumbre: en la eficiencia técnica de la flota, en el capital de la flota, en los precios de primera venta de rabil y la combinación de las tres incertidumbres simultáneamente. La estrategia basada en el control de las capturas solo se aplica bajo el escenario 3, con incertidumbre en los precios.

Se generan así 25 conjuntos de trayectorias simuladas (de biomasa, de mortalidad pesquera, de capturas, de precios, de costes, de ingresos y de beneficios) al proyectar en 2002-2015 la aplicación de las estrategias de gestión bajo incertidumbre (24 para las estrategias de control del esfuerzo, y 1 para la estrategia de control de capturas).

Error de implementación

Cada trayectoria se replica 100 veces, según los valores de las variables aleatorias asociadas a los parámetros de la eficiencia, el capital y los precios (véase el cuadro 4.2) que generan el error de implementación de las estrategias, obteniéndose 25000 conjuntos de datos simulados.

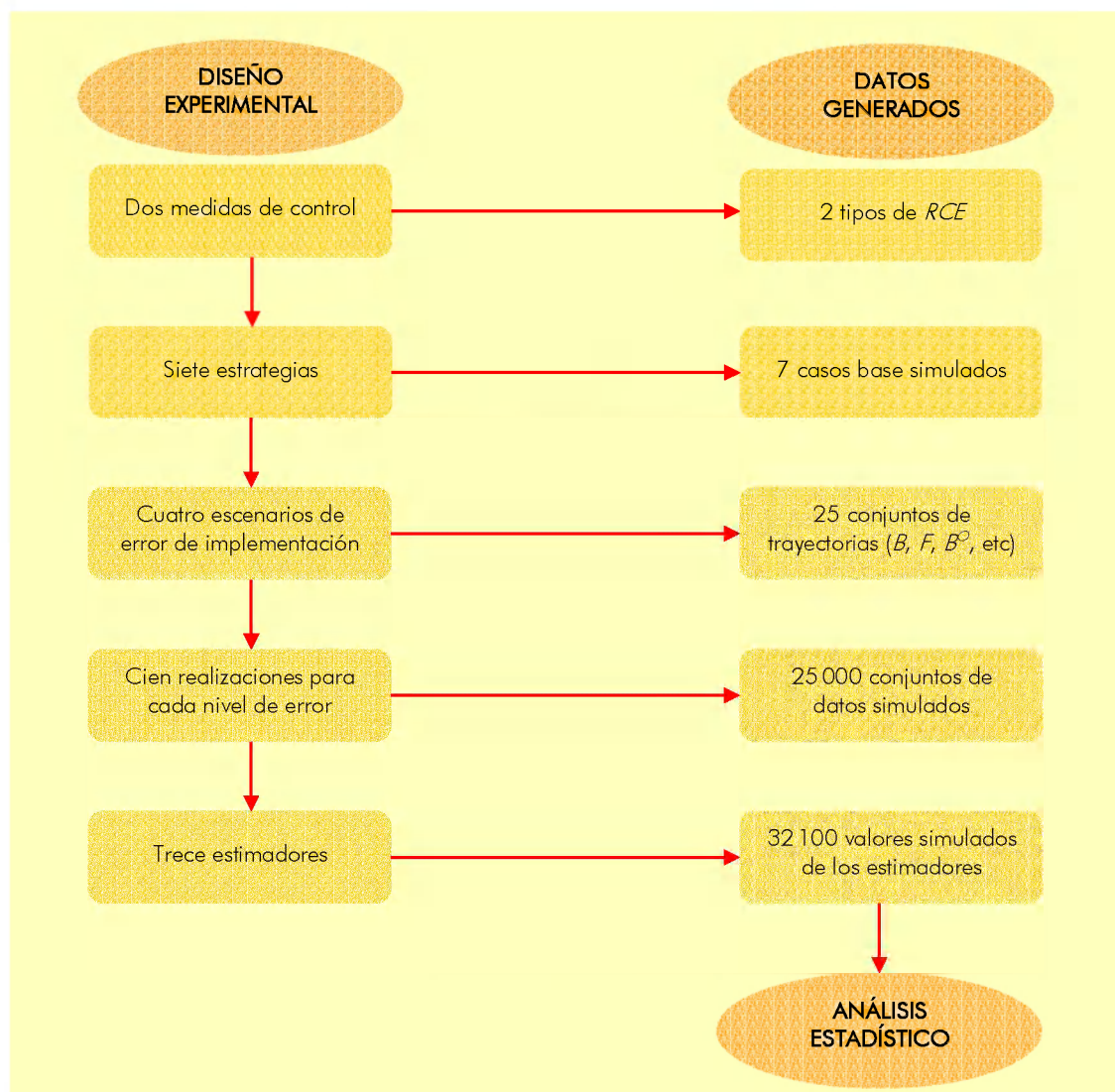
Estimadores

Para cada realización del conjunto de las trayectorias de las estrategias de gestión basadas en el control del esfuerzo, se calcula el valor de los 13 estimadores de resultados biológicos, pesqueros, de gestión y económicos (véase el cuadro 4.2), y, para cada realización del conjunto de trayectorias de la estrategia de gestión basada en el control de las capturas, se registran únicamente los valores de los 9 indicadores económicos. Esto da lugar a 32 100 datos estimados; de ellos, $2400 \cdot 13 = 31200$ corresponden a las estrategias basadas en el control del esfuerzo, y 900, a la estrategia basada en el control de las capturas ($31200 + 900 = 32100$).

Resultados

Finalmente, para cada medida de resultados se realiza el análisis gráfico y estadístico.

En definitiva, las simulaciones se realizan combinando las distintas estrategias con los distintos escenarios de incertidumbre y, como resultado, se obtienen distribuciones de los estadísticos que se utilizan para valorar la estrategia implementada en cada caso. El cuadro 4.2 resume las estrategias implementadas, los escenarios de incertidumbre y las medidas de resultados.



Cuadro 4.1. Generación de datos simulados, proyecciones y evaluación de resultados.

CONTROL DEL ESFUERZO		CONTROL DE LAS CAPTURAS	
ESTRATEGIA	F_{RCE}	ESTRATEGIA	C
$F_{0,1}$	0,585	RMS	153 750 tm
$F_{40\%SPR}$	0,525		
F_{RMS}	0,613		
F_{2001}	0,658		
$F_{30\%SPR}$	0,712		
$F_{30\%2001}$	0,850		

ESCENARIO	FUENTE DE INCERTIDUMBRE
1	Eficiencia: $\tau \sim U[0;0,05]$
2	Capital: $h \sim \log(1,5054 \cdot 10^{-8};1)$
3	Precios: $p \cdot e^{\varepsilon}$, $\varepsilon \sim N(0;0,03)$
4	Eficiencia, capital y precios

MEDIDAS DE RESULTADOS	NOMENCLATURA	DESCRIPCIÓN
ESTADO DEL STOCK, PESQUERÍA Y GESTIÓN	S1	SSB_{2015}/SSB_{RMS}
	S2	Y_{2015}/RMS
	S3	F_{2015}/F_{RMS}
	$F > F_{RCE}$	Porcentaje de veces que la mortalidad pesquera global supera a la F establecida en la estrategia de gestión
ECONÓMICAS	C_{2015}	Capturas <i>ESP-PS</i> de <i>YFT</i> en 2015
	K_{2015}	Capital <i>ESP-PS</i> en 2015
	$VP0$	Valor presente (<i>VP</i>) del beneficio 2001-2015. $r^* = 0$
	$VP5$	<i>VP</i> del beneficio 2001-2015. $r = 0,00318$
	$VP10$	<i>VP</i> del beneficio 2001-2015. $r = 0,0411$
	$VP15$	<i>VP</i> del beneficio 2001-2015. $r = 0,0445$
	$VP0,05$	<i>VP</i> del beneficio 2001-2015. $r = 0,05$
	$VP0,1$	<i>VP</i> del beneficio 2001-2015. $r = 0,1$
	$N^{\circ}B2015$	Número de barcos en 2015

*res la tasa de descuento aplicada sobre el período 2002-2015.

Cuadro 4.2. Estrategias implementadas, escenarios de incertidumbre y medidas de resultados.

3 RESULTADOS DE LA SIMULACIONES

A continuación se describen, para cada estrategia implementada, los resultados biológicos, de la pesquería, de gestión y económicos obtenidos.

► 3.1. Estrategia $F_{0.1}$

La implementación de la estrategia $F_{0.1}$ supone reducir en un 11% la mortalidad pesquera durante el período de gestión respecto a la de 2001, año en el que comienza la gestión. Por tanto, se espera que con la aplicación de $F_{0.1}$ el stock mejore su situación de ligera sobreexplotación.

Estado del stock y de la pesquería

Con la estrategia $F_{0.1}$, el stock alcanza, prácticamente, el nivel del **RMS** a partir del año 2005, aunque nunca llega a sobrepasarlo. Al final de la proyección, la biomasa reproductora se encuentra al 90% de la biomasa del **RMS** (véase la tabla 4.3). Como la gestión también depende de los factores económicos, el nivel de mortalidad de la estrategia implementada no garantiza por si solo que el stock se recupere por encima del nivel del **RMS**, a pesar de que la mortalidad de la estrategia $F_{0.1}$ es menor que la F_{RMS} . Sin embargo, se aproxima a este nivel de una manera casi asintótica, sin llegar a alcanzarlo en el período de gestión.

Para las predicciones realizadas bajo el escenario 4, que contempla incertidumbre en los precios y en la capturabilidad, el ratio **S1** toma valores mayores que 1 más del 30% de las veces, lo que podría hacer pensar que la biomasa se ha recuperado, e, incluso, que se encuentra por encima de los niveles del **RMS**, cuando en realidad no es así.

En la figura 4.4 se muestran los valores de los ratios $\frac{SSB}{S_{RMS}}$ y $\frac{F}{F_{RMS}}$ para los años de aplicación de la estrategia $F_{0.1}$. La incertidumbre provoca que las proyecciones sean distintas de la que se obtiene a partir del caso base (representada por la línea continua en negro).

La mediana se encuentra muy próxima a los valores "reales" de los dos estadísticos, pero el rango intercuartílico aumenta a medida que nos alejamos en el tiempo. Así, la media de S_I es 0,8469, (véase la tabla 4.3), lo que significa que la biomasa reproductora en el año 2015 está por debajo de la biomasa reproductora del RMS en un 15%, encontrándose el ratio S_I en un intervalo de confianza al 95% de (0,8048, 0,8889).

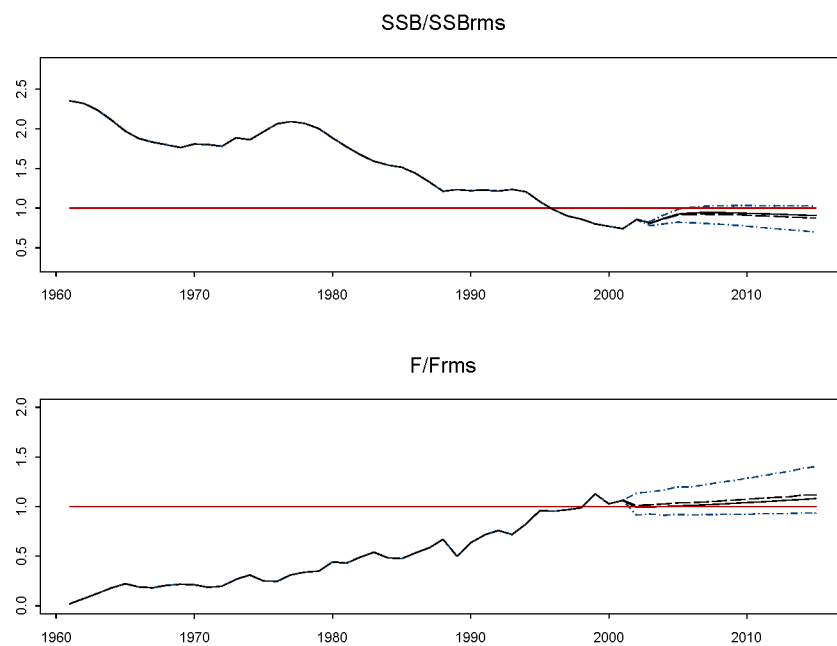


Figura 4.4. Ratio de la biomasa reproductora respecto a la biomasa reproductora del RMS (arriba) y mortalidad pesquera respecto a F_{RMS} (abajo) de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia $F_{0.1}$. Las líneas continuas en negro corresponden a la proyección del caso base; las líneas discontinuas en azul, a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de los valores simulados. La línea continua roja es el umbral de sobreexplotación ($SSB > SSB_{RMS}$ o $F > F_{RMS}$).

En este intervalo no se encuentra el valor “real”, 0,9056, resultado de proyectar el caso base. Es decir, la “verdadera” situación indica una ligera sobreexplotación al final del período, pero la percepción que tendríamos de ella podría encontrarse en el rango de variación de la distribución de S_3 , por lo que el conocimiento que podemos tener del estado del stock es muy incierto: puede situarnos tanto en una situación de sobreexplotación, como en una situación de subexplotación del stock. El peligro de la incertidumbre para la conservación del stock se encuentra en el caso de que las proyecciones sean demasiado optimistas, es decir, que el stock esté más explotado de lo que se percibe mediante las proyecciones. Sin embargo, desde el punto de vista económico, la situación puede ser a la inversa, es decir, cuando la previsión es demasiado buena biológicamente hablando, el capital de la flota se verá reducido más de lo necesario. Una situación similar se produce con la mortalidad por pesca. Al implementar la estrategia mediante el control del esfuerzo, pero teniendo en cuenta que los pescadores pueden modificar la capturabilidad y que los precios varían aleatoriamente, la mortalidad por pesca total varía como consecuencia de los cambios aleatorios en la $F_{ESP,PS}$. Así, aunque el esfuerzo de la flota española, $E_{ESP,PS}$, se mantenga fijo y determinado por la estrategia $F_{0,1}$, el ratio $\frac{F}{F_{RMS}}$ no es constante, y la proyección del caso base genera valores que van en aumento, es decir, la mortalidad total está creciendo.

Las predicciones estocásticas generan series donde más del 50% de los datos simulados sobrepasan el nivel F_{RMS} . La proyección del caso base da lugar a un ratio de $\frac{F}{F_{RMS}}$ para el año 2015 de 1,08, mientras que la media de este valor en las predicciones estocásticas es de 1,22 y la mediana, 1,12 (tabla 4.3); ambas reflejan un nivel de explotación mayor que el de la predicción determinista. Es decir, la percepción que tendríamos del nivel de F , por término medio, es que esta sobrepasa al F_{RMS} , pero más aún de lo que lo hace en realidad.

La figura 4.5 muestra los diagramas de caja de los estadísticos obtenidos al final de la proyección: **S1**, **S2** y **S3**. El estadístico más sensible a la incertidumbre es **S3**, seguido de **S1**, y, finalmente, el más robusto es el **S2**. Este hecho concuerda con los resultados de las evaluaciones (ICCAT, 2003), en los que el rendimiento máximo sostenible es el estadístico más robusto frente a variaciones en diferentes parámetros, a diferencia de los indicadores del estado del stock y de la mortalidad pesquera. A simple vista se aprecia que la incertidumbre produce medidas más sesgadas para los niveles de mortalidad pesquera, cuyos valores medios se alejan más de los del caso base, es decir, la media y la mediana del ratio **S3** se alejan más de 1 que los otros estadísticos, **S1** y **S2**; además, la incertidumbre genera estimaciones de mortalidad con variabilidad mayor. En menor medida, le ocurre lo mismo al ratio **S1**, tanto en lo que respecta al sesgo como en lo que respecta a la variabilidad.

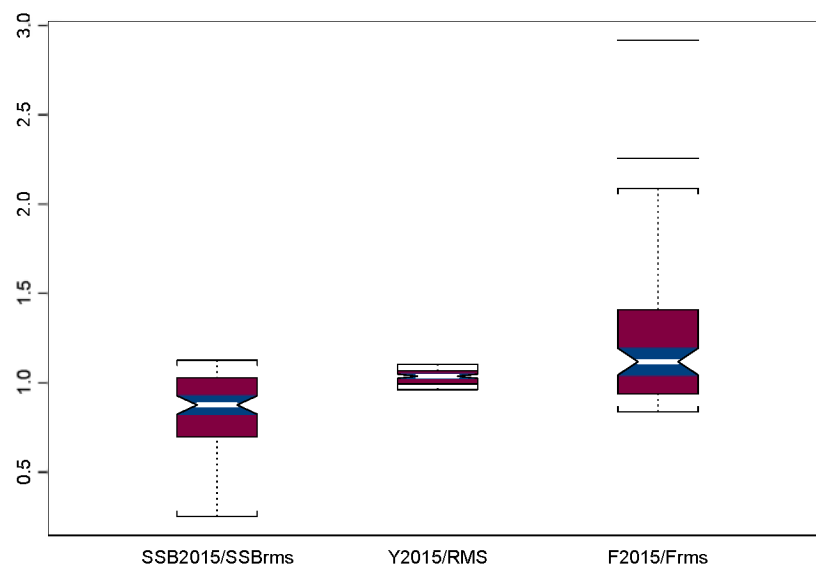


Figura 4.5. Diagramas de caja de los estadísticos **S1**, **S2** y **S3** generados por el modelo operativo para la estrategia F_{a1} .

Gestión

De las cien simulaciones realizadas, el 64% de las veces (para todos los años e iteraciones) no se cumple la estrategia establecida (véase la tabla 4.4), es decir, la mortalidad pesquera observada supera a la $F_{0.1}$ fijada, debido a cambios en la capturabilidad (parámetros τ y h), o bien a cambios en el esfuerzo debido a la bajada de los precios.

Esto pone de manifiesto que una reducción de la incertidumbre en la capturabilidad de la flota, a base de optimizar los sistemas de información sobre la eficiencia de los barcos y su capital, puede reducir la incertidumbre en las predicciones que tenemos sobre el stock.

Economía

La figura 4.6 ilustra las consecuencias económicas de la implementación de la estrategia $F_{0.1}$ sobre la flota española de cerco en el escenario 4, i.e., considerando incertidumbre en la capturabilidad y en los precios. La tendencia de las capturas, ingresos, costes totales y beneficios es creciente a lo largo de la proyección, a medida que se va produciendo una paulatina recuperación del stock, aunque el rango de variabilidad es amplio para todas estas variables. Los precios siguen una tendencia decreciente, siendo para el rabil grande mucho más robustos que para el rabil pequeño.

Al comienzo de la gestión, el capital de la flota es la variable económica que se ve más afectada por la aplicación de la estrategia, que la hace disminuir hasta el nivel que tenía la flota en 1997, ya que la sobreexplotación del stock generado por el exceso de esfuerzo pesquero es debida a la sobredimensión de la flota.

Las capturas al final de la proyección tienen el rango de variación más amplio de todas las medidas económicas, junto con las predicciones estocásticas del capital (véase la tabla 4.4).

En más del 50% de los casos, la series proyectadas de capital superarían a la proyección del caso base, pues la serie de este último se encuentra por debajo de la correspondiente a la mediana en todo el período de gestión (véase la figura 4.6). Es decir, las predicciones que se harían sobre el número de barcos de la flota en el futuro serían mayores que las que tendríamos en la “realidad”, e, incluso, en más del 50% de los casos, la flota sufriría un descenso inicial, para recuperarse de nuevo hacia el año 2006, algo que en la predicción determinista no sucede, ya que antes del 2010 el capital se estabiliza en torno a los 16 barcos. Esto viene a decir que, debido al desconocimiento que se tiene sobre la capturabilidad y los precios, al implementar esta estrategia puede ocurrir que, en muchos casos, aparentemente la flota aumente su capital en un futuro mucho más de lo que lo va a hacer en la “realidad”.

Igualmente, en más del 50% de los casos los beneficios proyectados son mayores que los que realmente obtendría la flota española.

La proyección del caso base predice al final del período unas capturas de rabil de 39 606 tm (véase la tabla 4.4) para la flota española de cerco, que generarían unos beneficios acumulados con tasa de descuento 0 de 588 884 947 €, y un capital en el año 2015 de 234 869 441 €, repartido entre 16 barcos. Tomando como valor de referencia la mediana de la distribución de capturas en 2015, el valor de la captura predicho en el escenario 4 es de 42 762 tm, para un capital de 16,7 barcos; si se utiliza la media, esta se aleja de la predicción determinista, con unas capturas de 45 324 y un capital formado por 18,85 barcos (unos 19 barcos). Esto supone que la aplicación de la estrategia $F_{0,1}$ produce una reducción de la flota de un 6%, según la predicción de los datos del caso base. Sin embargo, tomando como referencia los resultados de la mediana de la distribución del capital, la reducción que se produciría sería de un 2%. Es decir, la incertidumbre en la capturabilidad y en los precios hace que, por término medio, el valor del capital esté sobreestimado y la flota sobredimensionada al final de la gestión en torno a un 4%.

El número de barcos al final del período se ha estimado manteniendo, para 2015, los valores de 2001 relativos a la proporción entre el numero de barcos del año y el capital estimado para la flota. Si en 2001 la flota española de cerco en el Atlántico estaba compuesta por 17 barcos y el capital estimado de esta flota era de 248 941 841 €, entonces, para el capital estimado en el año 2015, x , el número de barcos de la flota española de cerco es:

$$N.º\ barcos_{2015} = x \cdot \frac{17}{248\ 941\ 841} \quad [4.14]$$

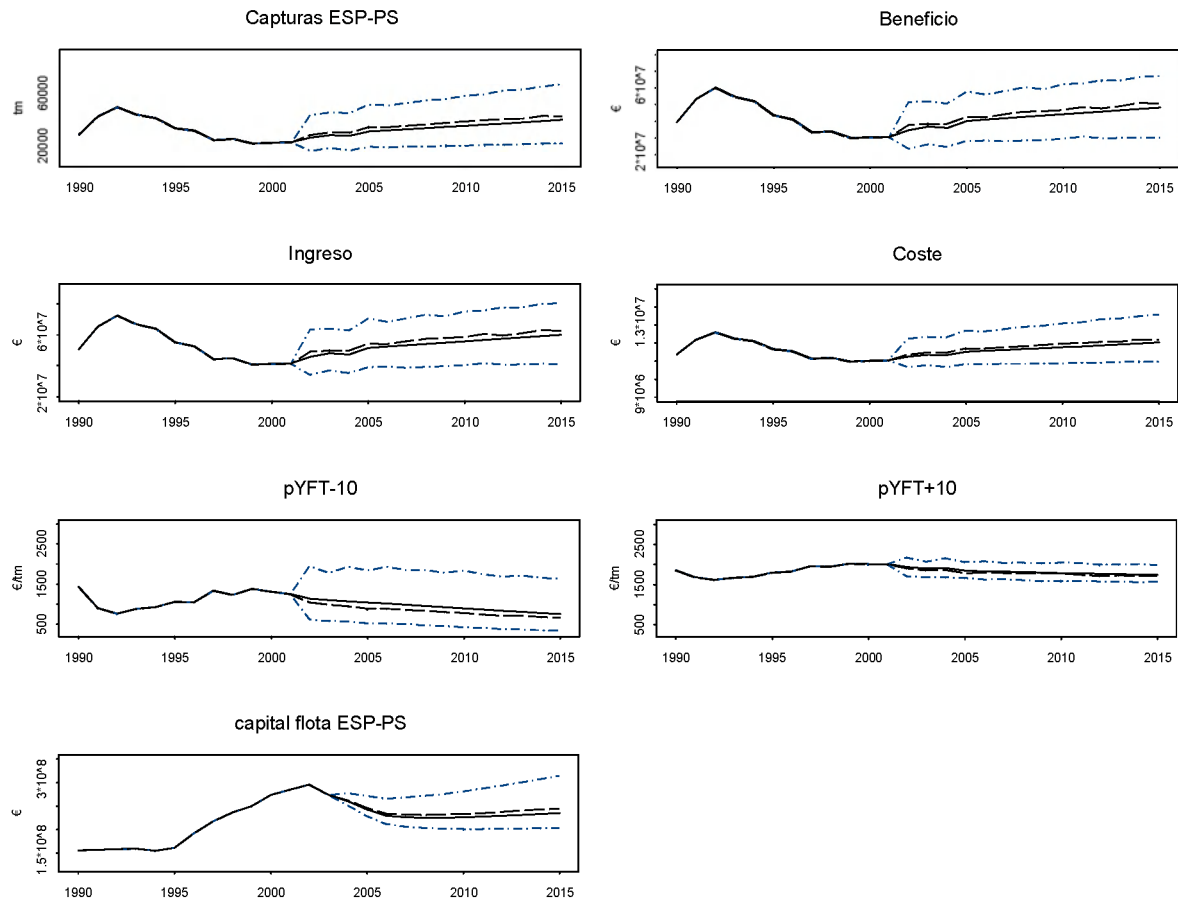


Figura 4.6. Representación de los datos de la flota española de cerco relativos a las capturas de rabil atlántico, los beneficios, los ingresos, los costes y el capital obtenidos de las capturas de rabil atlántico junto a los precios de primera venta en España de las dos categorías comerciales de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia $F_{0.1}$. Las líneas continuas en negro corresponden a la proyección del caso base; las líneas discontinuas en azul, a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de las distribuciones de las series de datos simulados.

En la tabla 4.3 se comparan los valores obtenidos en las simulaciones con las predicciones del caso base. Para cada medida de resultados se calculan la media y sus intervalos de confianza al 95%, la mediana y la predicción determinista del caso base.

En el caso de las medidas de resultados relacionadas con el stock y la pesquería, **S1**, **S2** y **S3**, la mediana se encuentra más cerca del valor del caso base que la media; los intervalos de confianza de esta última no contienen el valor de la predicción determinista, exceptuando el del estadístico **S2**. Los beneficios del caso base, descontados con distintas tasas de descuento, se asemejan más a los valores medios de sus distribuciones aleatorias correspondientes, y se encuentran dentro de los intervalos de confianza de la media, por lo que para estas medidas económicas la media es un valor más representativo, mientras que las capturas y el capital del caso base en el año 2015 se acercan más al valor de la mediana.

$F_{0,1}$		Linf	MEDIA	Lsup	MEDIANA	CASO BASE	MEDIDA
CRITERIOS STOCK Y PESQUERÍA	$S1$	0,8048	0,8469	0,8889	0,8728	0,9056	%
	$S2$	1,0193	1,0274	1,0355	1,0335	1,0314	%
	$S3$	1,1479	1,2239	1,3000	1,1151	1,0814	%
CRITERIOS ECONÓMICOS	$C2015$	40 029	45 324	50 619	42 762	39 606	tm
	$K2015$	255	276	297	245	235	10 ⁶ €
	$VP0$	570	621	673	633	589	10 ⁶ €
	$VP5$	448	489	530	495	462	10 ⁶ €
	$VP10$	419	457	495	463	432	10 ⁶ €
	$VP15$	409	447	484	451	421	10 ⁶ €
	$VP0,05$	394	430	465	434	405	10 ⁶ €
	$VP0,1$	283	309	335	311	290	10 ⁶ €
	$N^{\circ}B2015$		18,85		16,71	16,03	

Tabla 4.3. Valores de la media, intervalos de confianza al 95% de la media y mediana de las distribuciones de las medidas de resultados de evaluación, gestión y económicos y valores proyectados del caso base al implementar la estrategia $F_{0,1}$.

Comparación de la incertidumbre entre los tres escenarios y la incertidumbre total

Los resultados de la incertidumbre en las medidas estadísticas dependen de las distribuciones aleatorias asignadas inicialmente en cada escenario. En el escenario 1, la distribución del parámetro τ tiene un coeficiente de variación de 0,014; en el escenario 2, la distribución de h tiene un coeficiente de variación de 1,311 y, en el escenario 3, los precios están multiplicados por un componente lognormal con un coeficiente de variación de 0,03.

Partiendo de estos valores de incertidumbre en los parámetros iniciales, se comparan, mediante los coeficientes de variación, los efectos de las distintas incertidumbres sobre el estado del stock, la economía de la flota española de cerco y el cumplimiento de la estrategia de gestión.

El coeficiente de variación es una medida que permite comparar la incertidumbre en los estadísticos que se miden en distintas unidades (Peña, 1998), pero no tiene la propiedad de ser aditivo (pues la suma de las varianzas no es la varianza de la suma cuando las variables no son independientes). Por tanto, no es posible asegurar que la suma de las incertidumbres en cada escenario sea igual a la incertidumbre total cuando se consideran todas las fuentes de variación simultáneamente, ya que puede haber efectos solapados en el modelo producidos por la interacción de las variables. Sin embargo, la mayor variabilidad, tanto en las estimaciones económicas como en el conocimiento del estado del stock, está provocada por el componente tecnológico de la capturabilidad, pues todos los coeficientes de variación son mayores en el escenario 1 (tabla 4.4), a pesar de que la eficiencia es la componente que menor incertidumbre tiene a priori, seguida del capital, y, finalmente, de los precios. Estos últimos producen variaciones menores en los resultados de las simulaciones.

$F_{0,1}$		ESCENARIO 1	ESCENARIO 2	ESCENARIO 3	ESCENARIO 4	MEDIDA
CRITERIOS STOCK Y PESQUERÍA	$S1$	0,1875	0,1080	0,0020	0,2484	CV
	$S2$	0,0408	0,0200	0,0060	0,0394	CV
	$S3$	0,2261	0,1170	0,0060	0,3107	CV
CRITERIOS ECONÓMICOS	$C2015$	0,6182	0,2770	0,0220	0,5842	CV
	$K2015$	0,2439	0,1290	0,0030	0,3834	CV
	$VP0$	0,4341	0,2050	0,0110	0,4144	CV
	$VP5$	0,4335	0,2070	0,0110	0,4154	CV
	$VP10$	0,4333	0,2080	0,0110	0,4157	CV
	$VP15$	0,4333	0,2080	0,0110	0,4158	CV
	$VP0,05$	0,4332	0,2090	0,0110	0,4159	CV
	$VP0,1$	0,4326	0,2120	0,0110	0,4178	CV
CRITERIO DE GESTIÓN	$F > F_{0,1}$	0,55	0,89	0,14	0,64	porcentaje

Tabla 4.4. Coeficientes de variación de las medidas del stock, de la pesquería y económicas, y porcentaje de incumplimiento para los cuatro escenarios de incertidumbre de la estrategia $F_{0,1}$.

En todos los escenarios se aprecia que las medidas relativas al estado del stock y la pesquería son menos sensibles a las variaciones en la capturabilidad y en los precios que las medidas económicas. Este resultado contrasta con el obtenido por Ulrich *et al.* (2002), que obtiene un mayor efecto de la variabilidad en la capturabilidad sobre los stocks de platija (*Pleuronectes platessa* L.) y lenguado (*Solea solea* L.) del mar del Norte que sobre los beneficios de la flota.

Los beneficios descontados con distintas tasas de descuento tienen una variabilidad muy similar, y mayor que la variabilidad del capital.

La captura de la flota española de cerco al final de la proyección es el estadístico menos robusto frente a todas las incertidumbres.

Respecto al grado de cumplimiento de $F_{0,1}$, la incertidumbre en los valores del capital es la causa principal de que la estrategia no se cumpla, seguida de la incertidumbre en la eficiencia y, por último, de la incertidumbre en los precios. Es decir, el efecto de la incertidumbre en la inversión en capital de la flota sobre el incremento en la capturabilidad es lo que hace que no se sepa con exactitud si la estrategia se está cumpliendo o no.

Resumiendo, la variabilidad en la capturabilidad debida a la eficiencia de la flota es la que genera una incertidumbre mayor en los resultados respecto al estado del stock y los valores económicos, y la variabilidad en la capturabilidad debida al capital, la que genera un grado de incumplimiento mayor de la estrategia $F_{0,1}$. La variabilidad en los precios tiene un efecto menor sobre los resultados.

En las figuras 4.7 y 4.8 se plasman gráficamente estas ideas sobre la incertidumbre en cada escenario respecto al estado del stock y los beneficios. En ellas se comparan las distribuciones de frecuencias acumuladas de dos medidas de resultados: la biomasa reproductora en el año 2015 respecto a la biomasa reproductora del *RMS* (figura 4.7), y el beneficio acumulado sin descontar durante todo el período proyectado (figura 4.8). Cuanta más pendiente tiene distribución de frecuencias acumuladas, menor variabilidad tiene la variable que representa, y, cuanto más tarda en llegar al punto de abscisa 1, mayor incertidumbre genera ese escenario. En los dos gráficos, los precios son los que generan variables con menor rango de variación. La curva que mayor variabilidad tiene es la que representa los valores de las tres incertidumbres conjuntamente, porque acumula los efectos de la eficiencia, el capital y los precios. La eficiencia genera una variabilidad mayor que el capital, y, a su vez, mayor variabilidad sobre el beneficio que sobre la biomasa reproductora.

Un hecho curioso que se aprecia en la figura 4.8 es que la distribución del beneficio (línea de color negro) que genera el modelo con la incertidumbre total es casi una distribución uniforme, pues su función de distribución empírica es prácticamente recta, lo que implica que el valor presente del beneficio sin descontar puede tomar cualquier valor con la misma probabilidad.

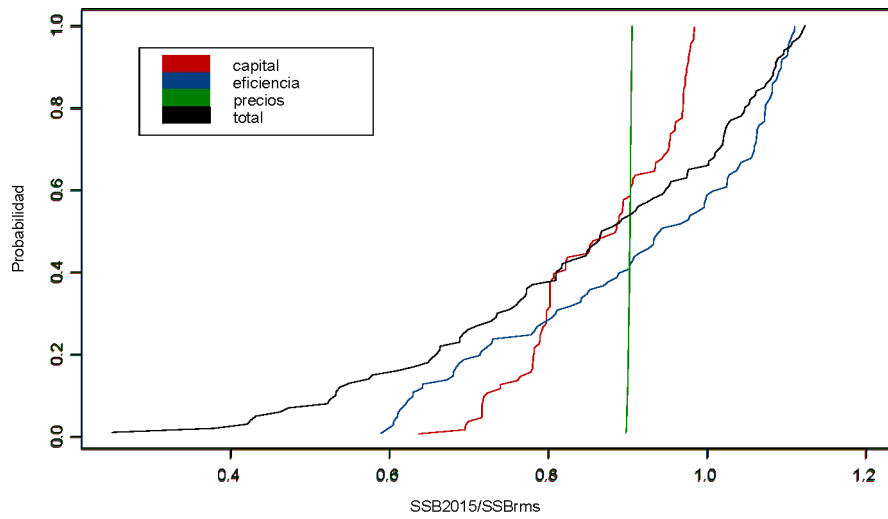


Figura 4.7. Funciones de distribución de frecuencias acumuladas de SSB_{2015} / SSB_{Brms} generadas en los cuatro escenarios de incertidumbre para la estrategia $F_{Q,1}$.

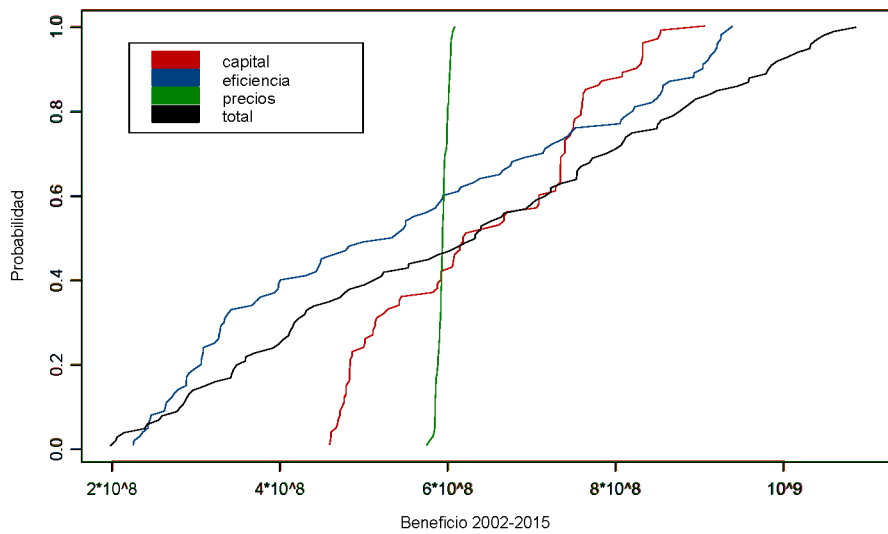


Figura 4.8. Funciones de distribución de frecuencias acumuladas del flujo de beneficios acumulados sin descontar durante la proyección (2002-2015) generadas en los cuatro escenarios de incertidumbre para la estrategia $F_{Q,1}$.

3.2. Estrategia $F_{40\%SPR}$

Estado del stock y la pesquería

La estrategia $F_{40\%SPR}$ supone una reducción de la mortalidad pesquera de un 20% respecto a la de 2001; es la más conservadora de todas las que se implementan y, por tanto, la que garantiza una recuperación del stock con mayor probabilidad (véase la figura 4.9).

Las predicciones deterministas del caso base para el año 2015 están muy próximas a los valores asociados al rendimiento máximo sostenible (véase la tabla 4.5).

La recuperación del stock es rápida, ya que, en el año 2005, ya habría alcanzado el nivel que produciría el *RMS*.

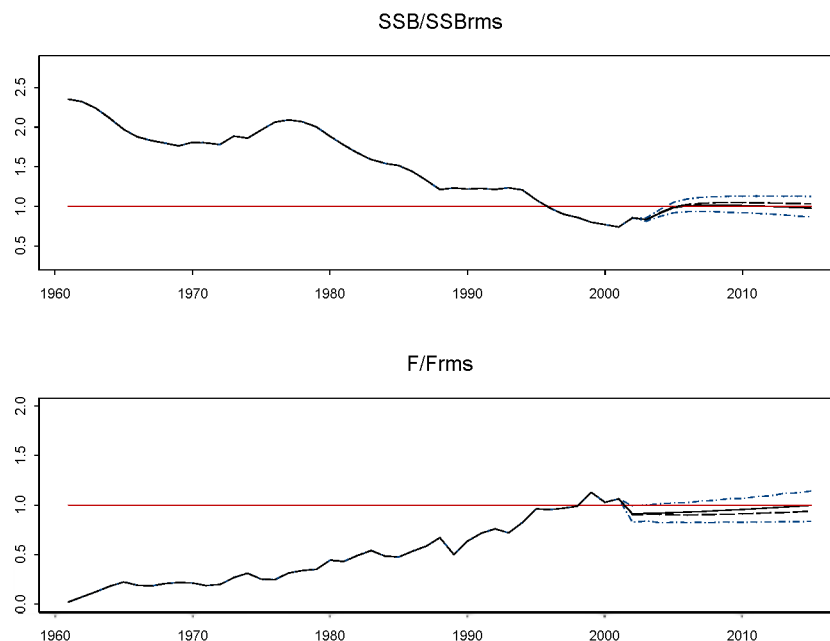


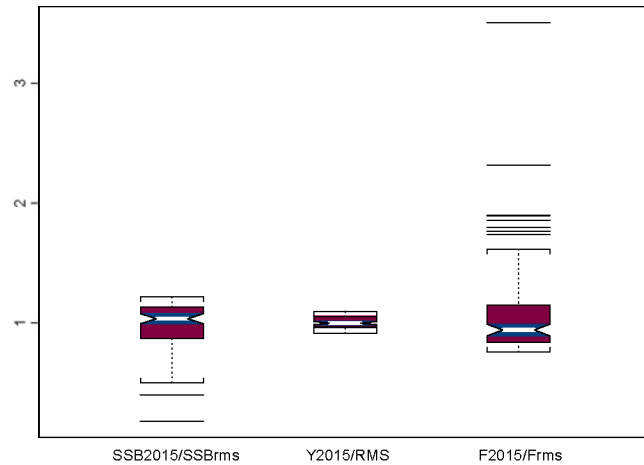
Figura 4.9. Ratio de la biomasa reproductora respecto a la biomasa reproductora del RMS (arriba) y mortalidad pesquera respecto a F_{RMS} (abajo) de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia $F_{40\%SPR}$. Las líneas continuas en negro corresponden a la proyección del caso base; las líneas discontinuas en azul, a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de los valores simulados. La línea continua roja es el umbral de sobreexplotación ($SSB > SSB_{RMS}$ o $F > F_{RMS}$).

Las predicciones estocásticas tienen la misma tendencia que la del caso base, cuyos resultados sobre el estado del stock (véase la tabla 4.5) se encuentran dentro de los intervalos de confianza al 95% de los valores medios de las proyecciones estocásticas. La media se aproxima más a los resultados deterministas que la mediana.

El *RMS* es el estadístico más robusto, siendo la F_{2015} y la SSB_{2015} más sensibles a las incertidumbres del modelo (véase la figura 4.10).

Figura 4.10. Diagramas de caja de los estadísticos $S1$, $S2$ y $S3$ generados por el modelo operativo para la estrategia

$F_{40\%SPR}$



$F_{40\%SPR}$		Linf	MEDIA	Lsup	MEDIANA	CASO BASE	MEDIDA
CRITERIOS STOCK Y PESQUERÍA	$S1$	0,9256	0,9675	1,0093	1,0303	0,9801	porcentaje
	$S2$	0,9929	1,0029	1,0129	0,9939	1,0160	porcentaje
	$S3$	0,9889	1,0656	1,1423	0,9377	0,9968	porcentaje
CRITERIOS ECONÓMICOS	$C2015$	35 918	40 937	45 957	34 323	41 384	tm
	$K2015$	214	235	257	201	213	10^6 €
	$VP0$	539	589	638	555	614	10^6 €
	$VP5$	424	463	502	436	481	10^6 €
	$VP10$	397	433	469	408	449	10^6 €
	$VP15$	387	423	458	398	438	10^6 €
	$VP0,05$	373	407	441	383	421	10^6 €
	$VP0,1$	268	292	317	275	301	10^6 €
	$N^{\circ}B2015$		16,07		13,73	14,57	

Tabla 4.5. Valores de la media, intervalos de confianza al 95% de la media y mediana de las distribuciones de las medidas de resultados de evaluación, gestión y económicos, y valores proyectados del caso base al implementar la estrategia $F_{40\%SPR}$

Gestión

De las 100 simulaciones realizadas para la implementación de la estrategias F , se ha encontrado que, cuando se combinan todas las incertidumbres —eficiencia, capital y precios— en el escenario 4, el 66% de las veces la estrategia no se cumple ($F > F_{40\%SPR}$) debido a cambios en capturabilidad y en los precios (tabla 4.8).

Sin embargo, cuando se realizan la simulaciones teniendo en cuenta cada una de las incertidumbres por separado, se observa que la disminución de los precios hace que en el escenario 3 la estrategia no se cumpla nunca; en el escenario 2, la variación en el capital hace que no se cumpla en un 96% de las veces y, en el escenario 1, la evolución de la eficiencia genera un incumplimiento del 62% (tabla 4.6). De nuevo, la incertidumbre en este último escenario es la que tiene un peso mayor sobre la incertidumbre total, pues los efectos del capital y los precios quedan en un segundo plano y el nivel de cumplimiento de la estrategia está determinado por la incertidumbre sobre la eficiencia.

$F_{40\%SPR}$		ESCENARIO 1	ESCENARIO 2	ESCENARIO 3	ESCENARIO 4	MEDIDA
CRITERIOS STOCK Y PESQUERÍA	$S1$	0,1700	0,1000	0,0000	0,2163	CV
	$S2$	0,0500	0,0300	0,0100	0,0500	CV
	$S3$	0,2200	0,1200	0,0100	0,3597	CV
CRITERIOS ECONÓMICOS	$C2015$	0,5700	0,2700	0,0200	0,6131	CV
	$K2015$	0,2200	0,1200	0,0000	0,4560	CV
	$VP0$	0,3900	0,2000	0,0100	0,4170	CV
	$VP5$	0,3900	0,2100	0,0100	0,4179	CV
	$VP10$	0,3900	0,2100	0,0100	0,4182	CV
	$VP15$	0,3900	0,2100	0,0100	0,4183	CV
	$VP0,05$	0,3900	0,2100	0,0100	0,4184	CV
	$VP0,1$	0,3900	0,2100	0,0100	0,4202	CV
	$F > F_{40\%SPR}$	0,62	0,96	1,00	0,66	porcentaje

Tabla 4.6. Coeficientes de variación de las medidas del stock, la pesquería y económicas, y porcentaje de incumplimiento para los cuatro escenarios de incertidumbre de la estrategia $F_{40\%SPR}$.

Economía

Con la estrategia implementada, al aplicar unos niveles de mortalidad menores que en el caso anterior, el stock se recupera con mayor rapidez de su nivel inicial de ligera sobreexplotación. Como consecuencia de esta recuperación, las capturas, los beneficios y los ingresos también aumentan en mayor medida que para la estrategia F_{a1} . Los precios del rabil pequeño disminuyen y se mantienen estables para el rabil grande, tras una ligera caída inicial (véase la figura 4.11).

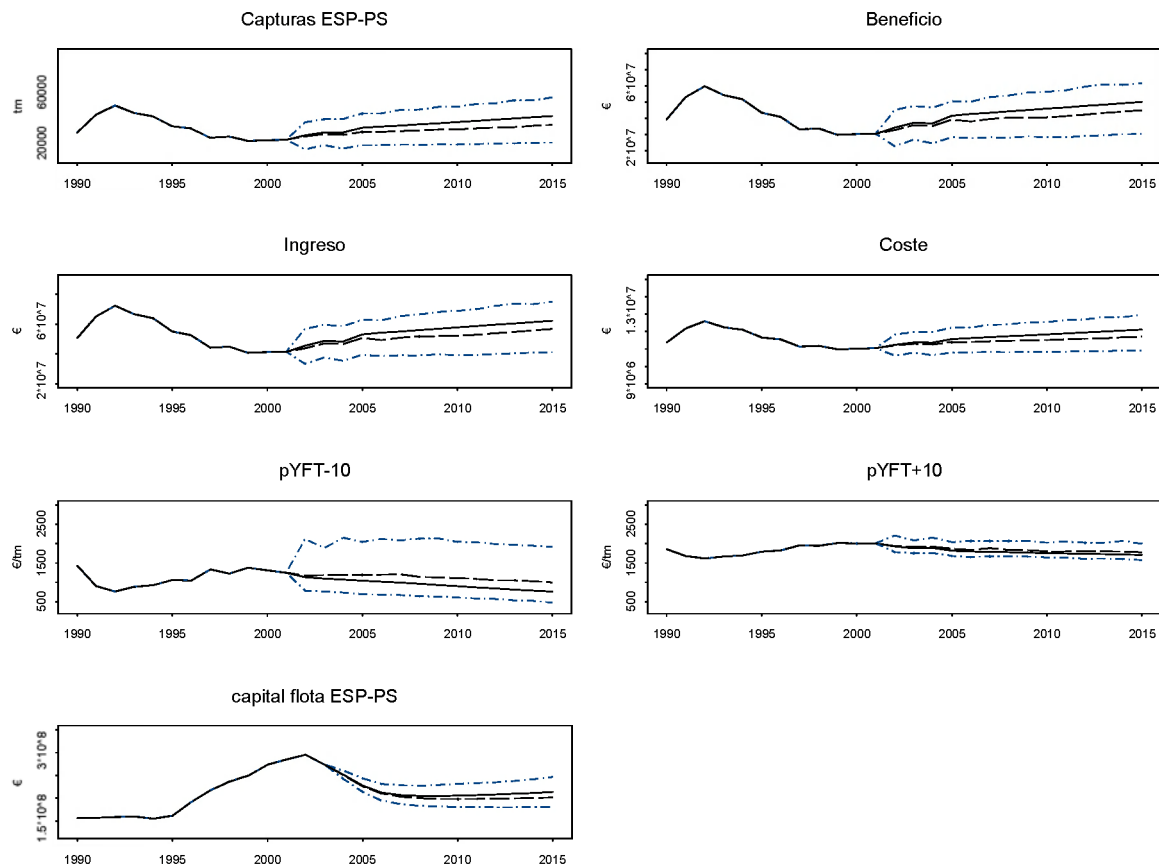


Figura 4.11. Representación de los datos de la flota española de cerco relativos a las capturas de rabil atlántico, los beneficios, los ingresos, los costes y el capital obtenidos de las capturas de rabil atlántico junto a los precios de primera venta en España de las dos categorías comerciales de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia $F_{40\%SPR}$. Las líneas continuas en negro corresponden a la proyección del caso base; las líneas discontinuas en azul, a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de las distribuciones de las series de datos simulados.

Los valores económicos proyectados por el modelo en el caso base —en la situación determinista— (véase la tabla 4.5) se encuentran dentro de los intervalos de confianza al 95% para las medias obtenidas de las simulaciones estocásticas, y están más próximos al valor de la media que al valor de la mediana, excepto para el valor del capital en el año 2015. Al final del período, el modelo predice unas capturas de 41 384 tm para la flota española de cerco (tabla 4.5), unos beneficios acumulados con tasa de descuento 0 en el período 2002-2015 de 614 millones de € y un capital de 213 millones de € en el año 2015, lo que supone que la flota estaría compuesta por 15 barcos, es decir, una reducción de la flota respecto al año 2015 de un 14%. Las predicciones estocásticas del número de barcos, tomando como referencia el valor de la mediana para el capital en el año 2015, corresponden a 14 barcos, y, con el valor de la media, a 16 barcos, lo que supondría una reducción en la flota de un 19% y un 5%, respectivamente.

Incertidumbre

El modelo es más sensible a la incertidumbre en la eficiencia tecnológica, de acuerdo con los coeficientes de variación de los resultados estadísticos de la tabla 4.6. El valor que tiene una incertidumbre mayor es el de las capturas en el año 2015. En general, los valores económicos son más sensibles a las incertidumbres que el estado del stock, aunque la diferencia entre ambos es menos acusada que en el caso de la estrategia $F_{0,1}$.

Las distribuciones de frecuencias acumuladas de la biomasa en el año 2015 respecto a la biomasa del *RMS*, y los beneficios acumulados sin descontar en la proyección (véanse las figuras 4.12 y 4.13) para cada escenario, también muestran que los precios generan muy poca variabilidad en estas dos medidas de resultados y que la incertidumbre total es muy similar a la debida a la variabilidad en la eficiencia tecnológica, pues las curvas de frecuencias acumuladas de cada una de ellas son muy parecidas.

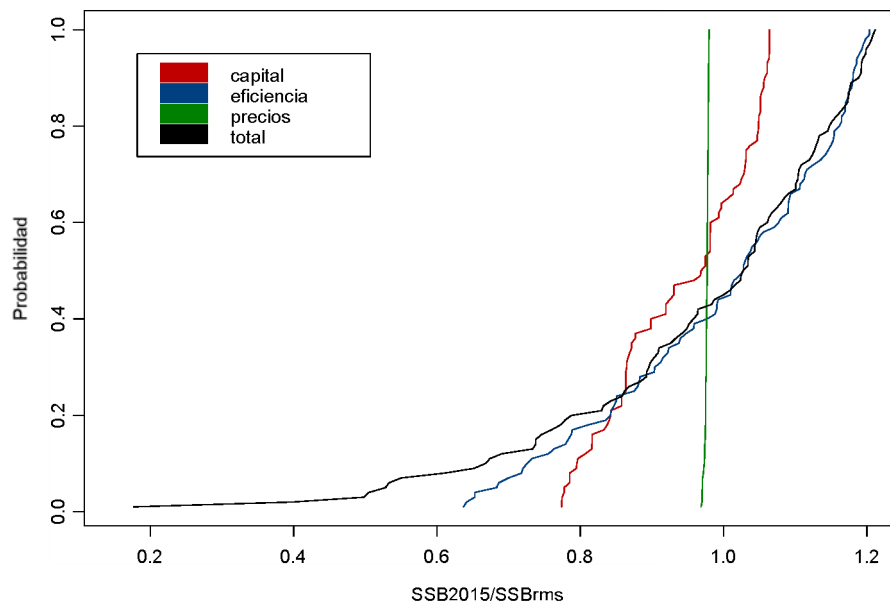


Figura 4.12. Funciones de distribución de frecuencias acumuladas de SSB_{2015} / SSB_{rms} generadas en los cuatro escenarios de incertidumbre para la estrategia $F_{40\%SPR}$.

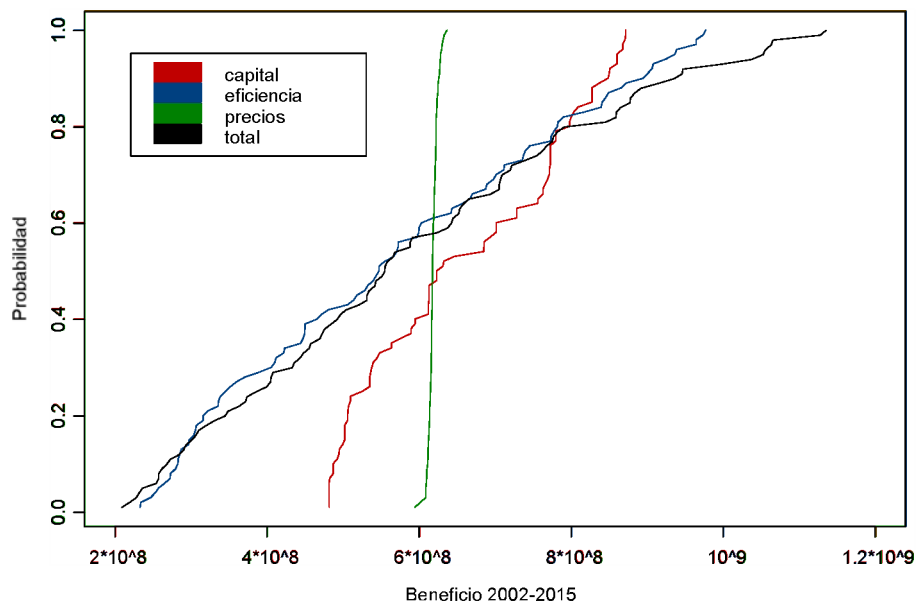


Figura 4.13. Funciones de distribución de frecuencias acumuladas del flujo de beneficios acumulados sin descontar durante la proyección (2002-2015) generadas en los cuatro escenarios de incertidumbre para la estrategia $F_{40\%SPR}$.

3.3. Otras estrategias

Los resultados mostrados para las estrategias $F_{0.1}$ y $F_{40\%SPR}$ se ofrecen también, para el resto de las estrategias simuladas, en las figuras 4.14 a 4.32 y en las tablas 4.7 a 4.14. Las consecuencias de la implementación de estas estrategias, todas ellas con un nivel de mortalidad superior al que produciría el rendimiento máximo sostenible, se comentan brevemente a continuación.

$F_{30\%2001}$

Si se aumenta la F en un 30% respecto a la F de 2001, la biomasa disminuye continuamente hasta el colapso; sin embargo, el capital aumenta más que con ninguna otra estrategia, hasta llegar a los 24 barcos en el año 2015. El resultado económico es que se obtienen los peores beneficios a lo largo del período proyectado de todas las estrategias implementadas. Es decir, con este aumento en el número de barcos, y unas capturas prácticamente iguales, la relación capturas/número de barcos es menor y, en consecuencia, también lo son los beneficios.

$F_{30\%SPR}$, F_{RMS} y F_{2001}

Los resultados son similares para las estrategias $F_{30\%SPR}$, F_{RMS} y F_{2001} . Las dos primeras estrategias suponen un incremento en la mortalidad pesquera de 2001 de un 8% y un 6%, respectivamente. En todos los casos, el nivel de sobreexplotación de la biomasa continúa aumentando; los beneficios crecen cada vez más lentamente a medida que la F se incrementa y aumenta el número de barcos de la flota española respecto a los que había en el año 2002. Aunque los rangos de variación de los estadísticos $S1$ y $S3$ son amplios, las distribuciones se encuentran entre los niveles de sobreexplotación para todas las estrategias. De igual modo, los beneficios proyectados y el capital de la flota estarían subestimados en más del 50% de los casos, pues los valores de la mediana quedan por debajo de la predicción del caso base.

$F_{30\%SPR}$		Linf	MEDIA	Lsup	MEDIANA	CASO BASE	MEDIDA
CRITERIOS STOCK Y PESQUERÍA	S1	0,6050	0,6324	0,6598	0,6627	0,6482	porcentaje
	S2	1,0350	1,0396	1,0442	1,0445	1,0518	porcentaje
	S3	1,4617	1,5347	1,6077	1,4262	1,4550	porcentaje
CRITERIOS ECONÓMICOS	C2015	29 149	33 306	37 464	29 935	32 323	tm
	K2015	352	377	402	338	345	10 ⁶ €
	VP0	436	476	516	461	485	10 ⁶ €
	VP5	345	377	408	363	383	10 ⁶ €
	VP10	323	353	383	340	358	10 ⁶ €
	VP15	316	345	374	332	350	10 ⁶ €
	VP0,05	304	332	360	319	337	10 ⁶ €
	VP0,1	436	476	516	461	485	10 ⁶ €
	NºB2015		25,75		23,05	23,56	

Tabla 4.7. Valores de la media, intervalos de confianza al 95% de la media; mediana de las distribuciones de las medidas de resultados de evaluación, gestión y económicos, y valores proyectados del caso base al implementar la estrategia $F_{30\%2001}$.

$F_{30\%2001}$		ESCENARIO 1	ESCENARIO 2	ESCENARIO 3	ESCENARIO 4	MEDIDA
CRITERIOS STOCK Y PESQUERÍA	S1	0,1500	0,1400	0,0000	0,2167	CV
	S2	0,0100	0,0100	0,0000	0,0221	CV
	S3	0,1500	0,1200	0,0100	0,2378	CV
CRITERIOS ECONÓMICOS	C2015	0,5900	0,3500	0,0200	0,6242	CV
	K2015	0,1800	0,1600	0,0000	0,3369	CV
	VP0	0,4000	0,2400	0,0100	0,4195	CV
	VP5	0,4000	0,2400	0,0100	0,4213	CV
	VP10	0,4000	0,2500	0,0100	0,4219	CV
	VP15	0,4000	0,2500	0,0100	0,4221	CV
	VP0,05	0,4000	0,2500	0,0100	0,4224	CV
	VP0,1	0,4000	0,2500	0,0100	0,4256	CV
CRITERIO DE GESTIÓN	$F > F_{30\%SPR}$	0,38	0,56	0,60	0,46	porcentaje

Tabla 4.8. Coeficientes de variación de la medidas del stock, la pesquería y económicas, y porcentaje de incumplimiento para los cuatro escenarios de incertidumbre de la estrategia $F_{30\%2001}$.

$F_{30\%SPR}$		Linf	MEDIA	Lsup	MEDIANA	CASO BASE	MEDIDA
CRITERIOS STOCK Y PESQUERÍA	S1	0.7030	0.7382	0.7733	0.7911	0.7717	porcentaje
	S2	1.0316	1.0360	1.0404	1.0376	1.0490	porcentaje
	S3	1.2909	1.3714	1.4518	1.2241	1.2569	porcentaje
CRITERIOS ECONÓMICOS	C2015	32952	37742	42532	31588	36024	tm
	K2015	298	323	348	276	284	10 ⁶ €
	VP0	487	533	579	502	539	10 ⁶ €
	VP5	384	421	457	395	424	10 ⁶ €
	VP10	360	394	428	370	396	10 ⁶ €
	VP15	351	385	418	361	387	10 ⁶ €
	VP0,05	338	370	402	347	372	10 ⁶ €
	VP0,1	244	268	291	250	267	10 ⁶ €
	NºB2015		22,05		18,83	19,36	

Tabla 4.9. Valores de la media, intervalos de confianza al 95% de la media; mediana de las distribuciones de las medidas de resultados de evaluación, gestión y económicos, y valores proyectados del caso base al implementar la estrategia $F_{30\%SPR}$.

$F_{30\%SPR}$		ESCENARIO 1	ESCENARIO 2	ESCENARIO 3	ESCENARIO 4	MEDIDA
CRITERIOS STOCK Y PESQUERÍA	S1	0,1400	0,1200	0,0000	0,2383	CV
	S2	0,0200	0,0100	0,0000	0,0213	CV
	S3	0,1500	0,1200	0,0100	0,2934	CV
CRITERIOS ECONÓMICOS	C2015	0,5200	0,3100	0,0200	0,6346	CV
	K2015	0,1800	0,1400	0,0000	0,3902	CV
	VP0	0,3600	0,2200	0,0100	0,4314	CV
	VP5	0,3600	0,2300	0,0100	0,4336	CV
	VP10	0,3600	0,2300	0,0100	0,4343	CV
	VP15	0,3600	0,2300	0,0100	0,4346	CV
	VP0,05	0,3600	0,2300	0,0100	0,435	CV
	VP0,1	0,3600	0,2300	0,0100	0,439	CV
CRITERIO DE GESTIÓN	$F > F_{30\%SPR}$	0,50	0,68	1,00	0,54	porcentaje

Tabla 4.10. Coeficientes de variación de la medidas del stock, la pesquería y económicas, y porcentaje de incumplimiento para los cuatro escenarios de incertidumbre de la estrategia $F_{30\%SPR}$.

F_{RMS}		Linf	MEDIA	Lsup	MEDIANA	CASO BASE	MEDIDA
CRITERIOS STOCK Y PESQUERÍA	$S1$	0,8167	0,8552	0,8936	0,9187	0,8732	porcentaje
	$S2$	1,0171	1,0242	1,0313	1,0181	1,0369	porcentaje
	$S3$	1,1235	1,2041	1,2847	1,0623	1,1208	porcentaje
CRITERIOS ECONÓMICOS	$C2015$	34 359	39 221	44 083	32 473	38 785	tm
	$K2015$	249	274	299	231	245	10^6 €
	$VP0$	515	562	609	506	577	10^6 €
	$VP5$	405	443	40	397	453	10^6 €
	$VP10$	379	414	449	371	424	10^6 €
	$VP15$	370	404	439	362	413	10^6 €
	$VP0,05$	356	389	422	348	398	10^6 €
	$VP0,1$	257	281	304	249	285	10^6 €
	$N^{\circ}B2015$		18,71		15,79	16,75	

Tabla 4.11. Valores de la media, intervalos de confianza al 95% de la media; mediana de las distribuciones de las medidas de resultados de evaluación, gestión y económicos, y valores proyectados del caso base al implementar de la estrategia F_{RMS} .

F_{RMS}		ESCENARIO 1	ESCENARIO 2	ESCENARIO 3	ESCENARIO 4	MEDIDA
CRITERIOS STOCK Y PESQUERÍA	$S1$	0,1800	0,1100	0,0020	0,2247	CV
	$S2$	0,0300	0,0200	0,0050	0,0346	CV
	$S3$	0,2000	0,1200	0,0050	0,3347	CV
CRITERIOS ECONÓMICOS	$C2015$	0,5800	0,3000	0,0200	0,6198	CV
	$K2015$	0,2200	0,1400	0,0040	0,4632	CV
	$VP0$	0,4100	0,2200	0,0100	0,4207	CV
	$VP5$	0,4100	0,2200	0,0090	0,4222	CV
	$VP10$	0,4000	0,2300	0,0090	0,4226	CV
	$VP15$	0,4000	0,2300	0,0090	0,4228	CV
	$VP0,05$	0,4000	0,2300	0,0090	0,4231	CV
	$VP0,1$	0,4000	0,2300	0,0100	0,4258	CV
CRITERIO DE GESTIÓN	$F > F_{RMS}$	0,54	0,82	1,00	0,56	porcentaje

Tabla 4.12. Coeficientes de variación de la medidas del stock, la pesquería y económicas, y porcentaje de incumplimiento para los cuatro escenarios de incertidumbre de la estrategia F_{RMS} .

F_{2001}		Linf	MEDIA	Lsup	MEDIANA	CASO BASE	MEDIDA
CRITERIOS STOCK Y PESQUERÍA	S1	0,7510	0,7891	0,8273	0,8255	0,8254	porcentaje
	S2	1,0269	1,0327	1,0385	1,0366	1,0436	porcentaje
	S3	1,2184	1,3048	1,3913	1,1934	1,1823	porcentaje
CRITERIOS ECONÓMICOS	C2015	35 566	40 576	45 585	38 766	37 520	tm
	K2015	276	301	327	262	262	10 ⁶ €
	VP0	518	566	614	554	560	10 ⁶ €
	VP5	409	446	484	434	440	10 ⁶ €
	VP10	382	418	453	406	411	10 ⁶ €
	VP15	373	408	442	396	401	10 ⁶ €
	VP0,05	359	393	426	381	386	10 ⁶ €
	VP0,1	259	283	308	272	277	10 ⁶ €
	NºB2015		20,58		17,89	17,9	

Tabla 4.13. Valores de la media, intervalos de confianza al 95% de la media; mediana de las distribuciones de las medidas de resultados de evaluación, gestión y económicos, y valores proyectados del caso base al implementar de la estrategia F_{2001} .

F_{2001}		ESCENARIO 1	ESCENARIO 2	ESCENARIO 3	ESCENARIO 4	MEDIDA
CRITERIOS STOCK Y PESQUERÍA	S1	0,1700	0,1100	0,0000	0,2418	CV
	S2	0,0300	0,0100	0,0100	0,0283	CV
	S3	0,1900	0,1200	0,0100	0,3312	CV
CRITERIOS ECONÓMICOS	C2015	0,5900	0,3000	0,0300	0,6173	CV
	K2015	0,2100	0,1400	0,0000	0,4292	CV
	VP0	0,4100	0,2200	0,0100	0,4209	CV
	VP5	0,4100	0,2200	0,0100	0,4222	CV
	VP10	0,4100	0,2200	0,0100	0,4226	CV
	VP15	0,4100	0,2200	0,0100	0,4227	CV
	VP0,05	0,4100	0,2200	0,0100	0,423	CV
	VP0,1	0,4100	0,2300	0,0100	0,4254	CV
CRITERIO DE GESTIÓN	$F > F_{2001}$	0,49	0,76	1,00	0,59	porcentaje

Tabla 4.14. Coeficientes de variación de la medidas del stock, la pesquería y económicas, y porcentaje de incumplimiento para los cuatro escenarios de incertidumbre de la estrategia F_{2001} .

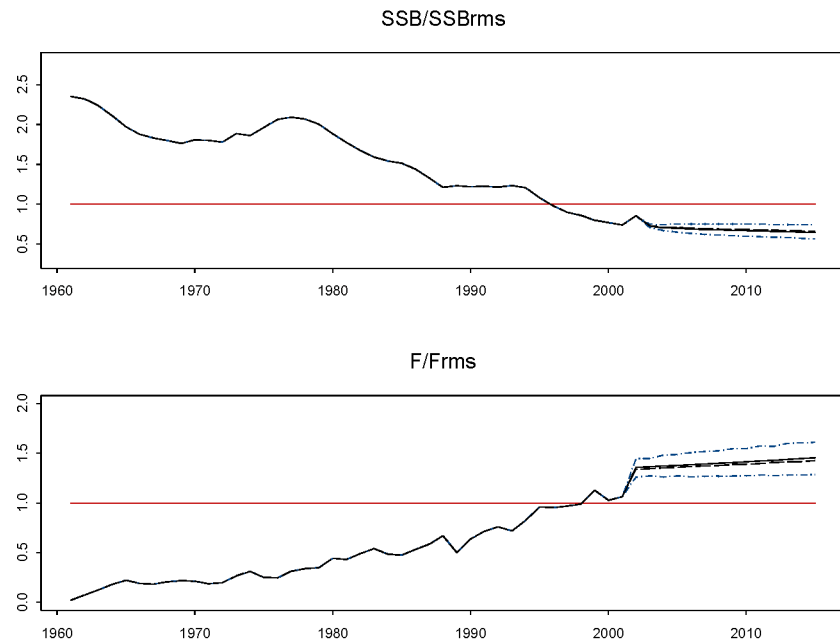


Figura 4.14. Ratio de la biomasa reproductora respecto a la biomasa reproductora del RMS (arriba) y mortalidad pesquera respecto a F_{RMS} (abajo) de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia $F_{30\%2001}$. La líneas continuas en negro corresponden a la proyección del modelo sin incertidumbre; las líneas discontinuas en azul a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de los valores simulados. La línea continua roja indica a partir de dónde hay sobreexplotación ($SSB > SSB_{RMS}$ o $F > F_{RMS}$).

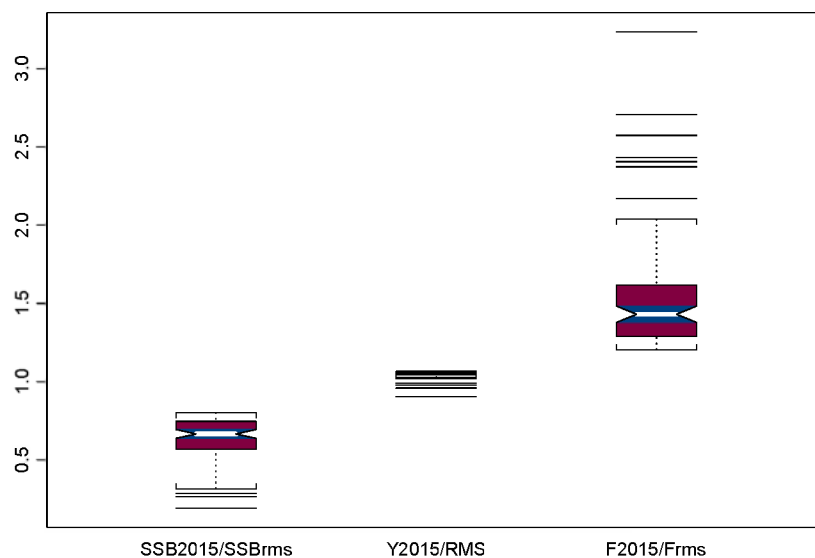


Figura 4.15. Diagramas de caja de los estadísticos S1, S2 y S3 generados por el modelo operativo para la estrategia $F_{30\%2001}$.

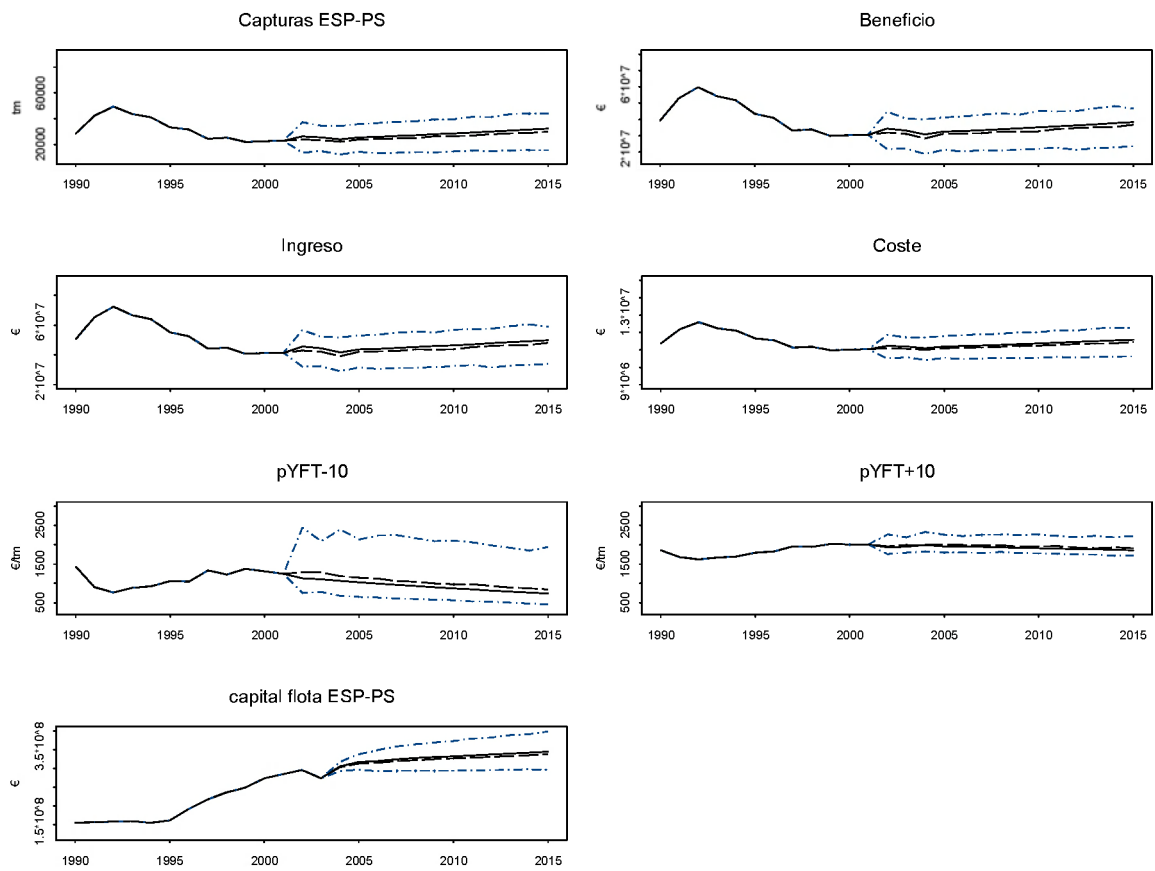


Figura 4.16. Representación de los datos de la flota española de cerco relativos a las capturas de rabil atlántico, los beneficios, los ingresos, los costes y el capital obtenidos de las capturas de rabil atlántico junto a los precios de primera venta en España de las dos categorías comerciales de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia F_{30%2001}. Las líneas continuas en negro corresponden a la proyección del caso base; las líneas discontinuas en azul, a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de las distribuciones de las series de datos simulados.

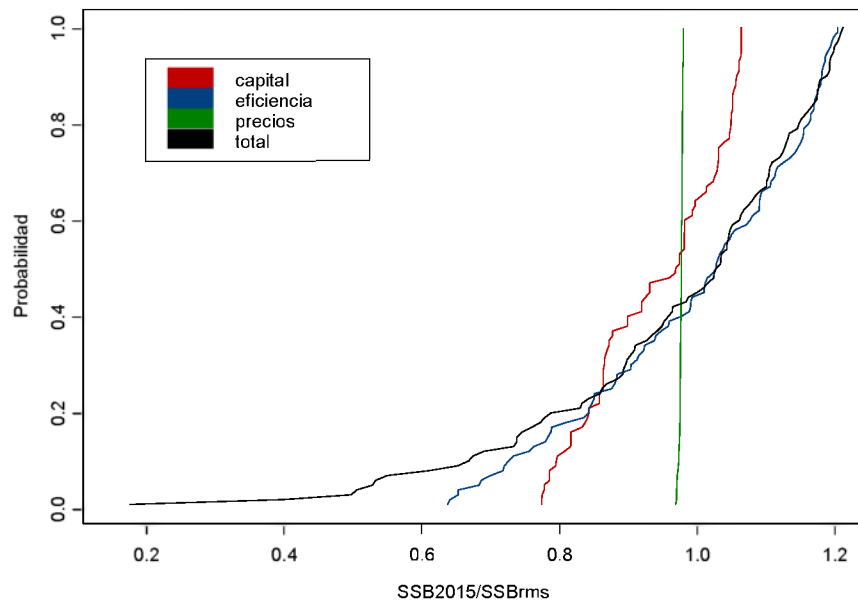


Figura 4.17. Funciones de distribución de frecuencias acumuladas de SSB_{2015}/SSB_{RMS} generadas en los cuatro escenarios de incertidumbre para la estrategia $F_{30\%2001}$.

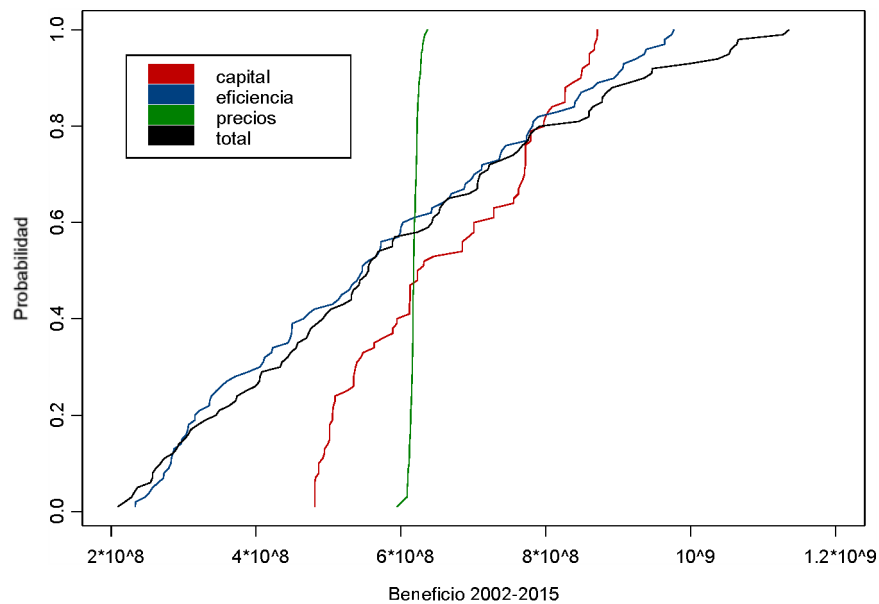


Figura 4.18. Funciones de distribución de frecuencias acumuladas del flujo de beneficios acumulados sin descontar durante la proyección (2002-2015) generadas en los cuatro escenarios de incertidumbre para la estrategia $F_{30\%2001}$.

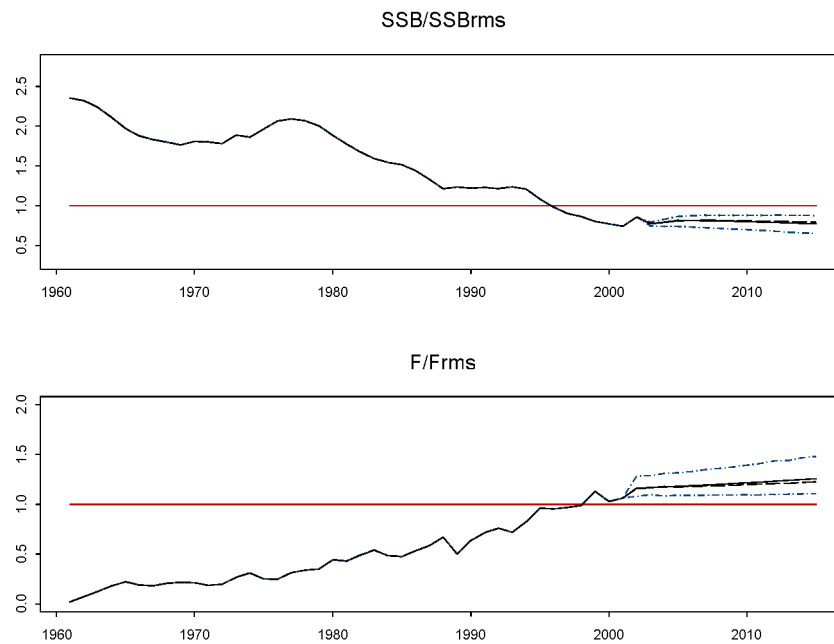


Figura 4.19. Ratio de la biomasa reproductora respecto a la biomasa reproductora del RMS (arriba) y mortalidad pesquera respecto a F_{RMS} (abajo) de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia $F_{30\%SPR}$. La líneas continuas en negro corresponden a la proyección del modelo sin incertidumbre; las líneas discontinuas en azul a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de los valores simulados. La línea continua roja indica a partir de dónde hay sobreexplotación ($SSB > SSB_{RMS}$ o $F > F_{RMS}$).

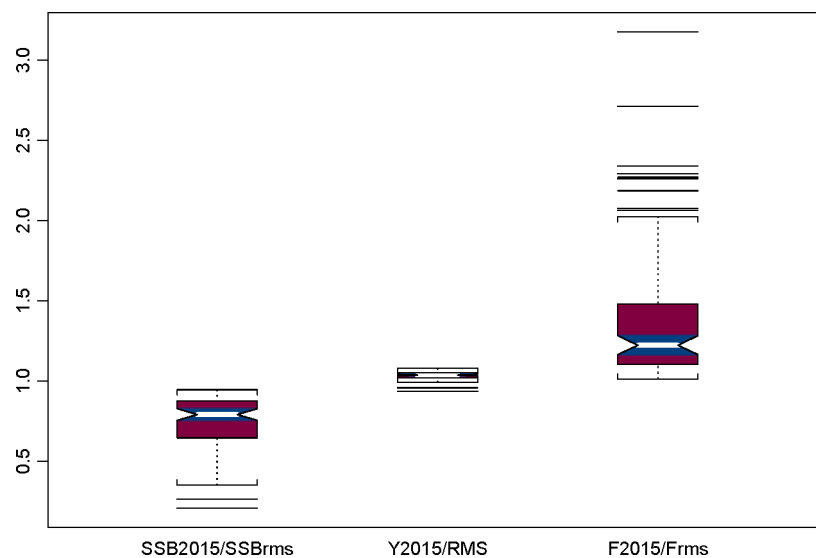


Figura 4.20. Diagramas de caja de los estadísticos S1, S2 y S3 generados por el modelo operativo para la estrategia $F_{30\%SPR}$.

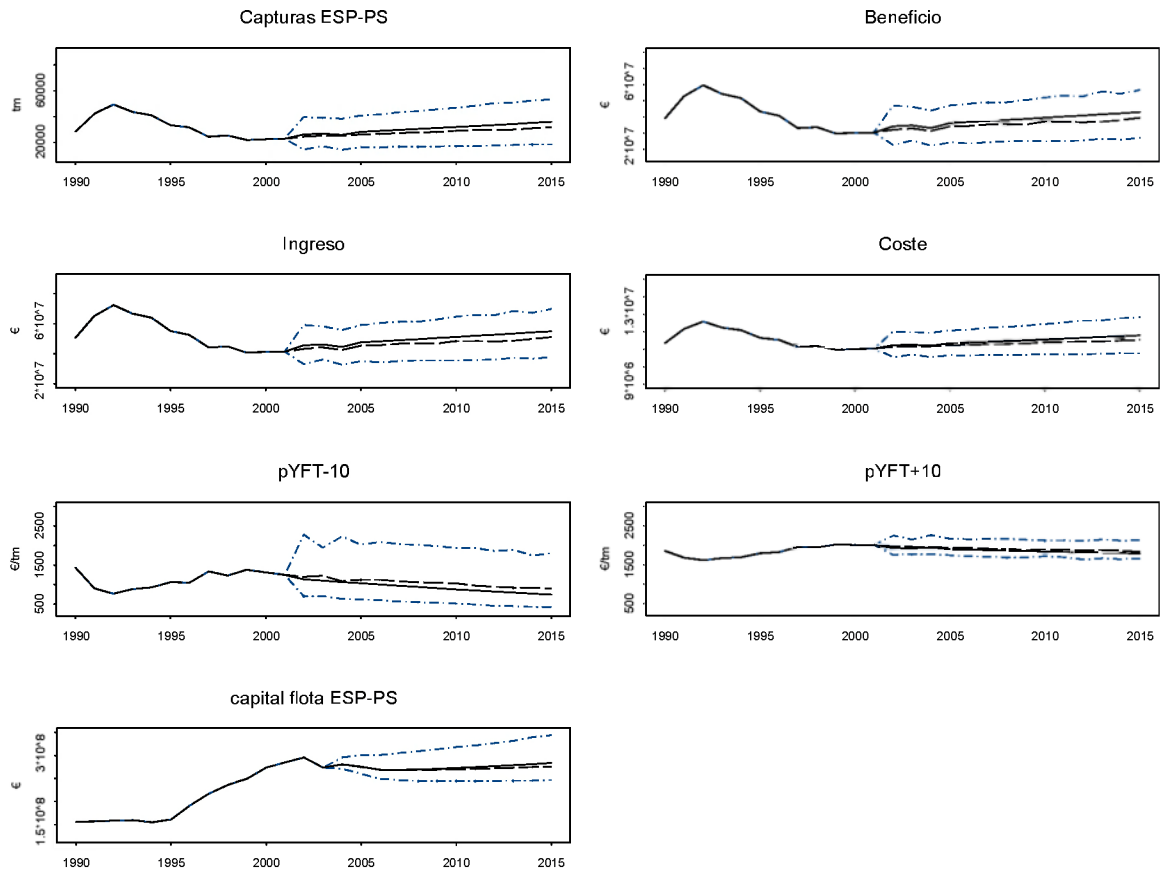


Figura 4.21. Representación de los datos de la flota española de cerco relativos a las capturas de rabil atlántico, los beneficios, los ingresos, los costes y el capital obtenidos de las capturas de rabil atlántico junto a los precios de primera venta en España de las dos categorías comerciales de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia $F_{30\%SPR}$. Las líneas continuas en negro corresponden a la proyección del caso base; las líneas discontinuas en azul, a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de las distribuciones de las series de datos simulados.

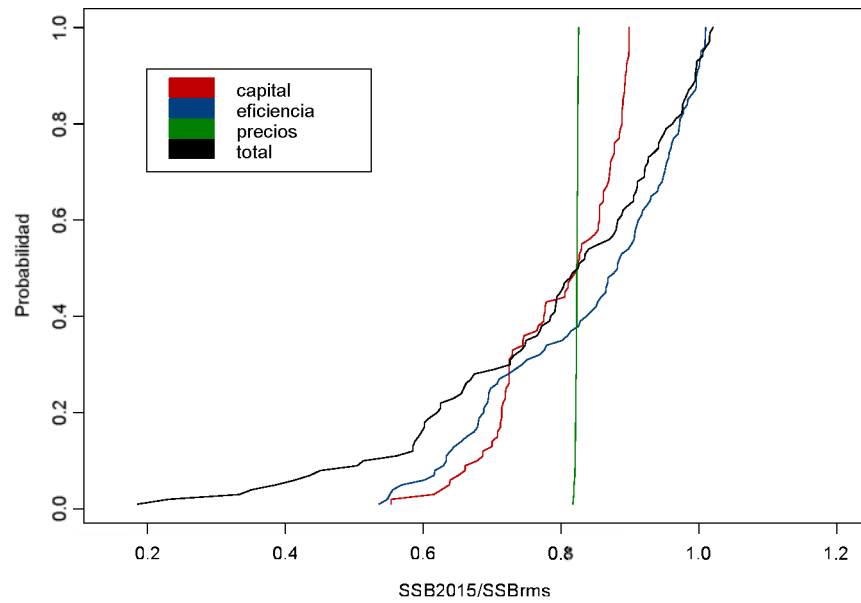


Figura 4.22. Funciones de distribución de frecuencias acumuladas de SSB_{2015}/SSB_{RMS} generadas en los cuatro escenarios de incertidumbre para la estrategia $F_{30\%SPR}$.

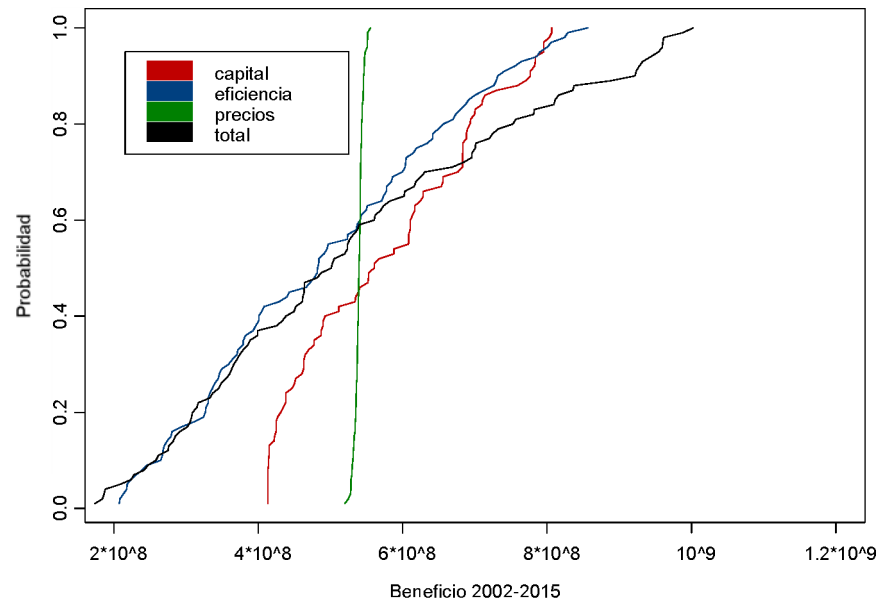


Figura 4.23. Funciones de distribución de frecuencias acumuladas del flujo de beneficios acumulados sin descontar durante la proyección (2002-2015) generadas en los cuatro escenarios de incertidumbre para la estrategia $F_{30\%SPR}$.

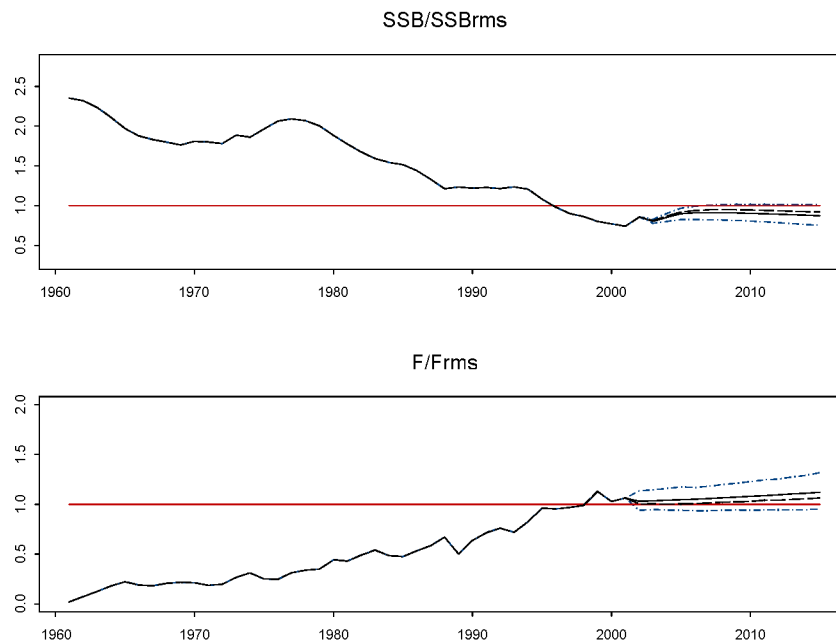


Figura 4.24. Ratio de la biomasa reproductora respecto a la biomasa reproductora del RMS (arriba) y mortalidad pesquera respecto a F_{RMS} (abajo) de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia F_{RMS} . La líneas continuas en negro corresponden a la proyección del modelo sin incertidumbre; las líneas discontinuas en azul, a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de los valores simulados. La línea continua roja indica a partir de dónde hay sobreexplotación ($SSB > SSB_{RMS}$ o $F > F_{RMS}$).

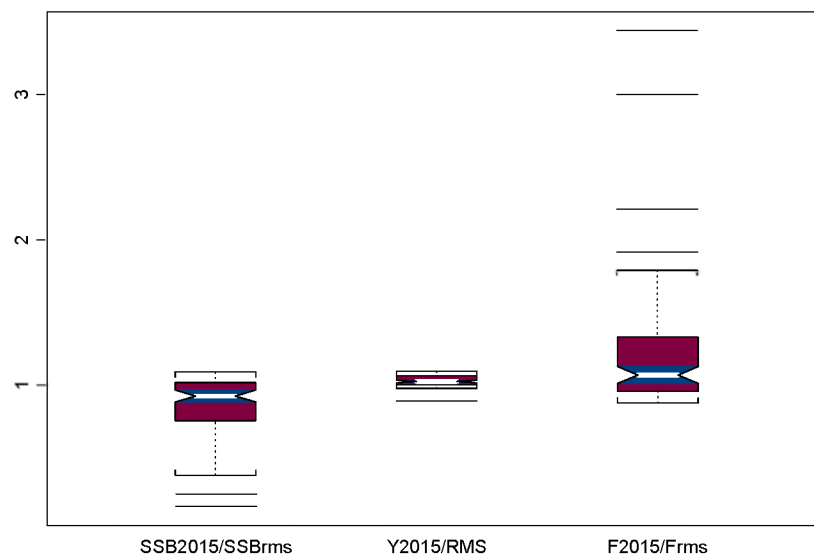


Figura 4.25. Diagramas de caja de los estadísticos S1, S2 y S3 generados por el modelo operativo para la estrategia F_{RMS} .

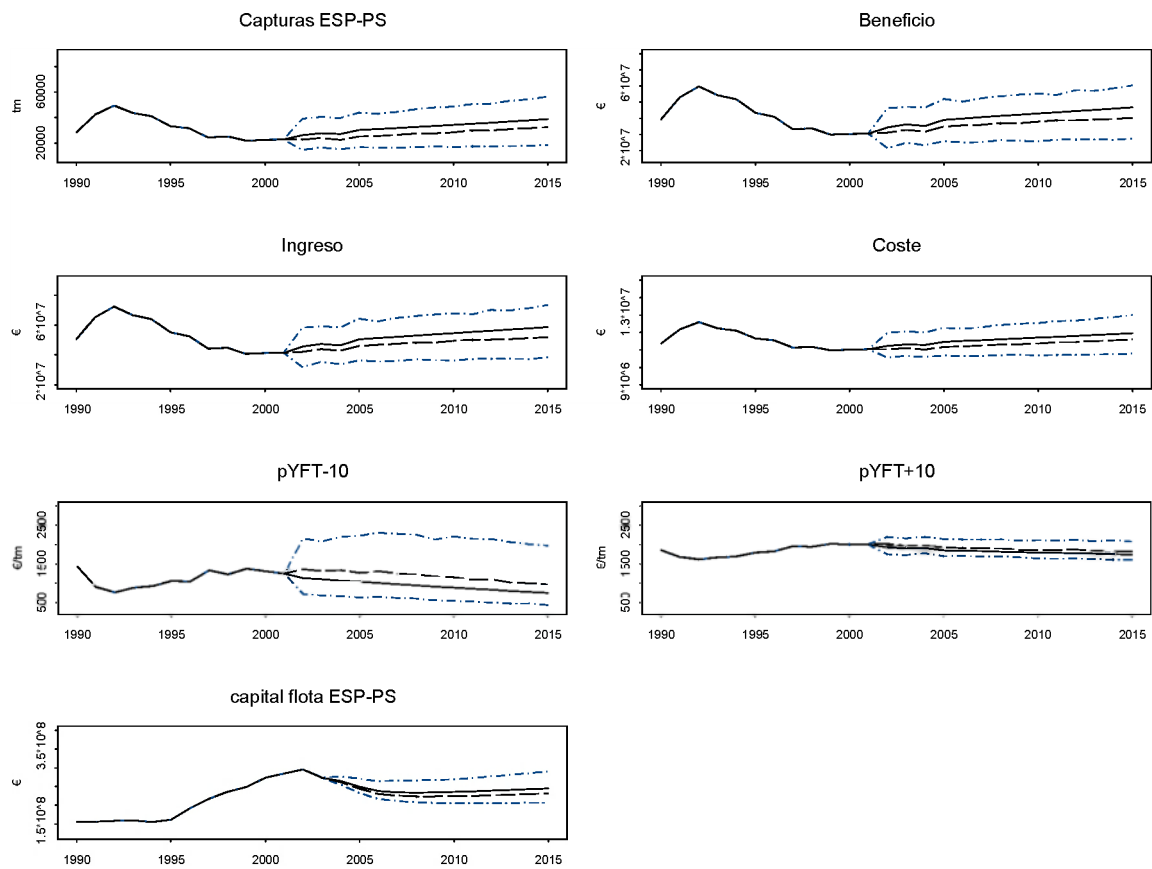


Figura 4.26. Representación de los datos de la flota española de cerco relativos a las capturas de rabil atlántico, los beneficios, los ingresos, los costes y el capital obtenidos de las capturas de rabil atlántico junto a los precios de primera venta en España de las dos categorías comerciales de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia F_{RMS} . Las líneas continuas en negro corresponden a la proyección del caso base; las líneas discontinuas en azul, a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de las distribuciones de las series de datos simulados.

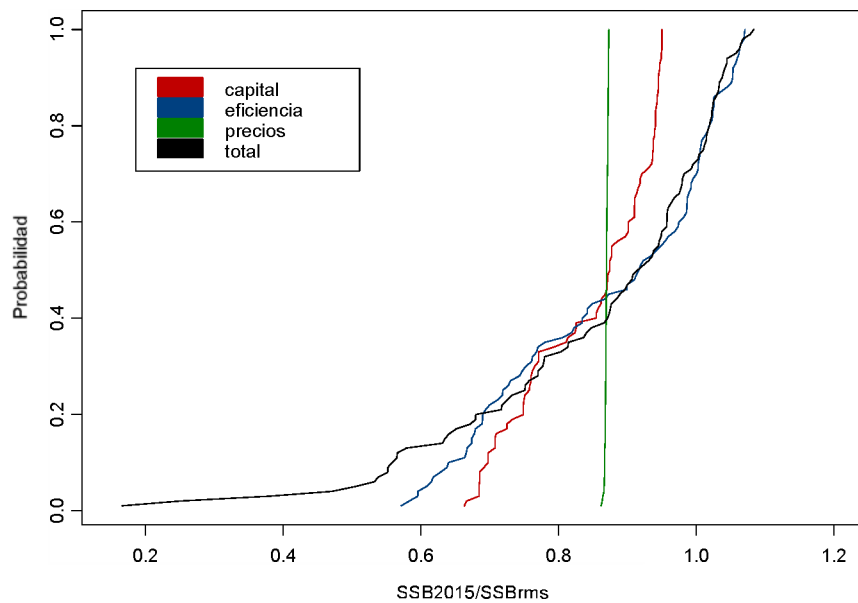


Figura 4.27. Funciones de distribución de frecuencias acumuladas de SSB_{2015}/SSB_{rms} generadas en los cuatro escenarios de incertidumbre para la estrategia F_{rms} .

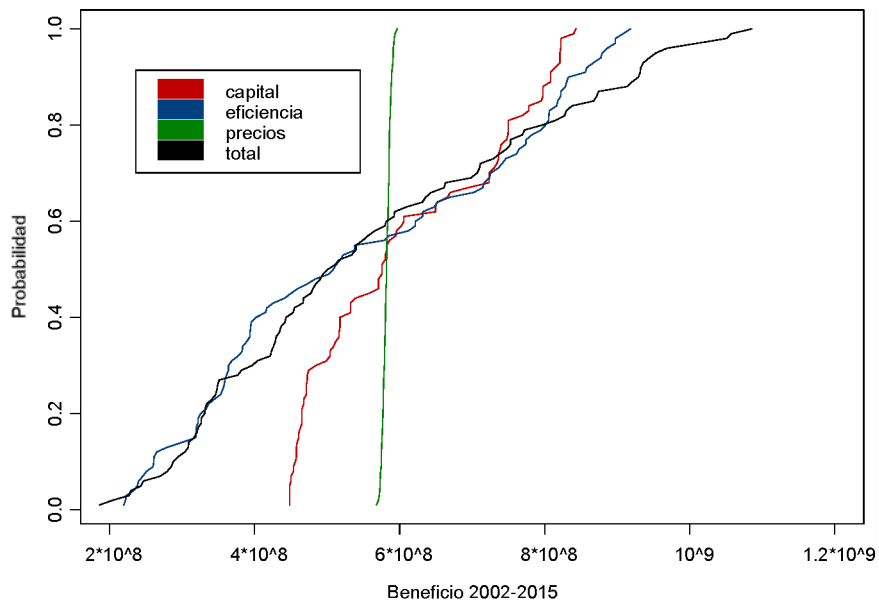


Figura 4.28. Funciones de distribución de frecuencias acumuladas del flujo de beneficios acumulados sin descontar durante la proyección (2002-2015) generadas en los cuatro escenarios de incertidumbre para la estrategia F_{rms} .

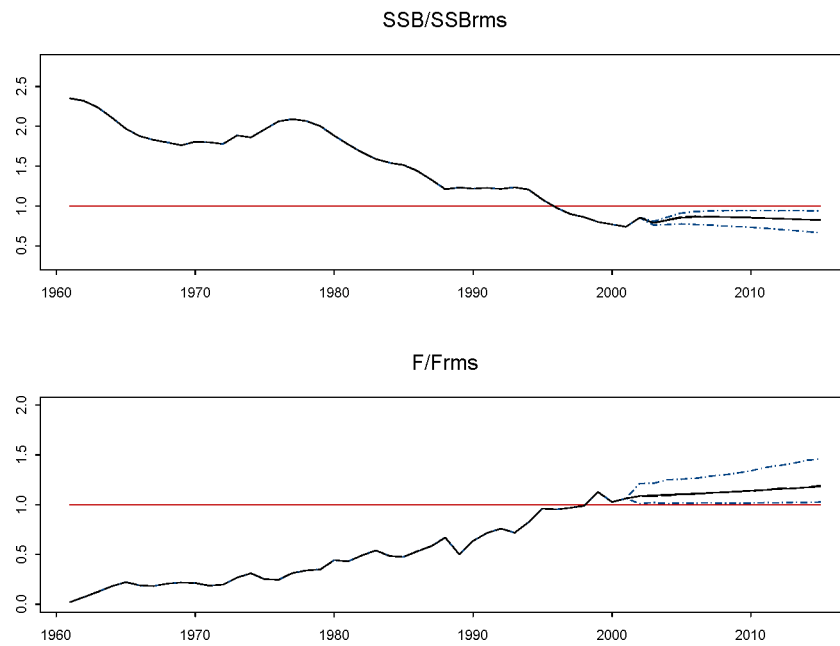


Figura 4.29. Ratio de la biomasa reproductora respecto a la biomasa reproductora del RMS (arriba) y mortalidad pesquera respecto a F_{RMS} (abajo) de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia F_{2001} . Las líneas continuas en negro corresponden a la proyección del modelo sin incertidumbre; las líneas discontinuas en azul, a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de los valores simulados. La línea continua roja indica a partir de dónde hay sobreexplotación ($SSB > SSB_{RMS}$ o $F > F_{RMS}$).

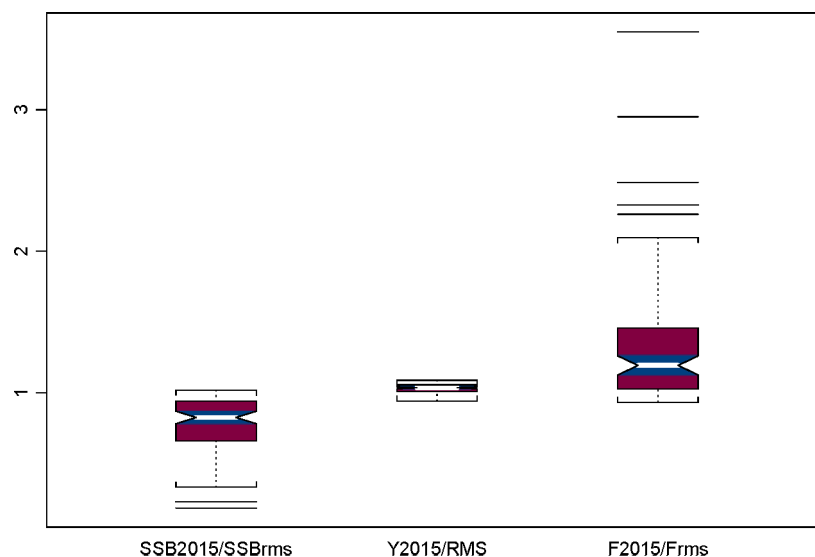


Figura 4.30. Diagramas de caja de los estadísticos S1, S2 y S3 generados por el modelo operativo para la estrategia F_{2001} .

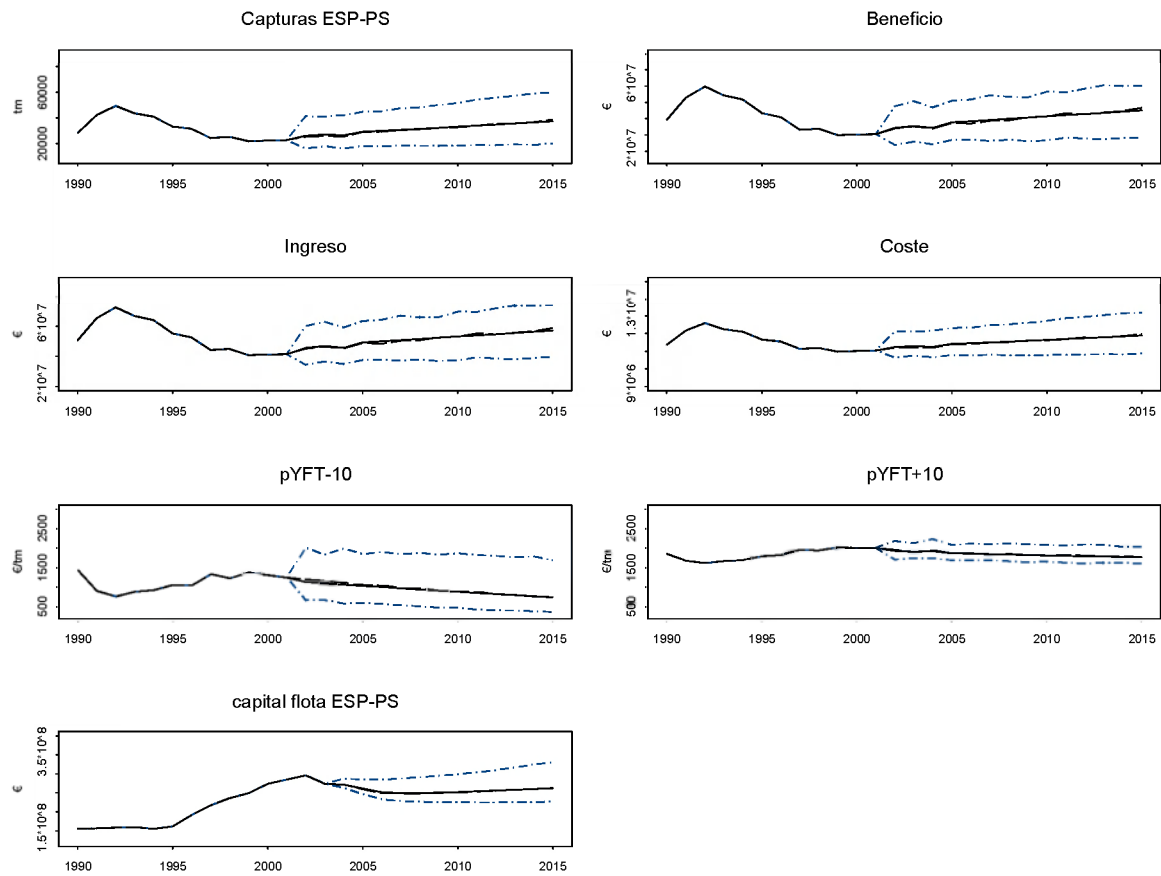


Figura 4.31: Representación de los datos de la flota española de cerco relativos a las capturas de rabil atlántico, los beneficios, los ingresos, los costes y el capital obtenidos de las capturas de rabil atlántico junto a los precios de primera venta en España de las dos categorías comerciales de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia F_{2001} . Las líneas continuas en negro corresponden a la proyección del caso base; las líneas discontinuas en azul, a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de las distribuciones de las series de datos simulados.

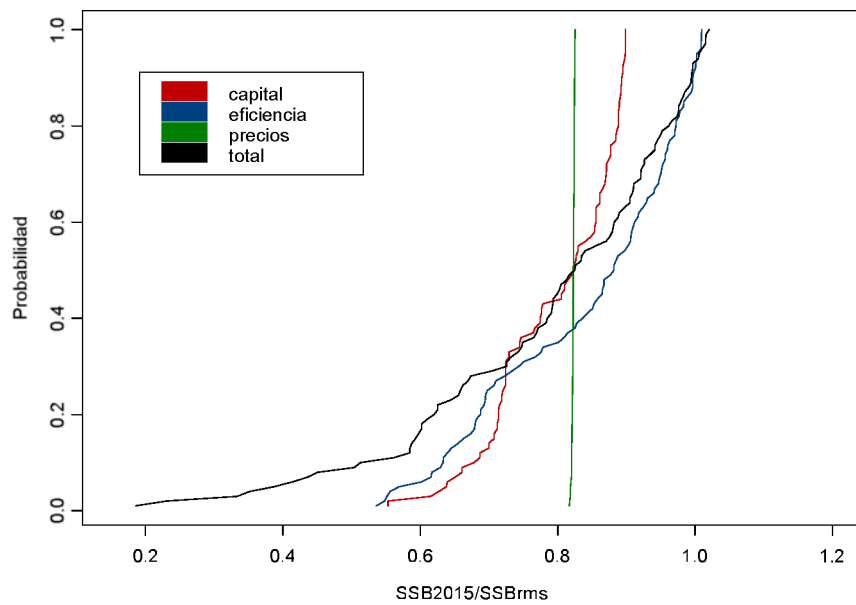


Figura 4.32. Funciones de distribución de frecuencias acumuladas de SSB_{2015}/SSB_{rms} generadas en los cuatro escenarios de incertidumbre para la estrategia F_{2001} .

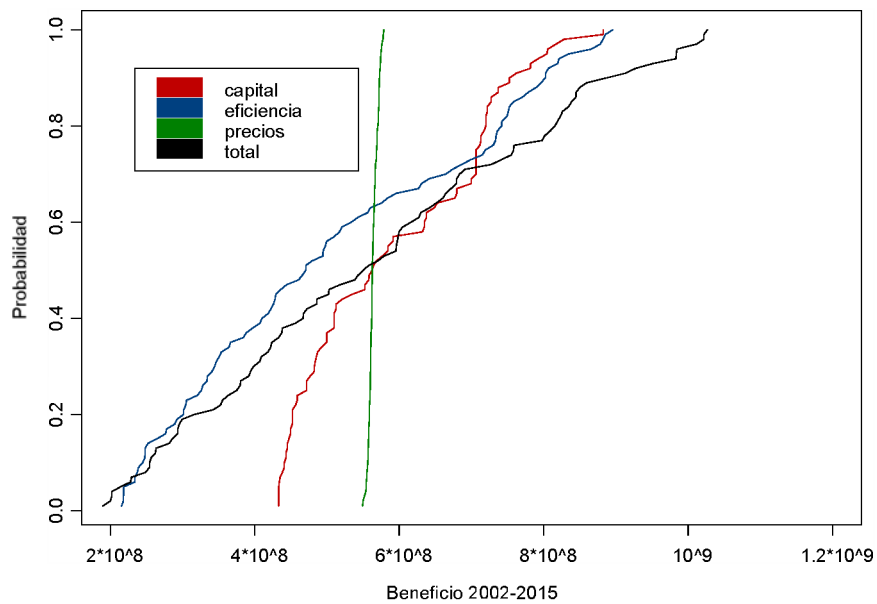


Figura 4.33. Funciones de distribución de frecuencias acumuladas del flujo de beneficios acumulados sin descontar durante la proyección (2002-2015) generadas en los cuatro escenarios de incertidumbre para la estrategia F_{2001} .

3.4. Estrategia C_{RMS}

Esta estrategia consiste en imponer que las capturas totales se mantengan constantes al nivel del $RMS = 153\,749$ tm durante los años de la proyección.

Para obtener ese nivel de capturas, se van adaptando los niveles de esfuerzo de la flota española de cerco manteniendo la capturabilidad constante, de forma que, fijando la mortalidad de las *OTRAS* flotas, la mortalidad pesquera total —fruto de la suma de la mortalidad anual de cada flota— varía cada año para alcanzar el nivel de capturas que proporciona el rendimiento máximo sostenible. A partir de los valores de mortalidad pesquera global obtenidos, se calculan los valores de mortalidad por edad para generar, con la ecuación de supervivencia y la relación stock-reclutamiento, los valores de abundancia de la población en el periodo de aplicación de la medida de gestión.

Estado del stock y de la pesquería

La recuperación de la biomasa al nivel del RMS se alcanza en un período de diez años, (véase la figura 4.34, parte superior), aunque, en este caso, no se puede dar una medida de la desviación que produciría la incertidumbre en la capturabilidad sobre los resultados, pues esta se considera constante.

Los niveles de mortalidad también se van adaptando para mantener las capturas constantes; a medida que la biomasa se recupera, es necesario ejercer una mortalidad pesquera menor sobre el stock (véase la Figura 4.34 inferior).

El nivel de mortalidad pesquera global en el año 2015 es de 0,577; como consecuencia, la biomasa reproductora alcanza los niveles próximos a la biomasa del RMS , pues el ratio $S1$ es prácticamente 1 ($SSB_{2015}/SSB = 1,0283$).

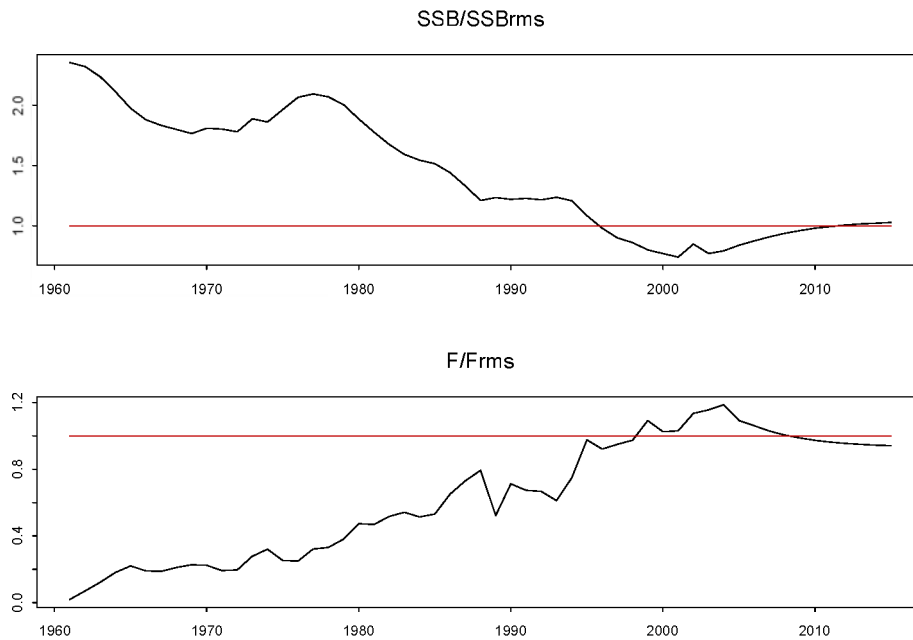


Figura 4.34. Ratio de la biomasa reproductora respecto a la biomasa reproductora del RMS (arriba) y mortalidad pesquera respecto a F_{RMS} (abajo) de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia C_{RMS} . La líneas continuas en negro corresponden a la proyección determinista del modelo, y la línea continua roja indica a partir de dónde hay sobreexplotación ($SSB > SSB_{RMS}$ o $F > F_{RMS}$).

Economía

Las variables económicas se estabilizan produciendo unos beneficios en torno a los 34 millones de euros anuales (figura 4.35), a partir de unas capturas también estables en torno a 25 000 tm de rabil (tabla 4.15).

C_{RMS}	Linf	MEDIA	Lsup	MEDIANA	CASO BASE	CV
VP0	463	472	482	472	524	0,0100
VP5	367	375	382	375	415	0,0099
VP10	344	351	358	351	389	0,0099
VP15	336	343	350	343	380	0,0099
VP0,05	442	471	500	472	366	0,0308
VP0,1	236	241	246	241	266	0,0101

Tabla 4.15. Intervalos de confianza al 95% para la media, mediana, caso base y coeficiente de variación del valor presente del beneficio (expresado en millones de €) sujeto a diferentes tasas de descuento de la estrategia C_{RMS} .

La variable que más cambios sufre con esta estrategia es el capital, que se ve reducido paulatinamente desde el comienzo de la gestión, hasta alcanzar un valor de 204 millones de € en el año 2015.

Este capital supone que la flota estará compuesta por 12 barcos, aproximadamente.

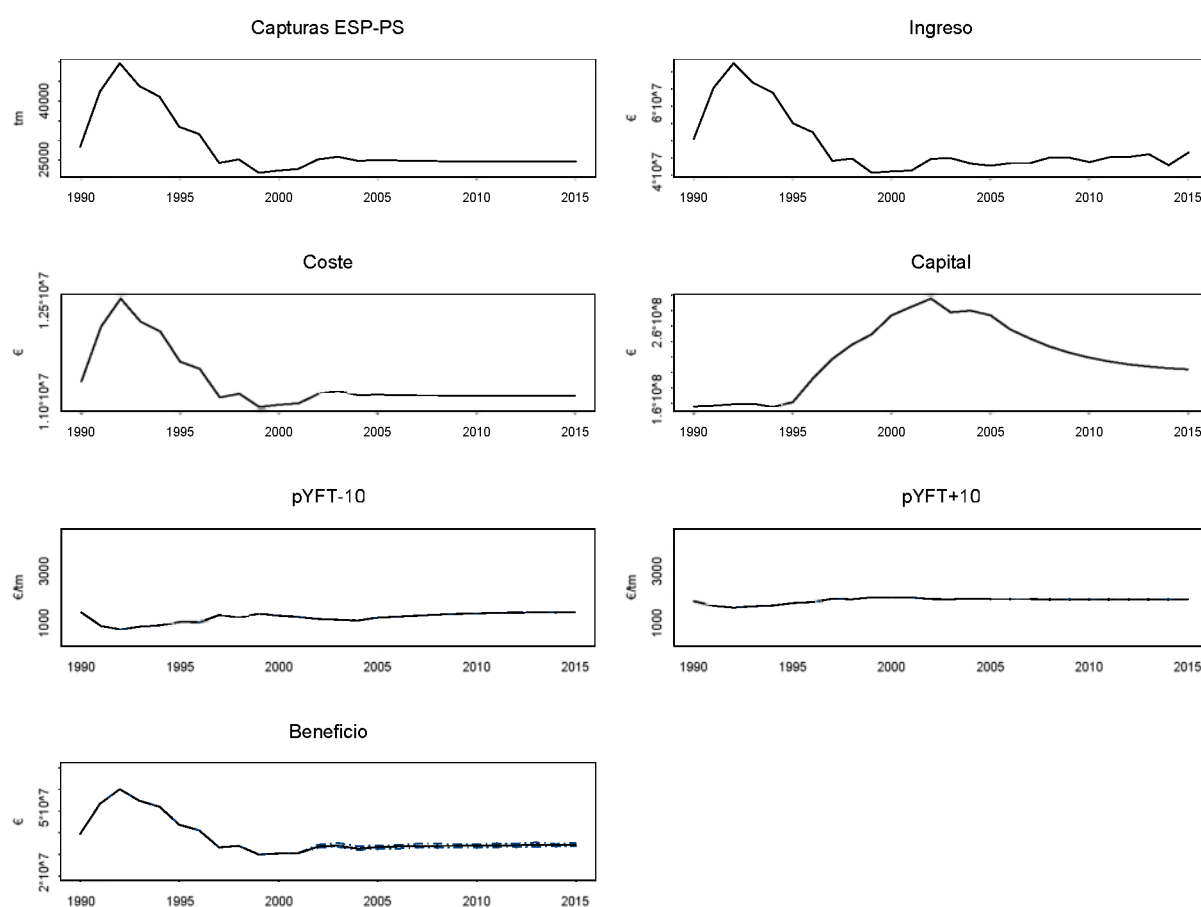


Figura 4.35. Representación de los datos de la flota española de cerco relativos a las capturas de rabil atlántico, los beneficios, los ingresos, los costes y el capital obtenidos de las capturas de rabil atlántico junto a los precios de primera venta en España de las dos categorías comerciales de rabil generadas por el modelo operativo desde 1961 hasta el final de la proyección para la estrategia C_{RMS} . Las líneas continuas en negro corresponden a la proyección del caso base; las líneas discontinuas en azul, a los cuartiles, y las líneas discontinuas en negro, a la mediana de las distribuciones de las series de datos simulados. La escasa variabilidad de los resultados hace que las series estén solapadas y no se aprecien, prácticamente, diferencias entre el caso base y los cuartiles.

Incertidumbre

La incertidumbre en el valor presente del beneficio es superior para las tasas de descuento mayores, 0,05 y 0,1, y para los beneficios sin descontar, que para los tipos de interés de la deuda (véase la tabla 4.15), es decir, los valores más inciertos son aquellos que tienen tasas de descuento más extremas, mientras que los que tienen una tasa de descuento más moderada, tienen menor variabilidad. Esto supone que las predicciones que se hagan para los beneficios descontados con las tasas de descuento intermedias, serán menos sesgadas que para las tasas extremas.

En ningún caso el valor de la predicción determinista del modelo cae dentro de los intervalos de confianza de la media. Es decir, los beneficios descontados percibidos con incertidumbre en los precios, están subestimados, ya que los beneficios proyectados a partir del caso base son aún mayores al final del período de gestión. Este resultado es muy relativo, teniendo en cuenta que en la implementación de esta estrategia solo se incorpora incertidumbre en los precios, y no en la capturabilidad.

4 CONCLUSIONES

Para comparar los resultados de las distintas estrategias implementadas, se utilizan los siguientes criterios:

- El valor de la biomasa reproductora al final del período respecto a la biomasa reproductora del *RMS*, como criterio que representa el estado del stock.
- El valor presente sin descontar del beneficio durante el período proyectado y el número de barcos en el año 2015 de la flota española de cerco en el Atlántico, como criterios económicos.

- El grado de incumplimiento de la estrategia establecida, como criterio de gestión (véase la tabla 4.16).

En todas las estrategias implementadas, los valores de la mediana del capital de la flota de cerco están más próximos al caso base que la media. Por el contrario, los beneficios descontados del caso base se asemejan más al valor de la media, excepto en el caso de la estrategia F_{2001} .

ESTRATEGIA 2002-2015	F_{RCE}	SSB_{2015}/SSB_{RMS}	BENEFICIOS 2002-2015 (10 ⁶ €)	N.º BARCOS 2015	% $F > F_{RCE}$
$F_{40\%SPR}$	0,5248	0,9801	614	14,57	0,66
$F_{0,1}$	0,5851	0,9056	589	16,03	0,64
F_{RMS}	0,6133	0,8732	577	16,75	0,56
F_{2001}	0,6577	0,8254	560	17,90	0,59
$F_{30\%SPR}$	0,7119	0,7717	539	19,36	0,54
$F_{30\%2001}$	0,8568	0,6482	485	23,56	0,46
Año 2001		0,7408		17	

Tabla 4.16. Resultados deterministas (proyección del caso base) de las estrategias de gestión implementadas. Los mejores resultados aparecen resaltados en negrita.

En el caso del ratio de la biomasa reproductora, la mediana se aproxima más a los valores del caso base, excepto para las estrategias F_{2001} y F_{RMS} , y las capturas al final de la proyección alternan valores cercanos a la media y a la mediana indistintamente.

Esto es, si quisiéramos predecir un resultado económico de la aplicación de una estrategia teniendo en cuenta la incertidumbre en la capturabilidad y en los precios, la predicción que incurriría en un sesgo menor sería el valor del capital representado por la mediana de su distribución, independientemente de la estrategia implementada. Por otro lado, los beneficios se pueden aproximar con los valores de la media.

Las predicciones sobre los parámetros relacionados con el estado del stock dependen del tipo de estrategia implementada, aunque la mediana es más precisa en la mayoría de los casos.

Dicho de otra forma, las predicciones para determinar el estado del stock tienen una incertidumbre menor, pero la media y la mediana de sus distribuciones son estadísticos menos

exactos; por el contrario, las predicciones económicas tienen una incertidumbre mayor, pero la mediana es más exacta para predecir el valor del capital de la flota y la media es más exacta para predecir los beneficios descontados.

La estrategia más favorable para la conservación del stock es la que ejerce un nivel de mortalidad pesquera menor, $F_{40\%SPR}$, pues genera una recuperación más rápida de la biomasa, más de un 30% respecto al nivel de 2001, y ésta alcanza los niveles más próximos a la biomasa del rendimiento máximo sostenible.

Desde el punto de vista económico, esta estrategia es también la más favorable, ya que se consigue el mayor flujo de beneficios durante el período 2002-2015. Socialmente, esta estrategia sería la más desfavorable para los pescadores, porque la flota se reduce en un 14% respecto a la flota en el año 2001, lo que generaría un mayor desempleo.

Respecto a la implementación de las estrategias la gestión, la más difícil de cumplir por parte de la flota es precisamente esta, ya que la tendencia es capturar lo más posible para aumentar los ingresos.

A medida que aumenta el nivel de la mortalidad pesquera de las estrategias, aumenta también el grado de cumplimiento.

La peor estrategia desde el punto de vista del estado del stock y económico es $F_{30\%2001}$; lleva al colapso del stock y la flota obtiene los beneficios más bajos.

Evidentemente, es la estrategia que tiene un nivel de cumplimiento mayor.

La relación entre la F_{RCE} de cada estrategia respecto a F_{2001} y el número de barcos al final del período respecto a la flota de 2001 es lineal. En la tabla 4.17 se muestran los porcentajes de variación de la F y el número de barcos.

De la regresión realizada entre estas variables (véase la tabla 4.18), se deduce que una reducción o un incremento en la F de la estrategia establecida de un 1% respecto a la del año 2001, conlleva una variación en el número de barcos de un 6% respecto a la flota de 2001, en el mismo sentido.

Estrategia 2002-2015	% F / F_{2001}	% $Nb2015 / Nb2001$
$F_{40\%SPR}$	-20%	-14%
$F_{0,1}$	-11%	-6%
F_{RMS}	-6%	-2%
F_{2001}	0%	+5%
$F_{30\%SPR}$	+8%	+14%
$F_{30\%2001}$	+30%	+39%

Tabla 4.17. Porcentaje de variación de cada nivel de mortalidad pesquera respecto a la mortalidad pesquera de 2001, y porcentaje asociado en la variación del número de barcos de 2015 respecto al número de barcos en 2001 para cada estrategia.

Los beneficios y la biomasa aumentan, a medida que se establecen criterios de mortalidad pesquera más estrictos, en el mismo sentido; sin embargo, el capital de la flota española de

cercos se ve obligado a disminuir para cumplir con las estrategias más conservadoras reduciendo el número de barcos (véanse las figuras 4.35 y 4.36).

MODELO: %Nb2015 / Nb2001 $\sim \alpha + \beta \cdot \%F / F_{2001}$			
Regresor	Coefficiente	t	p-valor
Intercepto	5,82	11,26	$3,543 \cdot 10^{-4}$
% F / F_{2001}	1,07	33,09	$4,973 \cdot 10^{-6}$

Tabla 4.18. Análisis de la varianza de la regresión entre % F / F_{2001} y %Nb2015 / Nb2001.

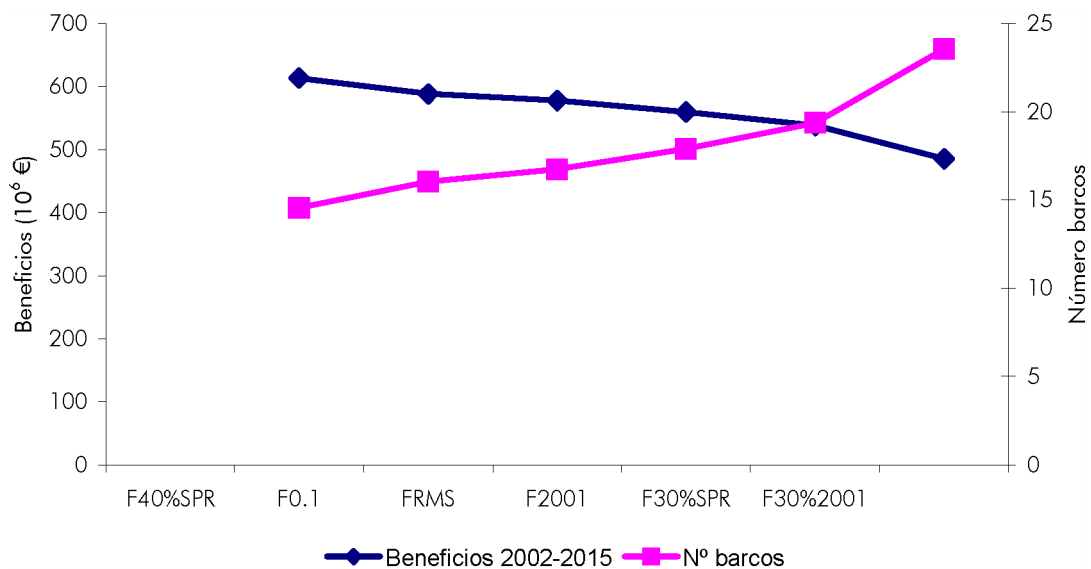


Figura 4.35. Valor presente de los beneficios y número de barcos de la flota española de cerco en el Atlántico obtenidos al final del periodo de gestión para cada estrategia de pesca.

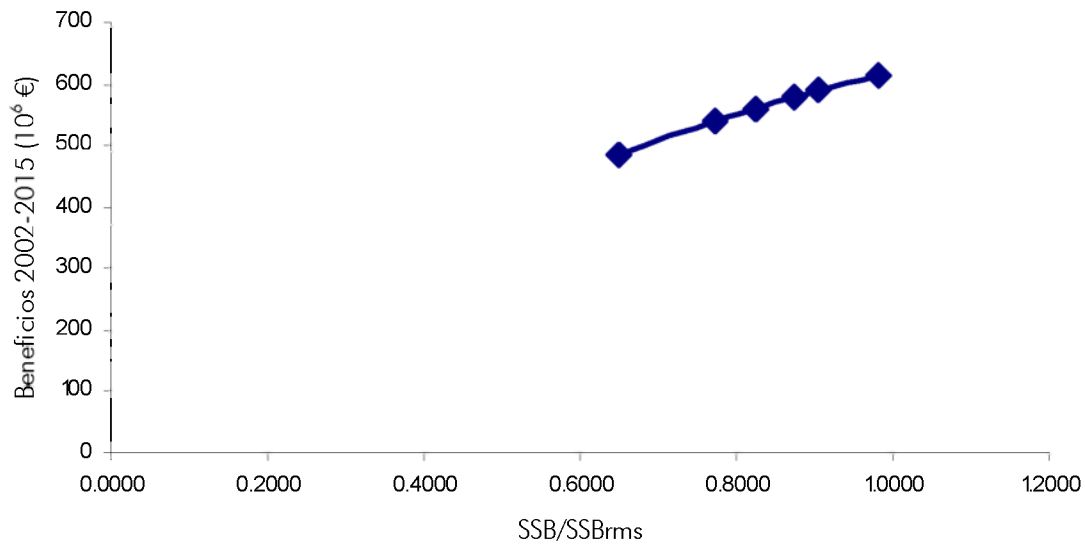


Figura 4.36. Valor presente de los beneficios durante la proyección frente a SSB/SSB_{RMS} para cada estrategia de pesca.

La figura 4.37 representa la dispersión de las variables que miden los resultados para el rango de estrategias implementadas, desde la más conservadora, $F_{40\%SPR}$, a la menos conservadora, $F_{30\%2001}$, y el rango de variación de los porcentajes de incumplimiento de las estrategias.

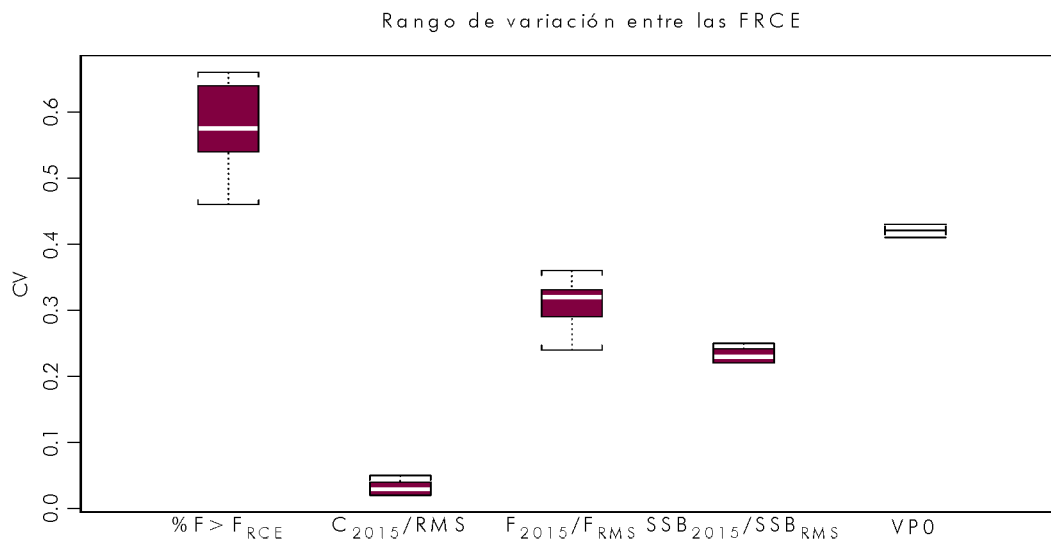


Figura 4.37. Rango de valores del coeficiente de variación (CV) de las estrategias implementadas para las medidas de resultados SSB_{2015}/SSB_{RMS} , F_{2015}/F_{RMS} , Y_{2015}/RMS , VPO y rango en el porcentaje de incumplimiento, $F > F_{RCE}$.

De las tres medidas de resultados de evaluación y gestión utilizadas para determinar el estado actual del stock, los puntos de referencia SSB_{2015} / SSB_{RMS} y F_{2015} / F_{RMS} están sujetos a una incertidumbre muy superior que la que afecta a Y_{2015} / RMS , siendo este último un punto de referencia mucho más robusto para todos los escenarios de incertidumbre considerados (véase la figura 4.37). Por tanto, la elección del punto de referencia es importante para determinar el estado del stock y evaluar cada estrategia, ya que las conclusiones obtenidas de cada uno de ellos pueden ser distintas.

Es decir, si lo que se pretende es conseguir que las capturas se mantengan al nivel del RMS con el estadístico Y_{2015} / RMS , los resultados son más optimistas que si se pretende que el stock se recupere al nivel de la biomasa reproductora del RMS o que la mortalidad se mantenga al nivel del RMS , por lo que las estrategias basadas en el control de la F funcionan peor en la recuperación de la biomasa que para el objetivo de alcanzar el RMS (conclusión a la que llegan también Kell *et al*, 2003).

Esto pone de manifiesto la importancia que tiene reducir la incertidumbre en el conocimiento del estado actual del stock para que el procedimiento de gestión se desarrolle adecuadamente.

La importancia de la elección del punto de referencia también se puede observar si se comparan las estrategias F_{RMS} y C_{RMS} . En el primer caso, aplicando los niveles de mortalidad que producen el RMS , sujeta a los cambios en capturabilidad y en los precios, el stock no se recupera para alcanzar los niveles de biomasa asociados al RMS , mientras que, cuando se aplica la estrategia C_{RMS} , el stock se recupera claramente.

De todas las estrategias basadas en el control de la F , la única que alcanza el objetivo de recuperar la población al nivel del RMS es la $F_{40\%SPR}$ al final de la proyección, pues las medidas de

resultados de evaluación y gestión se encuentran dentro de los límites de confianza al 95% que garantizan que el stock se acerca a los parámetros del *RMS*.

La implementación de la estrategia basada en el control de la captura total produce una recuperación del stock más rápida que las estrategias basadas en el control de la *F*.

Este resultado concuerda con lo que señalan Pallarés *et al.* (1998), ya que la implantación de las medidas dirigidas al control del esfuerzo conlleva un desfase entre la adopción de la medida y su efectividad, comparada con la aplicación de TACs, medida que puede hacerse efectiva de forma inmediata de un año para otro.

Además, la estrategia basada en el control de las capturas genera una recuperación más rápida y segura de la población, pero produce unos beneficios menores que los que se obtienen del control de la *F*. Estos son similares a los que produce la estrategia $F_{30\%SPB}$ donde el esfuerzo de pesca de la flota española de cerco es muy superior.

Las medidas de resultados de evaluación y gestión son más robustas que las medidas de resultados económicos, pues para todas las estrategias y en todos los escenarios de incertidumbre considerados, los coeficientes de variación de las medidas del stock y de la pesquería son menores. Las capturas y el capital de la flota al final de la proyección son las medidas con mayor variabilidad.

Por tanto, reducir la incertidumbre, principalmente en la capturabilidad de la flota, es esencial, no solo para determinar el estado del stock, sino también para establecer el tamaño adecuado de la flota española de cerco y estimar sus beneficios.

El valor presente del beneficio tiene una incertidumbre muy elevada, en torno al 40%, independientemente de la tasa de descuento que se aplique y de la estrategia de pesca basada en

el control de la F considerada. Esta variabilidad en los beneficios está determinada principalmente por los cambios en la capturabilidad, más que por la variación en los precios.

Finalmente, se puede decir que el modelo de simulación desarrollado no sirve para hacer mejores predicciones, pero sí para señalar dónde hay que intensificar más la investigación para mejorarlas, reduciendo los intervalos de confianza de los resultados estadísticos, y optimizando la información sobre la capturabilidad y los precios.

Este trabajo de investigación, después de ofrecer una respuesta a las cuestiones iniciales que se planteaban en el prólogo de la tesis, sugiere la aparición de otro tipo de preguntas, de carácter más general:

- ¿Qué importancia tiene el estudio aquí realizado?.
- ¿Por qué se debe analizar la incertidumbre en la implementación de las medidas de gestión?.
- ¿Qué trascendencia tiene, más allá de las consideraciones biológicas —es decir, otras consideraciones: económicas, sociales, políticas, de abastecimiento y alimentación— que no se tenga certeza del resultado de una estrategia de gestión sobre el stock?.

La incertidumbre existe porque los datos con frecuencia son inexactos y sesgados, y los modelos pueden no representar la complejidad inherente a los sistemas reales. Cuando se trabaja con incertidumbre, como es el caso de la ciencia pesquera, es importante no sólo identificar sus fuentes e intentar cuantificarla, sino también intentar gestionarla al establecer las regulaciones pesqueras, para garantizar la sostenibilidad del stock.

Por ejemplo, si la estimación del *RMS* es de 120000 tm, pero dicho estimador tiene una incertidumbre de 10 000 tm, que no es tomada en cuenta, y los gestores establecen un TAC de 115000 tm, en el año siguiente se puede dar una situación de sobrepesca.

En ese sentido, el enfoque de precaución supuso un cambio radical en el planteamiento de las evaluaciones y la gestión de los recursos, y su aplicación constituye una manera de afrontar sistemáticamente la incertidumbre.

Continuando con el ejemplo anterior, según el enfoque de precaución un TAC de 90 000 tm, sería más adecuado para garantizar una probabilidad alta de no entrar en una zona de peligro de sobrepesca (zona roja de la Figura 5.1).

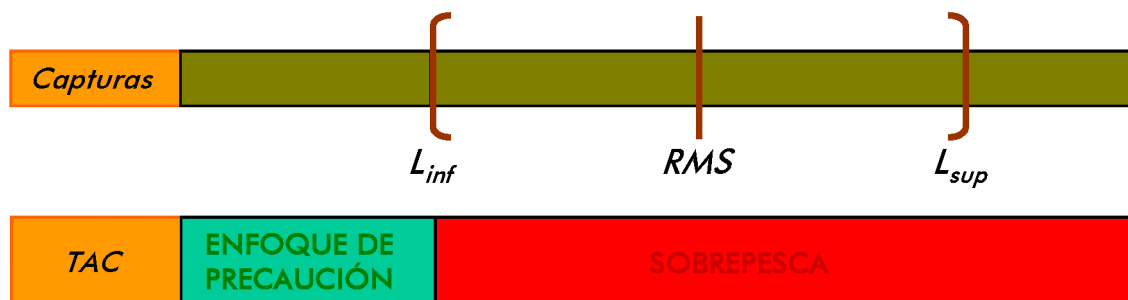


Figura 5.1. Ejemplo de aplicación del enfoque de precaución en la gestión de pesquerías. RMS es la estimación del rendimiento máximo sostenible, y L_{inf} y L_{sup} sus límites de confianza.

La aplicación de medidas reguladoras de la actividad pesquera debe ir acompañada de un sistema de control para que su implementación sea realmente efectiva. Sin embargo, la imprecisión normativa respecto a las especies altamente migratorias con carácter transfronterizo, así como el bajo control de la pesca, hacen que su efectividad esté sujeta a unos niveles de incumplimiento elevados. De hecho, España es el país miembro de la Unión Europea con un mayor número de procedimientos abiertos por incumplimiento de la normativa pesquera. Esto justifica la importancia que tiene considerar la incertidumbre en la implementación de medidas de gestión a la hora de realizar previsiones sobre sus posibles resultados.

El stock de rabil, al ser esta una especie tropical con una capacidad elevada de autorrenovación, altamente migratoria y con una zona de distribución muy extensa, es difícil que se agote, aunque sí puede disminuir su población, de forma que el coste de salir a capturarlo sea tan elevado en comparación con sus rendimientos, que sus capturas ya no

sean rentables. Por otro lado, el rabil es un recurso natural muy valorado económicamente, que genera una gran cantidad de puestos de trabajo (pesca, construcción de barcos, industria conservera, restaurantes, mercados), por lo que existe una gran preocupación por parte del sector en su conservación.

En este sentido, existe un interés común de los científicos y del sector pesquero por mantener la explotación sostenible del recurso, lo que pone de manifiesto la importancia que tiene realizar una buena gestión de la incertidumbre. El trabajo aquí realizado, pretende contribuir de alguna manera a mejorar el conocimiento que se tiene de dicha incertidumbre.

En el capítulo 1 se ha realizado una introducción al stock de rabil atlántico y su producción mundial; se han revisado los métodos de evaluación, las medidas de gestión y los puntos de referencia utilizados en la gestión de pesquerías, y se han definido los distintos tipos de incertidumbre a los que la ciencia pesquera debe tener en cuenta, para, finalmente, presentar un esquema del modelo de simulación desarrollado.

Las conclusiones obtenidas en este capítulo son las siguientes:

1. El rabil es una especie tropical altamente migratoria, muy valorada en el mercado, lo que hace que su gestión, tanto biológica como económica, no sea sencilla, debido al gran número de países y flotas involucrados en sus capturas.
2. Su amplio margen de distribución impide obtener estimaciones directas de la biomasa mediante prospecciones, por lo que la información que se tiene del rabil depende exclusivamente de las capturas comerciales, y, en consecuencia, las estimaciones sobre el estado del stock sufren una incertidumbre mayor que las de otras especies cuyo hábitat está más limitado.
3. Entre las incertidumbres más importantes que afectan al stock de rabil se encuentran:

- La incertidumbre de proceso en el reclutamiento, en la mortalidad natural, y en la asignación de edades a partir de las tallas de las capturas.
 - La incertidumbre de las estimaciones del estado del stock, causada por la dependencia de los datos comerciales que, a su vez, está relacionada con la incertidumbre en la evolución de la capturabilidad de la flota, debida a las mejoras tecnológicas y a las inversiones en capital.
 - La inherente a la implementación y al cumplimiento de las medidas de gestión por parte de todos los países involucrados en la explotación de este recurso.
 - La incertidumbre en los precios, que se determinan a escala global.
4. El modelo de simulación desarrollado que representa la dinámica biológica del rabil atlántico y la dinámica económica de la flota española de cerco, responde a los objetivos planteados en el SCRS de ICCAT que pretenden contrastar los actuales sistemas de evaluación y gestión mediante simulaciones, anticipando los resultados de las medidas de gestión sin necesidad de experimentar directamente sobre el sistema.

En el capítulo 2 se explica el funcionamiento del mercado de rabil en España y de la industria atunera, y se analiza empíricamente la oferta y la demanda de rabil utilizando datos de capturas y precios, información económica de la flota española de cerco, datos biológicos y variables macroeconómicas. De este análisis se concluye que:

1. El amplio mercado en el que se distribuyen los productos derivados de las capturas de rabil y la relación de estas con las capturas de otras especies, son factores que aumentan la incertidumbre en la estimación de las funciones de oferta y demanda.
2. Los costes de la flota española de cerco imputados a las capturas de rabil se relacionan linealmente con las capturas.

3. La ecuación de precios estimada a escala mensual tiene como variables explicativas las capturas, la indemnización compensatoria, las importaciones y el gasto de las familias en España.
4. Las funciones de oferta y demanda se ajustan mejor para los datos de la categoría de rabil pequeño que para los del rabil grande, tanto si se aplica el método de ajuste de mínimos cuadrados ordinarios, MCO, como si se utiliza el de mínimos cuadrados en dos etapas, MC2E.
5. La existencia del mecanismo de indemnización compensatoria hace que existan dudas sobre si la estimación de la demanda se está haciendo sobre el tramo inelástico de la oferta con datos de precios mensuales, ya que la variable indicadora de la indemnización es significativa en el modelo de estimación de la demanda.
6. El modelo de precios no lineal a escala anual estima elasticidades negativas para las dos categorías comerciales de rabil; esto, unido a su simplicidad frente al resto de modelos con mayor número de variables, hace que se utilice para generar los precios en el algoritmo del modelo de simulación.
7. Las ecuaciones utilizadas en el modelo de simulación que relacionan los precios y las capturas anuales en los modelos no lineales se ajustan mejor entre los precios y las capturas de rabil pequeño, al igual que sucedía para los ajustes lineales.

En el capítulo 3 se desarrolla propiamente el modelo de simulación, explicando el funcionamiento de todos los submodelos que lo forman: modelos operativo (dinámica de la población y de la pesquería), económico y de comportamiento de los pescadores y de gestión. En este capítulo se concluye que:

1. La biomasa de rabil atlántico está relacionada negativamente cada año con la inversión en capital que la flota española de cerco realiza en el año siguiente. Este hecho puede justificarse porque, a medida que la biomasa ha ido disminuyendo, la flota ha invertido

en mejorar sus equipos de detección y sus sistemas de captura, aumentando el capital de sus barcos.

2. No se han encontrado relaciones significativas entre las variables económicas y el capital que permitan conectar los modelos económico y de capturabilidad.

En el capítulo 4 se realizan las simulaciones de la implementación de todas las estrategias de gestión bajo los distintos escenarios de incertidumbre. Con los resultados obtenidos, se trata de responder a las cuestiones que se planteaban en el prólogo de la tesis, esto es:

- ¿Cuál es el efecto de las incertidumbres causadas por procesos económicos sobre la implementación de las medidas de gestión y su incidencia en el estado del recurso?
- ¿Cuál es la eficacia de cada estrategia sometida a dichas incertidumbres?
- ¿Qué indicadores biológicos y económicos son más robustos?
- ¿Cuál es el efecto de las distintas estrategias de gestión sobre la economía del sector?

Respondiendo a estas cuestiones, las conclusiones sobre la implementación de las diferentes estrategias de gestión son las siguientes:

1. El incumplimiento de los límites de mortalidad establecidos para todas las estrategias supera el 45%; este porcentaje de incumplimiento, lógicamente, aumenta a medida que el nivel de esfuerzo impuesto es más conservador. Es decir, cuando creemos que sobre el stock se está ejerciendo el nivel de mortalidad establecido en cada estrategia, lo que en realidad ocurre en casi la mitad de las ocasiones es que la presión pesquera sobre el stock es mayor que dicho nivel. Sin embargo, esta presión no se percibe como tal, debido principalmente a los cambios en la capturabilidad, y, en menor medida, a los cambios en los precios, que hacen que la mortalidad pesquera no se mantenga constante.

2. Las proyecciones del caso base no alcanzan el nivel del *RMS* para ninguna de las estrategias basadas en el control de la mortalidad por pesca cuando se consideran los factores económicos en la implementación de las medidas de gestión. Sin embargo, la aplicación de la estrategia basada en el control de las capturas hace que la biomasa se sitúe en los niveles del *RMS* en un período de diez años, por tanto, desde el punto de vista biológico, esta última estrategia es más eficaz.
3. Las incertidumbres afectan a la percepción que tenemos sobre el estado del stock, de forma que, incluso cuando se aplican las estrategias más conservadoras ($F_{40\%SPR}$, $F_{0.1}$ y F_{RMS}), considerando una situación de subexplotación, la situación real puede ser de sobreexplotación y el resultado final puede provocar un descenso del stock, en lugar de la recuperación esperada.
4. En otras ocasiones, la percepción que se tiene es que el stock está más explotado de lo que ocurre en realidad. Esto se debe a que el efecto de la incertidumbre también puede ser contrario al expuesto en el apartado anterior; obviamente, en este caso resulta menos peligroso para la conservación del stock.
5. La eficacia de las estrategias establecidas para recuperar el stock se reduce notablemente cuando se tiene en cuenta la incertidumbre en la implementación, bien porque se desconoce el valor de la capturabilidad, bien porque no se cumplen los niveles de esfuerzo establecidos.
6. El indicador más robusto relacionado con la pesquería es el ratio Y_{2015}/RMS , aunque no refleja la incertidumbre real que existe sobre el estado del stock como lo hacen los indicadores de biomasa y mortalidad pesquera. Por tanto, gestionar la pesquería en función de los valores del *RMS* no es igual que gestionarla en base a los valores de biomasa o mortalidad pesquera, pues estos últimos son indicadores más sensibles a las variaciones en capturabilidad y precios y por tanto. Es decir, los objetivos de gestión

serán distintos si lo que se pretende es alcanzar el RMS o bien, mantener la biomasa o la mortalidad pesquera en los niveles SSB_{RMS} o F_{RMS} , respectivamente.

7. Entre los indicadores económicos no hay una diferencia apreciable respecto a la tasa de descuento aplicada, independientemente de la estrategia de gestión considerada. El flujo de beneficios acumulados en el período de gestión tiene una variabilidad mayor frente a la incertidumbre en la capturabilidad y en los precios que las medidas de resultados biológicos y de la pesquería. Sin embargo, esta variabilidad en el flujo de beneficios es casi idéntica para cada una de las estrategias implementadas, mientras que, para los resultados relativos al stock y la pesquería, es diferente según la estrategia implementada, aunque se mantiene bajo unos límites menores. Es decir, el tipo de estrategia, la incertidumbre en la capturabilidad y la incertidumbre en los precios, son factores que afectan a los resultados económicos, biológicos y de la pesquería, pero los primeros dependen más de los cambios en la capturabilidad y en los precios, mientras que el estado del stock y la mortalidad pesquera son más sensibles al tipo de estrategia implementada. Dicho de otra forma, la economía de la flota es más vulnerable a la incertidumbre en la capturabilidad y en los precios, a la hora de predecir sus beneficios y su capital, que el estado del stock. Por el contrario, los indicadores biológicos, son más robustos que los económicos, frente a la incertidumbre en los precios y en la capturabilidad, mientras que la estrategia implementada tiene un efecto mayor, principalmente, sobre los niveles de mortalidad de la pesquería.
8. El efecto de las distintas estrategias sobre la economía de la flota española de cerco varía según la intensidad de la mortalidad pesquera, F , establecida en la gestión. Considerando los beneficios acumulados para el total de la flota española de cerco en el Atlántico durante el período de gestión, el mayor flujo de beneficios se obtiene cuando se establece una estrategia más conservadora, $F_{40\%SPR}$ porque, por un lado, beneficia la

recuperación del stock, lo que redundaría en la mejora de los rendimientos, y, por otro, reduce el número de barcos de la flota, lo que implica que los beneficios a repartir sean mayores. El reparto de estos beneficios entre los barcos de la flota es algo que queda fuera del contexto de esta tesis.

9. En el otro extremo se encuentra la peor estrategia, tanto desde el punto de vista económico como biológico, $F_{30\%2001}$. Este nivel de mortalidad conduce al colapso del stock, a la sobredimensión de la flota y al mayor descenso de los beneficios.
10. El modelo de simulación no mejora directamente nuestro conocimiento sobre el estado del stock y las predicciones, pero sí sirve para identificar las principales fuentes de incertidumbre y, en consecuencia, señalar dónde hay que intensificar más la investigación para minimizarlas y es útil para definir los indicadores más robustos. Su desarrollo sirve como estructura donde incorporar distintos tipos de incertidumbres: de implementación, de proceso, de modelo o de observación.
11. La incertidumbre en la capturabilidad de la flota de cerco es más importante que la incertidumbre en los precios, ya que el efecto sobre el cumplimiento de las estrategias es que la primera genera mayor variabilidad en los niveles de mortalidad pesquera ejercida sobre el stock que la segunda, y, por tanto, también sobre las trayectorias en la biomasa. Intensificar la investigación sobre la inversión en el capital de la flota y la evolución de la eficiencia tecnológica reducirá sensiblemente los intervalos de confianza de las estimaciones del estado del stock y de los beneficios de la flota española de cerco.

Conclusiones generales

Respecto al modelo de simulación desarrollado, las estimaciones empíricas realizadas y los escenarios considerados en la simulación, hay algunos aspectos que se deben señalar:

- En el desarrollo del modelo de simulación se intentó establecer una conexión directa entre los beneficios obtenidos por la flota española de cerco cada año y la inversión en capital el año siguiente para unir directamente los modelos económicos y de capturabilidad. Sin embargo, a partir de los datos disponibles no se halló ninguna relación consistente. Continuar las investigaciones en este punto, puede resultar muy interesante para mejorar el modelo de simulación.
- Del mismo modo, intensificar la investigación en el desarrollo de un modelo de costes y un modelo de precios que mejoren las estimaciones de los parámetros utilizados en los algoritmos del modelo de simulación pueden contribuir a disminuir las incertidumbres de estimación y mejorar las evaluaciones de las estrategias de gestión.
- Los resultados de las simulaciones realizadas están condicionados por los coeficientes de variación de los parámetros estocásticos del modelo. Otros niveles de incertidumbre pueden ser investigados para comparar su efecto cuando se evalúan las estrategias de gestión.
- Además, en el modelo de simulación no se han considerado los otros tipos de incertidumbre. Otras combinaciones en la variabilidad de los parámetros del modelo, para introducir errores de proceso, de medida o de estimación, se pueden aplicar fácilmente para comparar la importancia que tienen las distintas incertidumbres en el proceso global.
- La modificación adecuada del modelo de simulación para la evaluación de estrategias alternativas basadas en el control de capturas también es un aspecto interesante a desarrollar; así, se puede incorporar la incertidumbre en la capturabilidad en la implementación de dichas estrategias.

- Por último, el modelo se puede extender para proporcionarle un carácter multiespecífico que refleje mejor la situación de las pesquerías de túnidos tropicales en el Atlántico.

Finalmente, se pueden establecer las siguientes conclusiones generales:

1. El rabil es una fuente de alimento de alta calidad, cuya sostenibilidad es necesario garantizar por razones económicas, sociales y de abastecimiento. La población mundial en constante crecimiento hace que su demanda en el mercado crezca a razón de un 5% anual, lo que puede llegar a ser incompatible con un recurso cada vez más explotado. Por ello, es imprescindible reducir las incertidumbres que afectan a la gestión de este recurso natural, para que esta se haga de una manera eficaz, y, de este modo, se consiga regular la oferta en los mercados, y para que, al mismo tiempo, se realice una explotación sostenible que garantice su autorrenovación.
2. La incertidumbre en la capturabilidad y en los precios afecta más a los resultados económicos que al conocimiento del estado del stock y la pesquería. Sin embargo, el efecto de la implementación de diferentes estrategias varía más sobre los resultados biológicos y de la pesquería que sobre los resultados económicos. Es decir, la implementación de una estrategia u otra tiene un efecto mayor sobre el stock que sobre el flujo de beneficios, mientras que el efecto de la variación en la capturabilidad o en los precios es mayor sobre la economía del sector que sobre el estado del stock. El cumplimiento de las medidas de gestión depende tanto del tipo de medida implementada, como de la incertidumbre en los precios y en la capturabilidad.
3. Los objetivos económicos y biológicos son compatibles, y es posible alcanzarlos conjuntamente con una estrategia de gestión conservadora cuando el stock está entrando en una situación de sobrepesca. La colaboración entre los diferentes estamentos implicados en la gestión —administrativo, científico y sectorial— debe ser

estrecha. Por un lado, las flotas, deben facilitar a los científicos la información que permita conocer mejor el nivel de mortalidad que se está ejerciendo sobre el stock para que estos puedan estimar las variaciones en capturabilidad con más precisión, así como la información económica de la flota para tenerla en cuenta a la hora de establecer las medidas de gestión; por otro lado, los científicos deben comunicar de forma clara al ámbito administrativo y sectorial, las bases científicas para la gestión, y, finalmente, la administración ha de propiciar un entorno adecuado para que la comunicación entre científicos y pescadores sea fluida y ha de establecer mecanismos de control para que las regulaciones sean efectivamente cumplimentadas. De esta forma, una parte importante de las incertidumbres que afectan al proceso de gestión podrán ser reducidas en beneficio de todos.

BIBLIOGRAFÍA

- Akaike, H. (1973). *Information theory and extension of the maximum likelihood*. Second international Symposium on Information theory, Akademiai kiadó. Budapest.
- Anganuzzi, A. (2002). *Some comments on procedures for analyzing catch-and-effort data*. WPM/02/03.
- Anganuzzi, A. (2002). *Some notes on the structure of an operational model in the IOTC context*. WPM/02/01.
- Anuario Eurostat, (2003).
- Ariz, J., P. Pallarés, J.C. Santana, R. Delgado de Molina, A. Delgado de Molina y R. Sarralde, (2003). *Estadísticas españolas de la pesquería atunera tropical, en el océano Atlántico, hasta 2002*. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, Vol. 56, No. 2.
- Basson, M. (2002). *The simulation approach to evaluating fisheries assessment and management tools: what can it do for the IOTC?*. IOTC WPM.
- Bertalanffy, L. Von, (1938). *A quantitative theory of organic growth*. Hum. Biol., 10: 181-213.
- Bertignac, M.H.F.C., Hampton, J. y Hand, A.J. (2001). *Maximizing resource rent from the Western and Central Pacific Ocean*. Marine Resource Economics 15: 151-177.
- Beverton, R.J.H y S. J. Holt, (1957). *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*. Chapman and Hall, London. Facsimile reprint, 1993.
- Caddy, J.F. y Mahon, R. (1995). *Reference points in fisheries management*. FAO Fisheries Technical Paper No. 347. Rome, FAO.

- Campbell, H. F. (1994). *Investing in yellowfin tuna*. Marine Policy 18 1 : 19-28.
- Campbell, A.J.H. H. F. (1997). *Modelling the spatial dynamics of the US purse seine fleet operating in the Western Pacific tuna fishery*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 56: 1266-1277.
- Chang, H.S. y R. Green, (1989). *The effects of advertising on food demand elasticities*. Can. J. Agric. Econ.; 37: 3 : 481-494.
- Clark, W. (1985). *Bioeconomic modelling and fisheries management*. Wiley Interscience.
- CPF Reform, (2002). *Analysis of EU fisheries policy reform proposals and communications proposed European Commission cod recovery plan (COM (2003) 237)*. Briefing No.12. 20 June 2003. IEEP London..
- Del Valle, I. (1998). *Análisis bioeconómico de la pesquería de la anchoa de la división VIII*. Tesis Doctoral. Universidad Pública de Navarra.
- Delgado de Molina, A., Pallarés, P.; Santana, J.C.; Delgado de Molina, R.; Ariz, J. y Sarralde, R., (2005). *Estadísticas españolas de la pesquería atunera tropical, en el océano Atlántico, hasta 2002*. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(I): 164-182 (2005).
- Delgado, C. y R. Lent, (1992). *Consumption substitution between subsidized European beef and other animal protein products in Côte d'Ivoire*. Selected paper, 1992 Meetings of the American Agricultural Economics Association. Baltimore, MD.
- Deriso, R.B., (1980). *Harvesting strategies and parameter estimation for an age-structured model*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 268-262.
- Deriso, R.B., T.J. Quinn II, P.R. Neal. (1985). *Catch-age analysis with auxiliary information*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 815-824.
- Deriso, R.B., P.R. Neal, y T.J. Quinn II. (1989). *Further aspects of match at age analysis with auxiliary information*. In R. J. Beamish and G.A McFarlane (eds). Effects of ocean

- variability on recruitment and evaluation of parameters used in stock assessment models, p. 127-135. Can. Spec. Publ. Aquat. Sci. 108.
- Die, D., L. Kell y P. Pallarés. (2002). *Time trends in abundance and catchability of yellowfin tuna and their relationship to the North Atlantic Oscillation Index*. ICCAT Collect. Sci. Pap. Vol 54: 1049-1063.
- Doll, J.P. (1972). *An econometric analysis of Shrimp Ex-Vessel Prices, 1950-1968*. American Journal of Agricultural Economics: 431-440.
- Doubleday, W.G. (1976b). *A least squares approach to analysing catch age data*. Res. Bull., Int Comm. Northw. Atl. Fish. 12:69-81.
- Draper, N.R. y H. Smith. (1966). *Applied Regression Analysis*. John Wiley & Sons, Inc.
- Everit, B., (1984). *A handbook of statistical analysis using S-PLUS*. Chapman & Hall.
- Fonteneau, A., Gascuel, D. y Pallarés, P. (1998). *Vingt-cinq ans d'évaluation des ressources thonieres de l'Atlantique: quelques reflexions methodologiques*. Simposio ICCAT sobre túnidos. 1998. Col. Vol. Sci. Pap. Vol L (2): 523-562.
- Fournier, D.A., y I. J. Doonan. (1987). *A length-based stock assessment method utilizing generalized delay-difference model*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 422-437.
- Fox, W.W. (1975). *An exponential yield model for optimizing exploited fish populations*. Trans. Amer. Fish. Soc. 99: 80-88.
- Fox, W.W., Jr. (1975). *Fitting the generalized stock production model by least-squares and equilibrium approximation*. U. S. Fish. Bull. 73: 23-37.
- Francis, R.I.C.C. (1992). *Use of risk analysis to assess fishery management strategies: a case of study using orange roughy *Hoplostethus atlanticus* on the Chatham Rise, New Zealand*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 922-930.

- Garciagandía, F. (1999). *Análisis estratégico y económico de la pesca. El caso del bonito del norte*. Mondragon Unibertsitatea. Colección Paradigmas y Perspectivas.
- Garrod, D.J. (1969). *Empirical assessments of catch/effort relationships in North Atlantic cod stocks*. Int. Comm. NW Atl. Fish. Res. Bull. 6:26-34.
- Gascuel D., A. Fonteneau y E. Foucher (1993). *Analyse de l'évolution des puissances de pêche par l'analyse des cohortes : application aux senneurs exploitant l'albacore Thunnus albacares dans l'Atlantique est*. Aquat. Living Resour., 1993, 6, 15-30.
- Gordon, H.S. (1953). *An economic approach to the optimum utilization of fisheries resources*. Journal of Fisheries Research Board of Canada, vol. 10, n° 7, pp. 442-457.
- Gordon, H.S. (1954). *The economic theory of a common property resource: the fishery*. J. Polit. Econ. 62:124-142.
- Gulland, J.A. (1983). *Fish stock assessment. A manual of basic methods*. Vol. 1. FAO/Wiley Series on Food and Agriculture.
- Gulland, J.A. (1988). *Fish Population Dynamics*. Second edition. John Wiley & Sons, Ltd.
- Gulland, J.A. and L.K. Boherema, (1973). *Scientific advice on catch levels*. U. S. Fish. Bull. 71: 325-335.
- Gujarati, D. (1997). *Econometría*. 3ª Ed. Mc Graw Hill.
- Hakan, M. U. (1998). *A bioeconomic model for Norway lobster Nephrops norvegicus fishery*. World Congress of environmental and resource economists, Venice, Italy.
- Hilborn, R. y C.J. Walters. (1992). *Quantitative fisheries stock assessment, choice, dynamics and uncertainty*. Chapman & Hall, New York, 570 pp.
- Hilborn, R., E.K. Pitkitch, y R.C. Francis. (1993). *Current trends including risk and uncertainty in stock assessment and harvest decisions*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 874-880.

- ICCAT, (1999). – 1998a. *Report of the meeting of the ICCAT Ad Hoc Working Group on Precautionary Approach Dublin, Ireland, May 17-21, 1999*. SCRS/99/11.
- ICCAT, (1999). *Informe SCRS 1999*, Vol 2.
- ICCAT, (2000). *Glosario de términos pesqueros*. <http://www.iccat.es>.
- ICCAT, (2001). *2000 ICCAT Atlantic Yellowfin tuna stock assessment session*. Col. Vol. Sci. Pap. 52.
- ICCAT, (2004). *2003 ICCAT Atlantic Yellowfin tuna stock assessment session*. Col. Vol. Sci. Pap. 56 2 :443-527.
- ICCAT, (2004). *Report for biennial period, 2002-2003*. Part II 2003 – Vol. 2.
- ICES, (2004). *Annual Report for 2004*.
- Informe de Estudios Interatún nº 4: 118 pp, (2003). *El atún: flota e industria. Situación y perspectivas de futuro en la unión europea y en el mundo*. Editado por INTERATÚN, Vigo.
- Jennings, S., Kaiser, M.J. y Reynolds, J.D., (2001). *Marine Fisheries Ecology*. Blackwell Science.
- Kell, L.T., C.M. O'Brien, M.T. Smith, T.K. Stokes y B.D. Rackham. (1999a). *An evaluation of management procedures for implementing a precautionary approach in the ICES context for North Sea plaice *Pleuronectes platessa* L.* ICES J. Mar. Sci., 56: 834-845.
- Kell, L.T., J.M. Fromentin, F. Gauthiez y V.R. Restrepo. (1999b). *A simulation framework to evaluate management strategies for Atlantic tunas: a preliminary example based on East Atlantic bluefin tuna*. ICCAT working document. SCRS/99/11 2095-2116.
- Kell, L.T.; Die, D.J.; Restrepo, V.R.; Fromentin, J.M.; Ortiz de Zárate, V. y Pallarés, P. (2003). *An evaluation of management strategies for Atlantic tuna stocks*. Scientia Marina, 67: 353-370.

- Kraak, S.B.M., F.C. Buisman, M. Dickey-Collas, J.J. Poos, M.A. Pastoors, J.G.P. Smit, N. Daan y L.T. Kell. (2004). *How can we manage a mixed fisheries?. A simulation study of the effect of management choices on the sustainability and economic performance of a mixed fishery*. Draft RIVO Report.
- Laurec, A. y Le Guen. (1981). *Dynamique des populations marines exploitées*. Publications du Centre National pour l'Exploitation des Océans. Rapports Scientifiques et Techniques N° 45, 117 pp.
- Lee, D.J., S.L.M. y Charles M. Adams (2000). *A bioeconomic analysis of management alternatives for the U.S. North Atlantic Swordfish fishery*. Marine Resource Economics 15: 77-96.
- Lehodey P., Chai F. y Hampton J. (2003). *Impacts of the El Niño Southern Oscillation on tuna populations and fisheries*. FAO, 33 pp.
- Lent, R., Eric, S., Folsom, W. y Mba-Asseko, G. (1998). *Global and Atlantic trends in production, processing and trade: the primary driving forces: an overview*. Simposio ICCAT sobre túnidos. 1998. Col. Vol. Sci. Pap. Vol L 2 .
- Lleonart, J., R. Franquesa, J. Salat y P. Oliver. (1996). *Heures, a bio-economic model for Mediterranean fisheries, towards the evaluation of management strategies*. Sci. Mar., 60: 123-126.
- Lleonart, J., Maynou, F. y Franquesa, R. (1999). *A bioeconomic model for Mediterranean fisheries*. Fisheries economics newsletter 48:1-16.
- López, A., (2003). *La pesca y la acuicultura de túnidos en España*. FROM, Ministerio de agricultura, pesca y alimentación.
- Maury, O. (2001). *Application of the procean model to the Indian Ocean Yellowfin Tuna Thunnus Albacares fisheries*. WPTT-02-23.

- Megrey, B.A. (1989). *Review and comparison of age-structured stock assessment models*. Amer.Fish. Soc. Symp. 6: 8-48.
- Mongruel, R., (1998). *Position des pays producteurs d'afric de l'ouest sur le marche europeen de la conserve de thon : evolution au cours de la periode 1980-1995*. Simposio ICCAT sobre túnidos. 1998. Col. Vol. Sci. Pap. Vol L 2.
- Morón, J. (2002). *La pesca de cerco en el mundo y en la WCPO*. Industria Conservera. Octubre, 2002.
- Miller, R.G. (1986). *Beyond ANOVA. Basic of applied statistics*. New York. J. Wiley.
- Naresh C. y Pradhan, P.L. (2001). *Modeling entry, stay, and exit decisions of the longline fishers in Hawaii*. Marine Policy 28: 311-324.
- NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-30. (1998). *Analyses of Simulated Data Sets in Support of the NRC Study on Stock Assessment Methods*.
- Pallarés, P., Fonteneau, A., Nordstrom, V., Delgado de Molina, A., Santana, J.C. y Ariz, J. (1998). *Análisis de las capturas de atunes, asociados a objetos flotantes, efectuadas por las flotas de cerco en el océano Atlántico*. Simposio ICCAT sobre túnidos. 1998. Col. Vol. Sci. Pap. Vol L 2.
- Pallarés, P. y Suzuki, Z. (1998). *La gestión de los stocks de túnidos y especies afines*. Visión general de introducción al apartado 9 sobre gestión de túnidos. Simposio ICCAT sobre túnidos, 1998.
- Pallarés, P., Delgado de Molina, A., Ariz, J., Santana, J.C., Soto, M. (1999). *Evolución de algunos índices de la pesquería de cerco tropical*, Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, LI:596-608.
- Pallarés, P; Die, D; Delgado de Molina, A. y Ariz, J. (2000). SCRS/00/70. *Sensibilidad de las evaluaciones globales de rabil atlántico a diferentes modelos, opciones de ajuste y tasas de aumento del poder de pesca del cerco*.

- Pallarés, P., Soto, M., Die, D.J., Gaertner, D., Mosqueira, I. y Kell, L. (2005). *The development of an operational model and simulation procedure for testing uncertainties in the Atlantic Bigeye Thunnus obesus stock assessment*. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 57 2
- Paloheimo, J.E. (1980). *Estimation of mortality rates in fish populations*. Trans. Amer. Fish. Soc. 109: 378-386.
- Pascoe, S., Levring, J. y Wilde, J. (2001). *The impact of management regulation on the technical efficiency of vessels in the Dutch beam trawl fishery*. European Review of Agricultural Economics 28 2 : 187-206.
- Patterson, K., Cook, R., Darby, C., Gavaris, S., Kell, L., Lewy, P., Mesnil, B., Punt, A.E., Restrepo, V.R., Skagen, D.W. y Stefanson, G. (2001). *Estimating uncertainty in fish stock assessment and forecasting*. Fish and Fisheries 2, 125-157.
- Pella, J.J., y P.K. Tomlinson. (1969). *A generalized stock production model*. Int.-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull. 13: 419-496.
- Peña, D. (1998). *Estadística 1. Fundamentos*. Alianza Universidad.
- Peña, D. (2001). *Análisis multivariante de datos*. McGraw-Hill.
- Pereiro, J.A. (1982). *Modelos al uso en dinámica de poblaciones marinas sometidas a explotación*. Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanog. nº. 1-1982.
- Prager, M.H. (1995). *User's Manual for ASPIC: a stock-production model incorporating covariates, program version 3.6x*. Miami Lab. Doc. MIA-92/93-55
- Punt, A.E., A.D.M. Smith y G. Cui. 2002. *Evaluation of management tools for Australia's South East fishery: 1. Modelling the South East fishery taking account of technical interactions*. Mar. Freshwat. Res. 53:615-629.
- Quinn II, T.J. y R.B. Deriso. (1999). *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York, 542 pp.

- Restrepo, V.R.; Hoenig, J.M.; Powers, J.E.; Baird, J.W. y Turner, S.C. (1992). *A simple simulation approach to risk and cost analysis, with applications to swordfish and cod fisheries*. Fishery bulletin, U. S. 90:736-748.
- Restrepo, V.R. (1998). *An introduction of 25 years of stock assessments*. Simposio ICCAT sobre túnidos. 1998. Col. Vol. Sci. Pap. Vol L 2.
- Rosenberg, A.A. y S. Brault. (1993). *Choosing a management strategy for stock rebuilding when control is uncertain*. p. 1-7. In S.J. Smith, J.J.Hunt y D. Rivard (ed.). Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Pub. Fish. Aquat. Sci. 120.
- Rosenberg, A.A., Restrepo, V.R. (1995). *Uncertainty and risk evaluation in stock assessment advice for U.S marine fisheries*. Canadian Journal of fisheries and Aquatic Sciences 51: 2715-2720.
- Schaeffer, M. (1957). *Some considerations of population dynamics and economics on relation to the management of marine fisheries*. Journal of Fisheries Research Board of Canada, vol. 14, n° 5, pp. 669-681.
- Schnute, J. (1985). *A general theory for the analysis of catch and effort data*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 414-429.
- Smith, A.D.M. (1993). *Risk of over- and Under-fishing new resources*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. (120): 261-267.
- Suanzes-Carpegna, D.D.V. (2003). *Proyecto de Informe sobre el Atún: flota e industria. Situación y perspectivas de futuro en la UE y en el mundo*. Parlamento Europeo 1999-2004. PE 340.652/OJME.

- Soto, M., P. Pallarés, D. Gaertner, J. Ariz y A. Delgado de Molina, (2004). *CPUES estandarizadas de rabil de la flota de cerco tropical*. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 56 2 : 704-710.
- Thunberg, E., J. Seale, C. Adams y E.L. Bouchelle. (1993). *A general equilibrium welfare analysis of north Atlantic swordfish quotas*. Staff Paper Series SP3-1. Department of Food and Resource Economics, University of Florida. Gainesville, FL.
- Tsoa, W.E.S.E. y Roy, N. (1982). *U.S. demand for selected Groundfish Products, 1967-80*. American Agricultural Economics Association 64.
- Ulrich C.; S. Pascoe; P. J. Sparre, J.W. De Wilde y P. Marchal, (2002). *Influence of trends in fishing power of bioeconomics in the North Sea flatfish fishery regulated by catches or effort quotas*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 829-843.

APÉNDICES

A. IMPORTACIONES DE RABIL EN ESPAÑA

B. ESTIMACIÓN DE LA OFERTA Y LA DEMANDA DE RABIL
EN ESPAÑA

C. CÁLCULO DE LOS PUNTOS DE REFERENCIA

APÉNDICE

A

IMPORTACIONES DE RABIL EN ESPAÑA

Los datos de comercio exterior de rabil de los años 1990-2002 facilitados por la Subdirección general de Comercialización Pesquera (SGCP) no se encuentran desglosados en categorías comerciales —rabil de más de diez kg, *YFT+10*, y rabil de menos de 10 kg, *YFT-10*— ni tampoco los precios de sus importaciones y exportaciones, excepto para los datos de rabil congelado con destino la industria transformadora, de los años 1990-1995 (véase la tabla A.1). Este es el destino de la mayor parte de las capturas.

FUENTE: D.G. ADUANAS	IMPORTACIONES YFT+10		EXPORTACIONES YFT+10		IMPORTACIONES YFT-10		EXPORTACIONES YFT-10	
AÑO	tm	PTS/kg	tm	PTS/kg	tm	PTS/kg	tm	PTS/kg
1990	18 524	121	36 404	150	14 340	107	7 577	141
1991	16 975	108	59 578	108	11 026	93	4 320	90
1992	26 144	128	31 279	95	6 001	104	593	81
1993	25 934	143	18 841	104	5 732	114	2 938	180
1994	30 307	177	54 851	130	7 635	153	4 927	194
1995	31 705	177	55 135	142	12 039	116	7 300	200

Tabla A.1. Importaciones y exportaciones de rabil congelado con destino la industria transformadora durante los años 1990-1995 y sus precios para cada categoría comercial, YFT+10, YFT-10.

En los modelos de estimación de la oferta y la demanda, la variable oferta se ha definido como la suma de los desembarcos más las importaciones. Para construir la variable oferta de rabil para toda la serie de años 1990-2003, es necesario estimar las cantidades importadas de cada categoría comercial en España para aquellos años en los que no hay información desagregada, que van desde 1996 hasta 2004. El procedimiento empleado fue el siguiente: para los datos de 1990-1995 se calculan los porcentajes de importaciones de *YFT+10* e *YFT-10* y su promedio; el porcentaje medio de las importaciones de *YFT+10* es de un 72,1% y las de *YFT-10* un 27,9%. Para estimar las importaciones de *YFT+10* e

YFT-10 del resto de los años, se multiplican las importaciones y exportaciones totales por estos porcentajes. Los datos anuales de importaciones y exportaciones de rabil (tm) de España junto con su valor en euros para los años 1001-2002 se muestran en la tabla A.2.

FUENTE: SGCP	IMPORTACIONES		EXPORTACIONES	
AÑO	tm	VALOR (€/tm)	tm	VALOR (€/tm)
1991	34 864	20 895,03	25 668	12 977,28
1992	33 242	24 003,85	14 053	6 469,23
1993	30 490	26 251,40	5 529	4 014,32
1994	42 739	43 797,47	37 571	21 967,94
1995	47 333	47 891,15	39 106	26 159,43
1996	60 803	57 622,08	17 725	14 360,37
1997	58 383	83 195,58	62 605	59 440,69
1998	91 028	129 858,31	29 624	35 651,58
1999	65 812	66 412,29	36 233	27 205,78
2000	58 239	55 832,75	37 469	26 153,83
2001	97 252	107 856,41	71 192	53 937,95
2002	102 756	125 270,77	28 795	27 650,71

Tabla A.2. Toneladas anuales importadas y exportadas de rabil en España y sus precios correspondientes.

Finalmente, los resultados de la estimación de las toneladas anuales importadas de las dos categorías comerciales de rabil, se muestran en la tabla A.3. Se observa que los datos correspondientes a los años 1990-1995 son los mismos que los de la tabla A.1.

AÑO	YFT+10	YFT-10
1990	18 524	14 340
1991	16 975	11 026
1992	26 144	6 001
1993	25 934	5 732
1994	30 307	7 635
1995	31 705	12 039
1996	43 839	16 964
1997	42 094	16 289
1998	65 631	25 397
1999	47 450	18 361
2000	41 991	16 249
2001	70 118	27 133
2002	74 087	28 669

Tabla A.3. Toneladas anuales de rabil importadas en España de cada categoría comercial, YFT+10 e YFT-10.

APÉNDICE	<h1>ESTIMACIÓN DE LA OFERTA Y LA DEMANDA DE RABIL EN ESPAÑA</h1>
B	

En este apéndice se presentan los resultados de los test estadísticos de los distintos ajustes realizados para la estimación de la oferta y la demanda de rabil en España explicados en el Capítulo 2. Se utilizan dos métodos de ajuste:

- Mínimos cuadrados ordinarios (**MCO**).
- Mínimos cuadrados en dos etapas (**MC2E**).

Los ajustes se realizan, por un lado, sobre datos anuales, y, por otro, sobre datos mensuales.

Los criterios empleados para la selección de variables en los modelos son los siguientes:

- Valor del estadístico **Cp** y **AIC** (Akaike Information Criterion) para la selección automática de variables.
- Estadístico **F** de significación de variables.
- Estadístico **R²**.
- Signo adecuado de las elasticidades (o flexibilidades en el caso de demandas inversas) de la oferta y la demanda.

Partiendo del modelo inicial, en cada caso, se presentan los modelos sucesivos a medida que se van eliminando las variables no significativas, según los criterios anteriores. Finalmente, los modelos seleccionados en cada caso se encuentran recuadrados para distinguirlos de los modelos intermedios no seleccionados.

La notación empleada se muestra en la tabla B.1.

DESCRIPCIÓN	NOMENCLATURA
Categoría comercial de rabil: <i>YFT-10</i> (<10 kg), <i>YFT+10</i> (>10 kg)	<i>especie</i>
Descargas mensuales de <i>YFT</i> de la flota española de cerco en España	<i>toneladas</i>
Descargas mensuales de <i>YFT</i> de la flota española de cerco en España con un retardo de tres meses	<i>toneladaslag</i>
Importaciones mensuales de <i>YFT</i> en España	<i>importaciones</i>
Precios de primera venta anuales y mensuales de <i>YFT</i> (€/tm)	<i>P</i>
Número de barcos	<i>Nb</i>
Días de pesca mensuales	<i>esfuerzo</i>
<i>IPC</i> anual y mensual en España	<i>IPC</i>
Renta nacional española	<i>RNND</i>
CPUE de rabil estimada en la evaluación de <i>YFT</i> de 2003 (ICCAT, 2004)	<i>CPUEyft</i>
Precio anual del barril de petróleo	<i>petroleo</i>
Biomasa de rabil estimada por el VPA en la evaluación de 2003 (ICCAT, 2004)	<i>Byft</i>
Gasto de las familias en España	<i>gasto</i>
Variable indicadora anual de la indemnización compensatoria	<i>la</i>
Variable indicadora mensual de la indemnización compensatoria	<i>lm</i>
Toneladas comercializadas de rabil en España (desembarcos+importaciones)	<i>Oferta</i>
<i>Oferta</i> con un retardo en el modelo anual y tres retardos en el modelo mensual	<i>ofertalag</i>
<i>Oferta</i> ajustada en la etapa 1 por el método MC2E	<i>ofertaE1</i>
Logaritmo	<i>log</i>
Suma de cuadrados de los regresores	<i>SCRG</i>
Suma de cuadrados de los residuos	<i>SCR</i>

Tabla B.1. Nomenclatura.

1 DATOS ANUALES

En este apartado se realizan los ajustes de **MCO** y **MC2E** para los datos anuales. Sus resultados se muestran en las secciones siguientes.

► 1.1. Mínimos cuadrados ordinarios (MCO)

Este método consiste en ajustar una regresión lineal para obtener una ecuación de precios en la que estos son función del resto de variables explicativas relacionadas con la demanda.

Los resultados de los ajustes sucesivos realizados hasta la selección del modelo final son:

Test de significación de variables del modelo inicial

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \log(\text{ofertalag}) + \text{especie} + \text{la} + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) +$ $+ \log(\text{RNND}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{CPUEyft}) + \log(\text{Byft})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	4,7781	0,5984	0,5617
$\log(\text{oferta})$	-0,2103	-1,9986	0,0710
$\log(\text{ofertalag})$	0,0444	0,4107	0,6892
<i>especie</i>	-0,4552	-3,9999	0,0021
<i>la</i>	-0,0500	-0,8668	0,4046
$\log(\text{Nbarcos})$	-1,1855	-1,9236	0,0807
$\log(\text{IPC})$	0,6417	5,4495	0,0002
$\log(\text{RNND})$	0,2848	0,2921	0,7757
$\log(\text{petroleo})$	-0,5202	-3,5763	0,0043
$\log(\text{CPUEyft})$	-0,1433	-0,3142	0,7593
$\log(\text{Byft})$	0,8840	4,4475	0,0010
R ²	0,9436		
Estadístico F	18,41 con 10 y 11 grados de libertad, p-valor 0,00001824		

Después de realizar un primer ajuste, en el que sólo las variables *especie*, *IPC*, *petroleo* y *Byft* son significativas ($p\text{-valor} < 0,05$), se aplican los criterios **Cp** y **AIC** (que van eliminando paso a paso las variables cuyos valores de **Cp** son mayores, o, lo que es lo mismo, van seleccionando el modelo que obtiene un valor del **AIC** menor) para seleccionar las variables en el modelo final. Estos resultados se muestran a continuación.

Variables seleccionadas según el criterio Akaike y Cp

MODELO				
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \text{especie} + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{Byft})$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	Cp
Intercepto			0,0580	0,1257
$\log(\text{oferta})$	1	0,0363	0,0943	0,1523
<i>especie</i>	1	0,1580	0,2160	0,2740
$\log(\text{Nbarcos})$	1	0,3513	0,4093	0,4673
$\log(\text{IPC})$	1	0,2535	0,3115	0,3695
$\log(\text{petroleo})$	1	0,1377	0,1957	0,2537
$\log(\text{Byft})$	1	0,1767	0,2347	0,2927

A pesar de que $\log(\text{Byft})$ es una variable que según estos dos últimos criterios se mantiene en el modelo, sin embargo, no es una variable significativa según el test de significación de variables cuando se ajusta el modelo con las variables seleccionadas según los criterios AIC y Cp; por tanto, no se considera en el modelo seleccionado.

Finalmente, en el modelo seleccionado se consideran las variables explicativas *oferta*, *especie*, *Nbarcos*, *IPC* y *petroleo*, cuyo test de significación se muestra a continuación.

Test de significación de variables del modelo seleccionado

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \text{especie} + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{Byft})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	7,4472	4,7892	0,0002
$\log(\text{oferta})$	-0,2136	-3,0651	0,0079
<i>especie</i>	-0,5133	-6,3913	0,0000
$\log(\text{Nbarcos})$	-1,4545	-9,5311	0,0000
$\log(\text{IPC})$	0,6675	8,0956	0,0000
$\log(\text{petroleo})$	-0,5115	-5,9664	0,0000
$\log(\text{Byft})$	0,9335	6,7594	0,0000
R ²	0,9385		
Estadístico F	38,15 con 6 y 15 grados de libertad, p-valor $2,983 \cdot 10^{-6}$		

► 1.2. Mínimos cuadrados en dos etapas (MC2E)

Este segundo método consiste en ajustar una regresión lineal en la que la *oferta* es la variable respuesta. A continuación, se ajusta otra regresión lineal en la que la variable dependiente es el precio y, como variable explicativa se considera aquella que se obtiene al sustituir los datos observados de la *oferta* de rabil por los valores de *oferta* ajustados en el modelo de regresión de la primera etapa.

1.2.1. Primera aproximación

En este caso se emplean las mismas variables explicativas que se han utilizado en el apartado 1.1.

Etapa 1. Estimación de la oferta

Para estimar la *oferta*, se plantea la regresión en que la *oferta* es la variable respuesta y el precio se encuentra entre las explicativas. El resultado del modelo inicial, en el que se incluyen todas las variables explicativas disponibles se muestra a continuación.

Test de significación de variables del modelo inicial

MODELO			
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + \text{especie} + la + \log(N\text{barcos}) + \log(IPC) +$ $+ \log(RNND) + \log(\text{petroleo}) + \log(CPUEyft) + \log(Byft)$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	12,6635	0,6991	0,4960
$\log(p)$	-1,5863	-2,5225	0,0244
<i>especie</i>	-1,5510	-8,2644	0,0000
<i>la</i>	0,0528	0,3433	0,7365
$\log(N\text{barcos})$	-3,0773	-2,2773	0,0390
$\log(IPC)$	1,3112	2,9841	0,0099
$\log(RNND)$	0,6635	0,3481	0,7330
$\log(\text{petroleo})$	-0,8563	-2,4494	0,0281
$\log(CPUEyft)$	0,7519	0,9066	0,3800
$\log(Byft)$	2,0681	3,0976	0,0079
R ²	0,9449		
Estadístico F	26,7 con 9 y 14 gl, p-valor: $2,619 \cdot 10^{-8}$		

Todas las variables son significativas, a excepción de *la*, *RNND* y *CPUEyft*. Según el criterio Cp y Akaike el modelo seleccionado sería:

Variables seleccionadas según el criterio Akaike y Cp

MODELO				
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + \text{especie} + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{Byft})$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	Cp
Intercepto			0,5210	0,9975
$\log(p)$	1	0,3064	0,8275	1,2359
<i>especie</i>	1	2,9179	3,4389	3,8473
$\log(\text{Nbarcos})$	1	0,5200	1,0410	1,4494
$\log(\text{IPC})$	1	0,3700	0,8911	1,2995
$\log(\text{petroleo})$	1	0,1879	0,7089	1,1173
$\log(\text{Byft})$	1	0,3648	0,8858	1,2942

En este caso, la selección de variables coincide con la anterior, por lo que finalmente, el modelo seleccionado en la primera etapa es:

Test de significación de variables del modelo seleccionado

MODELO			
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + \text{especie} + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{Byft})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	16,5902	5,4738	0,0000
$\log(p)$	-1,6123	-3,1620	0,0057
<i>especie</i>	-1,5539	-9,7573	0,0000
$\log(\text{Nbarcos})$	-3,1226	-4,1191	0,0007
$\log(\text{IPC})$	1,3659	3,4747	0,0029
$\log(\text{petroleo})$	-0,7822	-2,4760	0,0241
$\log(\text{Byft})$	2,0589	3,4500	0,0031

Etapla 2. Estimación de la demanda

Deshaciendo la transformación logarítmica y sustituyendo los valores de la *oferta* ajustados por el modelo seleccionado en la primera etapa, se estima la ecuación de demanda. Los resultados del ajuste inicial considerando todas las variables explicativas de la demanda son:

Test de significación de variables del modelo inicial

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{oferta1E}) + \text{especie} + \log(\text{IPC})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	5,8406	2,1957	0,0401
$\log(\text{oferta1E})$	0,1296	0,5274	0,6037
<i>especie</i>	-0,136	-0,4817	0,6353
$\log(\text{IPC})$	0,0365	0,3601	0,7225
R ²	0,3929		
Estadístico F	4,315 con 3 y 20 gl, p-valor: 0,01681		

Ninguna de las variables explicativas es significativa ($p\text{-valor} > 0,05$). En función del criterio C_p y AIC, el modelo seleccionado sería el siguiente:

Variables seleccionadas según el criterio Akaike y C_p

MODELO				
$\log(p) \sim \text{especie}$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	C_p
Intercepto			0,7493	0,8971
<i>especie</i>	1	0,4674	1,2167	1,2906

Por tanto, la única variable que está relacionada con el precio es la *especie*, y, por tanto, el modelo de demanda final sería el siguiente:

Test de significación de variables del modelo seleccionado

MODELO			
$\log(p) \sim \text{especie}$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	7,2043	135,225	0,0000
<i>especie</i>	-0,2791	-3,7044	0,0012
R ²	0,3841		
Estadístico F	13,72 con 1 y 22 gl, p-valor: 0,001237		

Sin embargo, si se mantiene la variable *especie* en el modelo de demanda, la cantidad no es significativa. Por tanto, se realiza un nuevo ajuste de la demanda en el que la *especie* no se incluye entre las variables explicativas. Los resultados se muestran a continuación.

Test de significación de variables del modelo inicial de demanda sin *especie*

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{oferta1E}) + \text{especie} + \log(\text{IPC})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	4.6119	6.2323	0.0000
$\log(\text{oferta1E})$	0.2433	3.6310	0.0016
$\log(\text{IPC})$	0.0603	0.693	0.4959
R ²	0,3859		
Estadístico F	6,598 con 2 y 21 gl, p-valor: 0,005977		

En este caso, la cantidad y el precio están relacionados positivamente, por lo que la demanda no queda bien identificada.

1.2.2. Segunda aproximación: MC2E sin la variable *especie*

Como la variable *especie* enmascara el efecto de la *oferta* sobre el precio cuando se aplica el método de MC2E, en este caso se repite el proceso de estimación sin incluir la variable *especie* entre las explicativas, para comprobar si las estimaciones permiten identificar mejor la *oferta* y la demanda de rabil.

Etapa 1. Estimación de la oferta

En esta etapa se realiza el ajuste de una regresión lineal de la *oferta* frente a las variables explicativas, entre las que no se incluye la *especie*.

A continuación se muestran los resultados de los ajustes y la eliminación de variables no significativas, hasta llegar a la selección del mejor modelo.

El ajuste del modelo inicial da como resultado que sólo el precio y el número de barcos son variables significativas, como se ve en la siguiente tabla.

Test de significación de variables

MODELO			
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + la + \log(N\text{barcos}) + \log(IPC) + \log(RNND) +$ $+ \log(\text{petroleo}) + \log(CPUEyft) + \log(Byft)$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	-42,925	-1,0895	0,2931
$\log(p)$	3,1622	5,2809	0,0001
la	0,3419	0,9745	0,3453
$\log(N\text{barcos})$	4,9913	2,2808	0,0376
$\log(IPC)$	-1,3852	-2,0091	0,0629
$\log(RNND)$	4,9975	1,1642	0,2625
$\log(\text{petroleo})$	0,9056	1,3953	0,1832
$\log(CPUEyft)$	0,5948	0,3062	0,7636
$\log(Byft)$	-1,8595	-1,6929	0,1111
R ²	0,6764		
Estadístico F	26,7 con 9 y 14 gl, p-valor: $2,619 \cdot 10^{-7}$		

La selección de las variables iniciales según el criterio Akaike y C_p da como resultado el que se muestra a continuación:

Variables seleccionadas según el criterio Akaike y C_p

MODELO				
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + especie + \log(N\text{barcos}) + \log(IPC) +$ $+ \log(RNND) + \log(\text{petroleo}) + \log(Byft)$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	C_p
Intercepto			3,0502	5,6645
$\log(p)$	1	5,0521	8,1023	10,3431
$\log(N\text{barcos})$	1	1,1775	4,2277	6,4685
$\log(IPC)$	1	1,0170	4,0672	6,3080
$\log(RNND)$		0,3887	3,4389	5,6797
$\log(\text{petroleo})$	1	0,6773	3,7275	5,9683
$\log(Byft)$	1	0,5585	3,6087	5,8495

Según estos dos criterios, sólo se eliminan del modelo seleccionado la y la $CPUEyft$.

Si se ajusta una regresión sin incluir estas dos variables, el test de significación de variables da como resultado el que se muestra a continuación:

Test de significación de variables del modelo sin *lay CPUEyft*

MODELO			
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{RNND}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{Byft})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	-41,2791	-1,3125	0,2068
$\log(p)$	2,9949	5,3063	0,0001
$\log(\text{Nbarcos})$	5,0842	2,5618	0,0202
$\log(\text{IPC})$	-1,4826	-2,3807	0,0292
$\log(\text{RNND})$	4,5446	1,4718	0,1593
$\log(\text{petroleo})$	1,1613	1,9428	0,0688
$\log(\text{Byft})$	-1,8089	-1,7643	0,0956

La *RNND* no es significativa y, por tanto, se elimina del modelo al estar correlacionada con el *IPC* y no ser significativa en el modelo inicial. El resultado del ajuste sin la variable *RNND* es el que se muestra a continuación:

Test de significación de variables sin *RNND*

MODELO			
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{Byft})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	6,3525	1,0344	0,3122
$\log(p)$	2,4817	5,5693	0,0000
$\log(\text{Nbarcos})$	1,6771	1,9874	0,0595
$\log(\text{IPC})$	-1,0499	-2,1145	0,0460
$\log(\text{petroleo})$	1,0235	1,7632	0,0918
$\log(\text{Byft})$	-2,1964	-2,9593	0,0072
R ²	0,6076		
Estadístico F	6,812 con 5 y 22 gl, p-valor: 0,000562		

Al haber eliminando *RNND*, *petroleo* y *Nbarcos* dejan de ser significativas. El resultado del ajuste sin estas dos últimas variables es el siguiente:

Test de significación de variables sin *petroleo* y *Nbarcos*

MODELO			
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + \log(IPC) + \log(Byff)$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	9,7155	1,8907	0,0708
$\log(p)$	2,0309	5,0822	0,0000
$\log(IPC)$	-0,1273	-0,6215	0,5401
$\log(Byff)$	-1,2032	-2,5386	0,0180
R ²	0,5326		
Estadístico F	9,116 con 3 y 24 gl, p-valor: 0,0003301		

Finalmente, se elimina el *IPC*, que también deja de ser significativo. El resultado final del modelo de regresión seleccionado para el ajuste de la *oferta* en la etapa 1 es:

MODELO			
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + \log(Byff)$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	10,8834	2,3041	0,0298
$\log(p)$	2,0460	5,1934	0,0000
$\log(Byff)$	-1,2792	-2,8286	0,0091
R ²	0,5251		
Estadístico F	13,82 con 2 y 25 gl, p-valor: 0,00009072		

Etapla 2. Estimación de la demanda

Despejando la *oferta* ajustada en el modelo seleccionado en la primera etapa, se sustituye en el modelo de estimación de la demanda en la segunda etapa. El resultado es el siguiente:

Test de significación de variables del modelo inicial

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}1E) + \text{especie} + \log(IPC)$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	2,7612	3,1858	0,0040
$\log(\text{oferta}1E)$	0,4156	5,3504	0,0000
<i>especie</i>	-0,0437	-0,6542	0,5192
$\log(IPC)$	0,0680	1,1806	0,2493
R ²	0,7326		
Estadístico F	21,92 con 3 y 24 gl, p-valor: 4,664e-007		

Sólo es significativa la *oferta* ($p\text{-valor} < 0,05$).

Los criterios **AIC** y **Cp** aplicados al modelo inicial tienen como resultado el que se muestra a continuación:

Variables seleccionadas según el criterio Akaike y Cp

MODELO $\log(p) \sim \log(\text{oferta})$				
REGRESOR	GL	SCR	SCR	Cp
Intercepto			0,4192	0,4837
$\log(\text{oferta})$	1	1,0289	1,4481	1,4803

En este caso, la selección de variables mediante estos dos criterios es la misma que el test de significación de variables inicial, pues *sólo* la *oferta* es significativa. Realizando el ajuste del precio frente a la *oferta* en escala logarítmica, se obtiene el siguiente resultado:

Test de significación de variables del modelo seleccionado

MODELO $\log(p) \sim \log(\text{oferta})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	2,2050	0,6073	3,6308
$\log(\text{oferta})$	0,4441	0,0556	7,9888
R ²	0,7105		
Estadístico F	63,82 con 1 y 26 gl, p-valor: 1,816e-008		

El resultado es que la demanda no queda identificada.

De este análisis se concluye que la *oferta* y la demanda anuales no quedan bien identificadas mediante **MC2E**, por lo que no es posible estimar una ecuación de precios con este método. Los ajustes mediante **MCO** sí permiten obtener una ecuación de precios; en ella, la cantidad y el precio están relacionados negativamente y, por tanto, las estimaciones con este método son más coherentes.

2 DATOS MENSUALES

A continuación se realizan los ajustes a datos mensuales, mediante **MCO** y **MC2E**.

► 2.1. Mínimos cuadrados ordinarios (MCO)

Para estimar una ecuación de demanda inversa, en la que el precio está relacionado con la cantidad, se consideraron dos aproximaciones. En la primera, la cantidad —*oferta*— es la suma de los desembarcos de rabil realizados por el cerco en España más las importaciones. En la segunda, la *oferta* se desglosa en estas dos variables, desembarcos e importaciones, que se consideran como dos variables independientes explicativas del precio en el modelo de regresión. A continuación se muestran los ajustes, según estas dos aproximaciones.

2.1.1. Primera aproximación

En el modelo de demanda inversa inicial se consideran todas las variables disponibles a escala mensual. Se observa que el número de barcos, *Nbarcos* —variable asociada al esfuerzo a escala anual— se sustituye para los datos mensuales por el número de días de pesca, representados por la variable *esfuerzo*. Los resultados iniciales son los siguientes:

Test de significación de variables del modelo inicial

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \log(\text{ofertalag}) + \text{especie} + \text{lm} + \log(\text{esfuerzo}) + \log(\text{IPC})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	1,3460	0,7955	0,4272
$\log(\text{oferta})$	-0,0379	-1,1289	0,2602
$\log(\text{ofertalag})$	-0,0028	-0,0835	0,9335
<i>especie</i>	-0,3317	-6,9373	0,0000
<i>lm</i>	-0,2242	-5,7267	0,0000
$\log(\text{esfuerzo})$	-0,0794	-1,0768	0,2828
$\log(\text{IPC})$	1,3857	4,8653	0,0000
R ²	0,5654		
Estadístico F	45,32 con 6 y 209 gl, p-valor: 0		

Las variables significativas ($p\text{-valor} < 0,05$) son la *especie*, *lm*, y el *IPC*. Los resultados de los criterios AIC y Cp realizan una selección de las siguientes variables:

Selección automática de variables del modelo inicial según el criterio Akaike y Cp

MODELO				
$\log(p) \sim \text{especie} + lm + \log(IPC)$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	Cp
Intercepto			5,8628	6,0842
<i>especie</i>	1	4,4768	10,340	10,506
<i>lm</i>		0,9149	6,7777	6,9438
$\log(IPC)$		2,9672	8,8300	8,9961

En este caso, los criterios de selección de variables coinciden. El ajuste del modelo con las variables seleccionadas es el siguiente:

Test de significación de variables del modelo seleccionado

MODELO			
$\log(p) \sim \text{especie} + lm + \log(IPC)$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	-0,2213	-0,3142	0,7536
<i>especie</i>	-0,2909	-12,7232	0,0000
<i>lm</i>	-0,2247	-5,7518	0,0000
$\log(IPC)$	1,5238	10,3584	0,0000
R ²	0,5596		
Estadístico F	89,78 con 3 y 212 gl, p-valor: 0		

En este caso, la *oferta* no es significativa; sin embargo, para que la ecuación estimada sea una función de demanda inversa, es decir, la cantidad sea una variable explicativa del precio, es necesario incluir esta variable en el modelo.

Para conseguir que la *oferta* sea significativa, se elimina la *especie* del modelo, que enmascara los efectos de la *oferta*. El resultado del ajuste sin la variable *especie* es el siguiente:

Test de significación de variables del modelo inicial sin la variable *especie*

MODELO			
$\log(p) \sim especie + lm + \log(IPC)$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	3,1467	1,7008	0,0905
$\log(oferta)$	0,0844	2,6692	0,0082
$\log(ofertalag)$	0,1258	4,0694	0,0001
<i>lm</i>	-0,1952	-4,5306	0,0000
$\log(esfuerzo)$	-0,1445	-1,7872	0,0753
$\log(IPC)$	0,6280	2,1577	0,0321
R ²	0,4654		
Estadístico F	36,56 con 5 y 210 gl, p-valor: 0		

La única variable no significativa es el *esfuerzo*.

Aplicando los criterios AIC y Cp al modelo de demanda inversa inicial, la selección de variables es la siguiente:

Selección automática de las variables del modelo inicial de demanda sin *especie* según el criterio Akaike y Cp

MODELO				
$\log(p) \sim \log(oferta) + \log(ofertalag) + lm + \log(esfuerzo) + \log(IPC)$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	Cp
Intercepto			7,1169	7,5236
$\log(oferta)$	1	0,2415	7,3584	7,6973
$\log(ofertalag)$		0,5612	7,6781	8,0170
<i>lm</i>		0,6956	7,8125	8,1514
$\log(esfuerzo)$		0,1082	7,2251	7,5640
$\log(IPC)$		0,1578	7,2747	7,6136

En este caso, los criterios AIC y Cp son menos restrictivos, y mantienen la variable *esfuerzo* en modelo final.

Al eliminar la *especie*, se ha conseguido que todas las variables sean significativas, entre ellas la *oferta*.

Sin embargo tiene el mismo signo que el precio, en contra de lo que debería ser en una función de demanda.

2.1.2. Segunda aproximación

En esta aproximación se repite la estimación de la función de demanda descomponiendo la *oferta* como:

$$\text{Oferta} = \text{toneladas desembarcadas} + \text{importaciones}$$

y se incluyen, tanto las toneladas desembarcadas como las importaciones, entre las variables explicativas del precio en la función de demanda. El ajuste inicial tiene como resultado el que se muestra a continuación.

Test de significación de variables del modelo inicial

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{toneladas}) + \log(\text{toneladaslag}) + \log(\text{importaciones}) +$ $+ \text{especie} + \text{lm} + \log(\text{esfuerzo}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{gasto})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	18,1170	7,3238	0,0000
$\log(\text{toneladas})$	-0,0701	-4,7706	0,0000
$\log(\text{toneladaslag})$	-0,0579	-3,8395	0,0002
$\log(\text{importaciones})$	0,1872	3,7992	0,0002
<i>especie</i>	-0,1649	-3,0865	0,0023
<i>lm</i>	-0,1833	-5,5035	0,0000
$\log(\text{esfuerzo})$	-0,0917	-1,4296	0,1543
$\log(\text{IPC})$	2,0033	4,2373	0,0000
$\log(\text{gasto})$	-1,8391	-6,1799	0,0000
R ²	0,6961		
Estadístico F	59,27 con 8 y 207 gl, p-valor: 0		

De nuevo, al igual que en la primera aproximación, la única variable no significativa es el *esfuerzo* (p-valor > 0,05). Se observa que la cantidad, tanto los desembarcos (*toneladas*) y los desembarcos tres meses antes (*toneladaslag*), como las *importaciones*, es significativa. En este caso, los desembarcos están relacionados negativamente con el precio, tal y como se esperaba de la estimación de la función de demanda inversa.

Los resultados de la selección de variables a partir del modelo inicial, según los criterios AIC y Cp se muestran a continuación.

Variables seleccionadas según el criterio Akaike y Cp

MODELO				
$\log(p) \sim \log(\text{toneladas}) + \log(\text{toneladaslag}) + \log(\text{importaciones}) +$ $+ \text{especie} + lm + \log(\text{esfuerzo}) + \log(IPC) + \log(\text{gasto})$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	Cp
Intercepto			4,0451	4,3968
$\log(\text{toneladas})$	1	0,4447	4,4898	4,8025
$\log(\text{toneladaslag})$	1	0,2881	4,3332	4,6458
$\log(\text{importaciones})$	1	0,2821	4,3272	4,6398
<i>especie</i>	1	0,1862	4,2312	4,5439
<i>lm</i>	1	0,5919	4,6370	4,9496
$\log(\text{esfuerzo})$	1	0,0399	4,0850	4,3977
$\log(IPC)$	1	0,3509	4,3960	4,7086
$\log(\text{gasto})$	1	0,7463	4,7914	5,1041

En este caso, los criterios AIC y Cp, al igual que en la primera aproximación, son menos restrictivos y mantienen la variable *esfuerzo* entre las seleccionadas.

Realizando el ajuste del modelo sin la variable *esfuerzo*, se obtiene el siguiente resultado:

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{toneladas}) + \log(\text{toneladaslag}) + \log(\text{importaciones}) +$ $+ \text{especie} + lm + \log(\text{esfuerzo}) + \log(IPC) + \log(\text{gasto})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	11,4387	6,3778	0,0000
$\log(\text{toneladas})$	-0,0729	-4,9635	0,0000
$\log(\text{toneladaslag})$	-0,0565	-3,8223	0,0002
$\log(\text{importaciones})$	0,3486	9,2913	0,0000
<i>especie</i>	-0,0109	-0,2460	0,8059
<i>lm</i>	-0,1865	-5,4367	0,0000
$\log(IPC)$	0,1167	0,7159	0,4748
$\log(\text{gasto})$	-0,6022	-3,4650	0,0006
R ²	0,6834		
Estadístico F	67,84 con 7 y 220 gl, p-valor: 0		

Todas las variables son significativas, a excepción del *IPC* y la *especie*, que al eliminar el *esfuerzo*, deja de serlo. Eliminando estas variables, finalmente, se obtiene el siguiente modelo seleccionado para la ecuación de demanda inversa estimada por el método MCO:

MODELO: $\log(p) \sim \log(\text{toneladas}) + \log(\text{toneladaslag}) + \log(\text{importaciones}) + lm + \log(\text{gasto})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	8,5049	5,5887	0,0000
$\log(\text{toneladas})$	-0,0606	-4,7676	0,0000
$\log(\text{toneladaslag})$	-0,0581	-4,0732	0,0001
$\log(\text{importaciones})$	0,3587	19,0620	0,0000
lm	-0,1693	-4,7613	0,0000
$\log(\text{gasto})$	-0,3063	-2,2349	0,0000
R^2	0,6932		
Estadístico F	131,5 con 5 y 291 gl, p-valor: 0		

El ajuste proporciona una ecuación de demanda inversa en la que el precio y la cantidad están relacionadas negativamente, tal y como se esperaba de una función de demanda inversa.

Por tanto, los resultados del método **MCO** aplicado a los datos mensuales desglosando la *oferta* en desembarcos e importaciones son satisfactorios.

► 2.2. Mínimos cuadrados en dos etapas (MC2E)

En esta sección la estimación de la *oferta* y la demanda por **MC2E** se realiza descomponiendo la cantidad según se hizo en la segunda aproximación descrita en la sección 2.1.2. para el método de MCO, es decir, la cantidad —*oferta*— se divide en:

$$\text{Oferta} = \text{toneladas desembarcadas} + \text{importaciones}$$

En la primera aproximación de **MCO** —en la que la cantidad estaba representada por una única variable, *oferta*— no se obtuvo una ecuación de precios satisfactoria para la estimación de la demanda inversa.

Puesto que los análisis realizados con los datos disponibles han generado aún mayores problemas en la identificación de las funciones de *oferta* y demanda por el método **MC2E**, no es de esperar que, mediante este método, se vaya a poder identificar la *oferta* y la demanda teniendo en cuenta la primera aproximación de la cantidad.

Entonces, para **MC2E**, se considera únicamente, que la *oferta*, definida por la variable *toneladas* (que representa los desembarcos de rabil de la flota de cerco en España), está relacionada con el precio, *p*, y las *importaciones* de rabil.

Etapas 1. Estimación de la oferta

El ajuste del modelo inicial para la estimación de la *oferta* es el siguiente:

Test de significación de variables del modelo inicial

MODELO			
$\log(\text{toneladas}) \sim \log(p) + \log(\text{importaciones}) + \text{lm} + \text{especie} + \log(\text{esfuerzo}) + \log(\text{IPC})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	20,0634	2,6590	0,0084
$\log(p)$	-1,0464	-3,7530	0,0002
$\log(\text{importaciones})$	0,8335	3,7286	0,0002
lm	-0,1154	-0,7113	0,4777
especie	-0,3722	-1,5836	0,1148
$\log(\text{esfuerzo})$	0,1485	0,5253	0,6000
$\log(\text{IPC})$	-2,5881	-1,7457	0,0823
R ²	0,3911		
Estadístico F	22,37 con 6 y 209 gl, p-valor: 0		

En este caso, sólo el precio, *p*, y las *importaciones* son significativas ($p\text{-valor} < 0,05$). Los criterios AIC y Cp realizan la siguiente selección de variables:

Variables seleccionadas según el criterio Akaike y Cp

MODELO				
$\log(\text{toneladas}) \sim \log(p) + \log(\text{importaciones}) + \text{especie} + \log(\text{IPC})$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	Cp
Intercepto			86,5440	90,6694
$\log(p)$	1	6,0038	92,5478	95,8481
$\log(\text{importaciones})$	1	5,9447	92,4887	95,7890
especie	1	0,8734	87,4174	90,7177
$\log(\text{IPC})$	1	3,0793	89,6233	92,9236

Estos criterios son menos restrictivos y mantienen, además, las variables *especie* e *IPC* en el modelo seleccionado.

El ajuste con las variables seleccionadas se muestra a continuación.

Test de significación de variables del modelo seleccionado

MODELO			
$\log(\text{toneladas}) \sim \log(p) + \log(\text{importaciones}) + \text{especie} + \log(\text{IPC})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	23,6142	5,4103	0,0000
$\log(p)$	-0,9930	-3,8259	0,0002
$\log(\text{importaciones})$	0,8458	3,8070	0,0002
<i>especie</i>	-0,3356	-1,4593	0,1460
$\log(\text{IPC})$	-3,2199	-2,7400	0,0067
R ²	0,3888		
Estadístico F	33,56 con 4 y 211 gl, p-valor: 0		

En el modelo la *especie* es la única variable no significativa (p-valor > 0,05).

Se ajusta el modelo sin dicha variable y el resultado es:

Test de significación de variables del modelo sin *especie*:

MODELO			
$\log(\text{toneladas}) \sim \log(p) + \log(\text{importaciones}) + \log(\text{IPC})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	20,5655	7,0682	0,0000
$\log(p)$	-1,0492	-3,8516	0,0002
$\log(\text{importaciones})$	0,9278	9,0940	0,0000
$\log(\text{IPC})$	-2,6763	-4,6681	0,0000
R ²	0,3148		
Estadístico F	34,31 con 3 y 224 gl, p-valor: 0		

Todas las variables son significativas, pero el precio está relacionado con la cantidad negativamente, en contra de los que debería ser una función de *oferta*.

Despejando la variable *toneladas* ajustada por el modelo y sustituyendo su valor en el modelo de regresión de la segunda etapa, se obtiene los siguientes resultados para la

estimación de la demanda:

Etapas 2. Estimación de la demanda.

El resultado de la regresión inicial de la función de demanda es el siguiente:

Test de significación de variables del modelo inicial

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \log(\text{importaciones}) + \text{especie} + \log(\text{IPC})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	19,6010	$1,85 \cdot 10^{15}$	0,0000
$\log(\text{oferta})$	-0,9531	$-1,70 \cdot 10^{15}$	0,0000
$\log(\text{importaciones})$	0,8843	$1,93 \cdot 10^{15}$	0,0000
<i>especie</i>	0,0000	$-3,46 \cdot 10^{-1}$	0,0000
$\log(\text{IPC})$	-2,5508	$-1,19 \cdot 10^{15}$	0,0000
R ²	1		
Estadístico F	$1,701 \cdot 10^{30}$ con 4 y 223 gl, p-valor: 0		

Todas las variables iniciales son significativas y se observa que la cantidad y el precio están relacionadas negativamente. Sin embargo, cuando el estadístico R² es igual a 1, suele ser característico de una regresión espúrea, es decir, una ajuste bueno estadísticamente cuando en realidad no hay una verdadera relación entre las variables. La selección de variables según el criterio AIC y Cp es la siguiente:

Variables seleccionadas según el criterio Akaike y Cp

MODELO				
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \log(\text{importaciones}) + \log(\text{IPC})$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	Cp
Intercepto			0,0000	0,0000
$\log(\text{oferta})$	1	6,1216	6,1216	6,1216
$\log(\text{importaciones})$	1	11,0331	11,0331	11,0331
$\log(\text{IPC})$	1	3,6272	3,6272	3,6272

Al contrario de lo que sucedía en ocasiones anteriores, en este caso, los criterios AIC y Cp son más restrictivos y eliminan la variable *especie* del modelo seleccionado. El ajuste del

modelo sin esta variable da como resultado el modelo final para la estimación de la demanda por **MC2E** que se muestra a continuación:

Test de significación de variables del modelo seleccionado

MODELO $\log(p) \sim \log(\text{oferta} E) + \log(\text{importaciones}) + \log(IPC)$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	19,601	$2,904 \cdot 10^{15}$	0,0000
$\log(\text{oferta} E)$	-0,95310	$-2,616 \cdot 10^{15}$	0,0000
$\log(\text{importaciones})$	0,88430	$3,512 \cdot 10^{15}$	0,0000
$\log(IPC)$	-2,55080	$-2,014 \cdot 10^{15}$	0,0000
R ²	1		
Estadístico F	$5,386 \cdot 10^{30}$ con 3 y 224 gl, p-valor: 0		

De este análisis se puede concluir que el método **MC2E** no identifica correctamente la *oferta* y la demanda con los datos disponibles, ya que, aunque en la ecuación de demanda ajustada en el segunda etapa, la cantidad y el precio están relacionados negativamente, como se espera en una función de demanda, sin embargo, en la estimación de la *oferta* realizada en la primera etapa, la relación entre el precio y la cantidad es negativa, en contra de lo que debería ser la función de *oferta*.

Por tanto, el método **MC2E** no permite obtener una ecuación de precios mensuales coherente.

Sin embargo, la estimación de la demanda inversa por el método **MCO**, da resultados de estimación mejores, en los que el precio y la cantidad se relacionan negativamente.

3 ANÁLISIS ANUAL POR CATEGORÍAS COMERCIALES

Puesto que la categoría comercial es un factor determinante en los análisis de los datos anuales y mensuales, dando resultados diferentes, según se incluya esta variable o no en los modelos de regresión, se considera necesario realizar los ajustes de los datos teniendo en

cuenta las dos categorías comerciales separadamente, es decir, para cada uno de los dos niveles de la variable *especie*.

Por tanto, para finalizar, se muestran los resultados de los ajustes de los modelos de regresión con los métodos **MCO** y **MC2E** sobre datos anuales para cada una de las categorías comerciales, *YFT+ 10*, *YFT- 10*, por separado.

► 3.1. Categoría YFT+10

Para los datos de rabil grande, (categoría *YFT+ 10*) los resultados de **MCO** y **MC2E** son:

3.1.1. Mínimos cuadrados ordinarios (MCO)

El ajuste inicial del modelo de regresión de demanda inversa se muestra a continuación:

Test de significación de variables del modelo inicial

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \log(\text{ofertalag}) + la + \log(N\text{barcos}) + \log(IPC) +$ $+ \log(RNND) + \log(\text{petroleo}) + \log(CPUEyft) + \log(Byft)$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	4,4528	3,0419	0,2022
$\log(\text{oferta})$	-0,2991	-7,5183	0,0842
$\log(\text{ofertalag})$	0,1565	3,7720	0,1650
<i>la</i>	0,0436	7,9268	0,0799
$\log(N\text{barcos})$	-0,9038	-13,2834	0,0478
$\log(IPC)$	0,4878	50,1724	0,0127
$\log(RNND)$	0,3129	2,8547	0,2145
$\log(\text{petroleo})$	-0,5621	-45,6474	0,0139
$\log(CPUEyft)$	-0,1853	-2,8634	0,2139
$\log(Byft)$	0,7578	42,9313	0,0148
R ²	0,9999		
Estadístico F	1488 con 9 y 1 gl, p-valor: 0,02012		

Las variables significativas ($p\text{-valor} < 0,05$) son *Nbarcos*, *IPC*, *petroleo* y *Byft*.

Los criterios **AIC** y **Cp** realizan la selección de variables en el modelo de demanda que se muestra a continuación:

Variables seleccionadas según el criterio Akaike y Cp

MODELO				
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \log(\text{ofertalag}) + la + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{RNND}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{CPUEyft}) + \log(\text{Byft})$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	Cp
Intercepto			0,0000	0,0004
$\log(\text{oferta})$	1	0,0010	0,0010	0,0013
$\log(\text{ofertalag})$	1	0,0002	0,0003	0,0006
la	1	0,0011	0,0011	0,0014
$\log(\text{Nbarcos})$	1	0,0030	0,0030	0,0033
$\log(\text{IPC})$	1	0,0428	0,0428	0,0431
$\log(\text{RNND})$	1	0,0001	0,0002	0,0005
$\log(\text{petroleo})$	1	0,0354	0,0354	0,0357
$\log(\text{CPUEyft})$	1	0,0001	0,0002	0,0005
$\log(\text{Byft})$	1	0,0313	0,0313	0,0317

La *oferta* con un retardo, *ofertalag*, la variable indicadora de la indemnización compensatoria, *la*, la renta nacional, *RNND*, y la *CPUE* no están incluidas en el modelo según estos dos criterios. El resultado del ajuste sin incluir estas variables en el modelo es:

Test de significación de variables del modelo sin *ofertalag*, *la*, *RNND* y *CPUEyft*

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{Byft})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	1,9515	0,4158	0,6885
$\log(\text{oferta})$	-0,0694	-0,2400	0,8164
$\log(\text{Nbarcos})$	-0,9636	-4,1087	0,0034
$\log(\text{IPC})$	0,4055	2,6657	0,0286
$\log(\text{petroleo})$	-0,4019	-2,5065	0,0366
$\log(\text{Byft})$	1,0308	6,1607	0,0003
R ²	0,8428		
Estadístico F	8,577 con 5 y 8 gl, p-valor: 0,004507		

En este caso la *oferta* no es una variable significativa; sin embargo se mantiene porque es necesario que esté en el modelo para que la ecuación represente a una función de demanda.

3.1.2. Mínimos cuadrados en dos etapas (MC2E)

En esta sección se realiza la estimación de las funciones de *oferta* y demanda por el método de MC2E a los datos anuales de la categorías de rabil grande.

Etapas 1. Estimación de la oferta

El ajuste inicial de la *oferta* frente al precio y el resto de variables explicativas para los datos de rabil grande es el siguiente:

Test de significación de variables del modelo inicial

<p>MODELO</p> $\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + la + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{RNND}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{CPUEyft}) + \log(\text{Byft})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	16,6995	1,0618	0,3662
$\log(p)$	-1,3803	-1,7601	0,1766
<i>la</i>	0,0213	0,2246	0,8367
$\log(\text{Nbarcos})$	-2,1462	-1,4235	0,2498
$\log(\text{IPC})$	0,7900	2,2147	0,1136
$\log(\text{RNND})$	0,3267	0,2031	0,8520
$\log(\text{petroleo})$	-0,7385	-2,3846	0,0972
$\log(\text{CPUEyft})$	1,1001	2,2068	0,1144
$\log(\text{Byft})$	1,3259	2,0808	0,1289
R ²	0,8605		
Estadístico F	2,313 con 8 y 3 gl, p-valor: 0,2643		

El resultado es que ninguna variable es significativa, pues para todas ellas se obtiene un $p\text{-valor} > 0,05$.

También se observa que el precio y la *oferta* están relacionados negativamente, en contra de lo que debería ser la función de *oferta*.

Los criterios AIC y Cp dan como resultado la selección de las variables iniciales siguiente:

Variables seleccionadas según el criterio Akaike y Cp

MODELO				
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{CPUEyft}) + \log(\text{Byft})$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	Cp
Intercepto			0,0157	0,0842
$\log(p)$	1	0,0416	0,0573	0,1160
$\log(\text{Nbarcos})$	1	0,0598	0,0755	0,1342
$\log(\text{IPC})$	1	0,0567	0,0725	0,1311
$\log(\text{petroleo})$	1	0,0519	0,0677	0,1263
$\log(\text{CPUEyft})$	1	0,0374	0,0531	0,1118
$\log(\text{Byft})$	1	0,0325	0,0482	0,1068

En este caso, los criterios AIC y Cp eliminan del modelo las variables *la* y *RNND*. El ajuste de la ecuación de *oferta* sin estas dos variables es el siguiente:

Test de significación de variables del modelo seleccionado

MODELO			
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{CPUEyft}) + \log(\text{Byft})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	20.1108	10.8078	0.0001
$\log(p)$	-1.5317	-3.6342	0.0150
$\log(\text{Nbarcos})$	-2.4688	-4.3563	0.0073
$\log(\text{IPC})$	0.8509	4.2446	0.0081
$\log(\text{petroleo})$	-0.7884	-4.0599	0.0097
$\log(\text{CPUEyft})$	1.0894	3.4448	0.0183
$\log(\text{Byft})$	1.4133	3.2100	0.0237
R ²	0.8501		
Estadístico F	4.727 con 6 y 5 gl, p-valor: 0.05467		

Al eliminar del modelo las variables *la* y *RNND*, todas las variables restantes son significativas; sin embargo la *oferta* y el precio siguen estando relacionadas negativamente.

Etapas 2. Estimación de la demanda.

Despejando la *oferta* ajustada por el modelo en la primera etapa, se sustituye en el modelo de la demanda en la segunda etapa. El resultado del ajuste inicial es el siguiente:

Test de significación de variables del modelo inicial

MODELO $\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \log(\text{IPC})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	8,8368	1,1262	0,2892
$\log(\text{oferta})$	-0,1596	-0,2371	0,8179
$\log(\text{IPC})$	-0,0592	-0,4574	0,6582
R ²	0,03981		
Estadístico F	0,1866 con 2 y 9 gl, p-valor: 0,8329		

Ninguna de las variables es significativa; el precio y la cantidad están relacionados negativamente y la *oferta* y la demanda de rabil grande no quedan bien identificadas.

► 3.2. Categoría YFT-10

Análogamente, se realizan los análisis para la categoría de rabil pequeño (*YFT-10*).

3.2.1. Mínimos cuadrados ordinarios (MCO)

El modelo de demanda inversa inicial estimado por MCO ofrece los siguientes resultados.

Test de significación de variables del modelo inicial

MODELO $\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \log(\text{ofertalag}) + la + \log(\text{Nbarcos})$ $+ \log(\text{RNND}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{CPUEyft}) + \log(\text{Byft})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	-12,9957	-0,7364	0,5959
$\log(\text{oferta})$	-0,2742	-1,2573	0,4277
$\log(\text{ofertalag})$	-0,2857	-0,9262	0,5244
<i>la</i>	-0,4225	-1,2254	0,4357
$\log(\text{Nbarcos})$	0,0691	0,0357	0,9773
$\log(\text{IPC})$	0,0619	0,0797	0,9494
$\log(\text{RNND})$	2,0395	1,1090	0,4671
$\log(\text{petroleo})$	0,3008	0,4071	0,7539
$\log(\text{CPUEyft})$	-0,1485	-0,1930	0,8786
$\log(\text{Byft})$	1,1239	2,4281	0,2487
R ²	0,9848		
Estadístico F	7,222 con 9 y 1 gl, p-valor: 0,2816		

En el modelo inicial, ninguna variable resulta significativa.

Los criterios AIC y Cp realizan la siguiente selección de variables:

Variables seleccionadas según el criterio Akaike y Cp

MODELO				
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \log(\text{ofertalag}) + la + \log(RNND) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{Byft})$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	Cp
Intercepto			0,0045	0,0642
$\log(\text{oferta})$	1	0,0162	0,0208	0,0719
$\log(\text{ofertalag})$	1	0,0311	0,0356	0,0868
la	1	0,1597	0,1642	0,2154
$\log(RNND)$	1	0,0997	0,1043	0,1554
$\log(\text{petroleo})$	1	0,0272	0,0318	0,0830
$\log(\text{Byft})$	1	0,0814	0,0860	0,1371

Según estos criterios, sólo se eliminan las variables *Nbarcos*, *IPC* y *CPUEyft*. El ajuste del modelo sin estas variables es el siguiente:

Test de significación de variables del modelo seleccionado

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}) + \log(\text{ofertalag}) + la + \log(RNND) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{Byft})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	-12,8957	-6,4518	0,0030
$\log(\text{oferta})$	-0,2847	-3,7791	0,0195
$\log(\text{ofertalag})$	-0,3220	-5,2308	0,0064
la	-0,4475	-11,8534	0,0003
$\log(RNND)$	1,9825	9,3681	0,0007
$\log(\text{petroleo})$	0,3956	4,8961	0,0081
$\log(\text{Byft})$	1,1723	8,4650	0,0011
R ²	0,9838		
Estadístico F	40,6 con 6 y 4 gl, p-valor: 0,001533		

Todas las variables son significativas y la cantidad y el precio se relacionan negativamente.

3.2.2. Mínimos cuadrados en dos etapas (MC2E)

Los resultados de la identificación de la demanda y la *oferta* de rabil pequeño mediante MC2E se muestran a continuación.

Etapa 1. Estimación de la oferta

La estimación de la ecuación de *oferta* inicial es la siguiente:

Test de significación de variables del modelo inicial

MODELO			
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + \log(N\text{barcos}) + \log(IPC) + \log(RNND) +$ $+ \log(\text{petroleo}) + \log(CPUEyft) + \log(Byft)$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	0,1147	0,0069	0,9949
$\log(p)$	-1,8203	-3,1834	0,0500
$\log(N\text{barcos})$	-3,4327	-2,5110	0,0869
$\log(IPC)$	1,5520	2,5766	0,0820
$\log(RNND)$	1,6002	0,9650	0,4057
$\log(\text{petroleo})$	-0,6295	-1,2729	0,2927
$\log(CPUEyft)$	0,5387	0,7638	0,5006
$\log(Byft)$	2,8000	4,7139	0,0181
R ²	0,9687		
Estadístico F	11,6 con 8 y 3 gl, p-valor: 0,03438		

Sólo p y $Byft$ son significativas. Los criterios AIC y Cp realizan la siguiente selección:

Variables seleccionadas según el criterio Akaike y Cp

MODELO				
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + \log(N\text{barcos}) + \log(IPC) + \log(\text{petroleo}) + \log(Byft)$				
REGRESOR	GL	SCRG	SCR	Cp
Intercepto			0,0553	0,2105
$\log(p)$	1	0,1759	0,2312	0,3605
$\log(N\text{barcos})$	1	0,3707	0,4261	0,5554
$\log(IPC)$	1	0,2173	0,2727	0,4020
$\log(\text{petroleo})$	1	0,1055	0,1609	0,2902
$\log(Byft)$	1	0,2794	0,3348	0,4641

Según estos dos criterios, $\log(IPC)$, $\log(\text{petroleo})$ y $\log(CPUEyft)$, se eliminan del modelo seleccionado. El ajuste de la *oferta* eliminando estas variables de las explicativas es el siguiente:

Test de significación de variables del modelo seleccionado

MODELO			
$\log(\text{oferta}) \sim \log(p) + \log(\text{Nbarcos}) + \log(\text{IPC}) + \log(\text{petroleo}) + \log(\text{Byft})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	16,2514	5,9319	0,0010
$\log(p)$	-1,9143	-4,3662	0,0047
$\log(\text{Nbarcos})$	-4,5090	-6,3395	0,0007
$\log(\text{IPC})$	1,9463	4,8540	0,0028
$\log(\text{petroleo})$	-0,9416	-3,3823	0,0148
$\log(\text{Byft})$	2,7398	5,5038	0,0015
R ²	0,9553		
Estadístico F	25,64 con 5 y 6 gl, p-valor: 0,000557		

Todas las variables resultan significativas. Despejando la *oferta* ajustada por este modelo y sustituyendo en la ecuación de demanda se obtiene la ecuación de precios en la segunda etapa.

Etapla 2. Estimación de la demanda

El modelo de demanda inversa es el siguiente:

Test de significación de variables del modelo:

MODELO			
$\log(p) \sim \log(\text{oferta}1E) + \log(\text{IPC})$			
REGRESOR	COEFICIENTE	t	p-valor
Intercepto	4,4925	2,0817	0,0671
$\log(\text{oferta}1E)$	0,3100	1,2829	0,2316
$\log(\text{IPC})$	0,2365	1,3988	0,1954
R ²	0,1932		
Estadístico F	1,078 con 2 y 9 gl, p-valor: 0,3806		

Ninguna variable es significativa y el precio y la cantidad están relacionadas positivamente, con lo cual, la *oferta* y la demanda no quedan bien identificadas tampoco para *YFT-10*.

Del análisis por categorías se puede concluir que sólo los resultados del método MCO aplicado datos anuales de *YFT-10* proporcionan una estimación de la ecuación de precios adecuada.

APÉNDICE

C

CÁLCULO DE LOS PUNTOS DE REFERENCIA

Las curvas de rendimiento por recluta y biomasa reproductora por recluta (Beverton y Holt, 1957), junto con la relación stock-reclutamiento dada por la ecuación [3.7], se han utilizado para calcular los puntos de referencia basados en la mortalidad pesquera y asociados al rendimiento máximo sostenible, *RMS*.

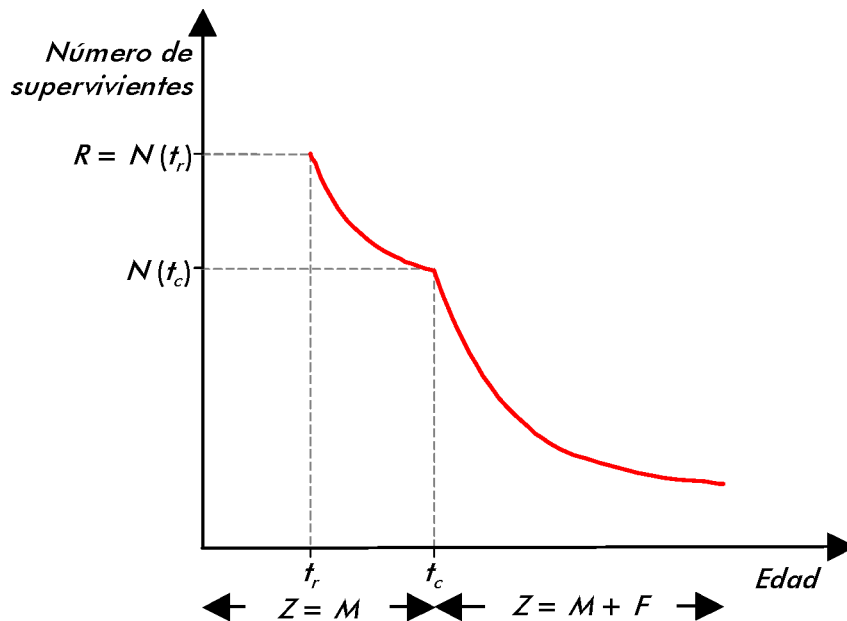
Por un lado, los puntos de referencia basados en la curva de rendimiento por recluta proporcionan objetivos basados en el rendimiento (Gulland, 1988). El valor de la mortalidad pesquera que proporciona el máximo rendimiento por recluta, F_{max} , se suele considerar como aproximación del valor de F que genera el rendimiento máximo sostenible, *RMS*. Por otro lado, los puntos de referencia basados en la biomasa reproductora por recluta, S/R , proporcionan objetivos basados en la conservación del stock (Gulland, 1988). Se expresan como un porcentaje del máximo valor de biomasa reproductora, *SSB* (siglas inglesas de spawning stock biomass) ó S , cuando la F global es cero, es decir, de la *SSB* virgen.

El modelo de rendimiento por recluta de Beverton y Holt calcula el rendimiento de una clase anual a lo largo de la fase explotable de su ciclo vital. En condiciones de equilibrio, donde la selectividad, mortalidad natural y reclutamiento se mantienen constantes, este rendimiento es igual al de todas las clases anuales que componen la pesquería en un año, es decir, proporciona la fórmula del rendimiento anual de una pesquería (Y).

Bajo la hipótesis de selectividad de filo de cuchillo (los reclutas son completamente vulnerables a la pesca a partir de una edad determinada) y crecimiento de tipo isométrico (el

peso, W , es proporcional al volumen, $W = \alpha \cdot L^3$, donde L es la talla del pez), los dos parámetros de control del modelo de rendimiento por recluta son la mortalidad pesquera, F , y la talla de primera captura, t_c , y el objetivo más utilizado cuando se aplica este modelo, suele ser maximizar el rendimiento por recluta respecto a estos dos parámetros de control.

La historia biológica de una cohorte es la siguiente:



A la edad t_r todos los peces que pertenecen a una cohorte dada se reclutan a la zona de pesca al mismo tiempo, es decir, “reclutamiento en filo de cuchillo”.

Desde t_r hasta t_c la cohorte no está expuesta a mortalidad por pesca (se supone que todos los peces con edades entre t_r y t_c si entran en las redes, escapan a través de la malla). Así que, durante ese período, sólo actúa la mortalidad natural M , que se supone constante a lo largo de la vida de la cohorte.

A t_c o “edad de primera captura”, la cohorte entra en la pesquería con selectividad en filo de cuchillo, por lo que ya está totalmente expuesta a la mortalidad por pesca F , que supuestamente permanece constante a lo largo de toda la vida de la cohorte, y, por lo tanto, la mortalidad total es $Z = M + F$.

El número de supervivientes a la edad t_r corresponde al reclutamiento de la pesquería y será:

$$R = N(t_r) \quad [1]$$

El número de supervivientes a la edad t_c será:

$$N(t_c) = R \cdot e^{-M \cdot (t_c - t_r)} \quad [2]$$

El número de supervivientes a la edad t , donde $t > t_c$, será:

$$N(t) = N(t_c) \cdot e^{-(M+F) \cdot (t - t_c)} = R \cdot e^{-M \cdot (t_c - t_r) - (M+F) \cdot (t - t_c)} \quad [3]$$

La fracción del reclutamiento total $N(t_c)$, o R , que sobrevive hasta la edad t , se obtiene dividiendo ambos términos de la ecuación por R , con lo que se obtiene:

$$N(t)/R = e^{-M \cdot (t_c - t_r) - (M+F) \cdot (t - t_c)} \quad [4]$$

Esta nueva ecuación proporciona el número de peces en el tiempo t por recluta, es decir, como fracción del número de individuos que se reclutó a la pesquería.

Para llegar a la expresión matemática del modelo de Beverton y Holt, se parte de la ecuación de captura formulada como sigue:

$$C_{(t, t+\Delta t)} = \Delta t \cdot F \cdot N(t) \quad [5]$$

Multiplicando por el peso individual de cada pez de edad t , $W(t)$, dividiendo por el número de reclutas, R , e integrando respecto al tiempo de vida de una cohorte durante la fase explotada, se obtiene finalmente la expresión:

$$\frac{Y}{R} = F \cdot W_{\infty} \cdot e^{-M \cdot (t_c - t_r)} \cdot \sum_{n=0}^{\infty} \frac{\Omega_n e^{-n \cdot K \cdot (t_c - t_0)}}{F + M + n \cdot K} \quad [7]$$

siendo: Y/R la producción en peso por recluta, F la mortalidad por pesca, M la mortalidad natural, W_{∞} el peso asintótico de von Bertalanffy, t_c la edad de primera captura, t_r la edad de reclutamiento anual, K y t_0 las constantes de crecimiento de Von Bertalanffy y Ω toma los

valores 1, -3, +3 y -1, que son los coeficientes de una diferencia elevada al cubo cuando $n=0, 1, 2$ y 3.

Análogamente, se obtiene una fórmula similar para la biomasa reproductora por recluta a partir de los parámetros de madurez y fecundidad de la población.

Ambos modelos se representan gráficamente frente a la mortalidad pesquera de rabil, dando lugar a las curvas de la figura C.1.

El valor de F que produce el rendimiento máximo se puede definir a partir del valor actual del rendimiento, Y , generado por el producto del rendimiento por recluta y el reclutamiento (Gulland, 1988):

$$Y = (Y/R) \cdot R \quad [8]$$

Examinando las pendientes de las curvas de captura-esfuerzo, rendimiento por recluta y biomasa reproductora por recluta, se pueden establecer relaciones entre los parámetros de mortalidad pesquera en una situación de equilibrio (Quinn y Deriso, 1999). Supongamos que tenemos una sistema de ecuaciones que describa a la población en equilibrio:

$$\text{Relación stock-reclutamiento} \quad R = g(S) \quad [9]$$

$$\text{Relación entre el rendimiento y el reclutamiento} \quad Y = (Y/R) \cdot R \quad [8]$$

por recluta

$$\text{Relación entre el rendimiento y la biomasa reproductora} \quad Y = F \cdot S \quad [10]$$

Derivando [8] respecto de F se puede obtener el máximo valor del rendimiento:

$$\frac{dY}{dF} = R \cdot \frac{d(Y/R)}{dF} + (Y/R) \cdot g'(S) \cdot \frac{dS}{dF} \quad [11]$$

Derivando [10] y reajustando términos resulta:

$$\frac{dS}{dF} = \frac{1}{F} \left(\frac{dY}{dF} - S \right) \quad [12]$$

Sustituyendo [12] en [11] y aplicando $F = Y/S$ resulta:

$$\frac{dY}{dF} = \frac{R \cdot \frac{d(Y/R)}{dF} - S \cdot (S/R) \cdot g'(S)}{1 - (S/R) \cdot g'(S)} \quad [13]$$

que relaciona las pendientes de las curvas de rendimiento-esfuerzo, rendimiento por recluta-esfuerzo y stock-reclutamiento.

En el punto de máximo rendimiento sostenible, RMS ,

$$\frac{dY}{dF} = 0 \Rightarrow \left. \frac{d(Y/R)}{dF} \right|_{F=F_{RMS}} = (S/R)_{RMS}^2 \cdot g'(S_{RMS}) \quad [14]$$

Si $g'(S_{RMS}) \geq 0$ entonces, la curva de stock reclutamiento es no decreciente y

$\left. \frac{d(Y/R)}{dF} \right|_{F=F_{RMS}} \geq 0$. Si la curva de rendimiento por recluta es monótona creciente, entonces

$$F_{max} \geq F_{RMS}.$$

Esto también suele ser cierto para curvas en forma de domo, cuando, tras alcanzar el máximo, disminuyen ligeramente, excepto en los casos de stocks con una fuerte mortalidad compensatoria causada por el canibalismo sobre los ejemplares pequeños, como por ejemplo, la merluza sudafricana.

Sin embargo, en aquellos casos en los que el nivel medio de reclutamiento no cambia directamente como respuesta a las variaciones en el tamaño del stock, se ha asumido una correspondencia entre F_{max} y F_{RMS} en ausencia de un conocimiento detallado de la relación entre el stock y el reclutamiento para stocks particulares, para la presentación de los asesoramientos científicos en materia de ordenación.

Para el cálculo de los puntos de referencia del stock de rabil atlántico se han utilizado los datos de la biomasa reproductora y reclutamiento generados por el modelo operativo que se muestran en la tabla C.1.

AÑO	R (Nº)	S (tm)	AÑO	R (Nº)	S (tm)	AÑO	R (Nº)	S (tm)
1961	68 348 188	1 059 606	1975	76 918 542	884 570	1989	76 917 817	555 617
1962	68 348 188	1 044 263	1976	76 918 613	929 494	1990	76 917 855	549 642
1963	68 348 188	1 006 748	1977	76 918 675	942 216	1991	76 917 833	553 458
1964	68 348 188	950 000	1978	76 918 691	931 924	1992	76 917 847	547 527
1965	68 348 188	888 178	1979	76 918 678	901 756	1993	76 917 825	557 051
1966	68 348 188	846 088	1980	76 918 637	848 679	1994	76 917 860	543 647
1967	76 269 047	824 609	1981	76 918 559	799 930	1995	76 917 810	487 740
1968	60 131 036	810 077	1982	76 918 478	754 035	1996	76 917 571	441 677
1969	69 872 868	794 673	1983	76 918 391	716 446	1997	76 917 329	406 284
1970	70 338 415	813 860	1984	76 918 312	695 263	1998	76 917 105	387 562
1971	65 129 572	811 394	1985	76 918 264	681 828	1999	76 916 970	360 528
1972	76 918 498	801 511	1986	76 918 232	648 871	2000	76 916 751	347 573
1973	76 918 480	849 312	1987	76 918 148	599 878	2001	76 916 634	333 575
1974	76 918 560	837 820	1988	76 918 005	545 616			

Tabla C.1. Valores anuales de reclutamiento de biomasa reproductora del modelo operativo de YFT.

La relación stock-reclutamiento empleada para generar los reclutamientos a partir del año 1972 es la que se utilizó en la evaluación de rabil de 2003 (ecuación [3.7]), (ICCAT, 2004), correspondiente al modelo de Beverton y Holt:

$$R = \frac{76919894 \cdot S}{14731,194 + S}$$

En este caso se cumple que $g'(S) > 0, \forall S$, y la curva de rendimiento por recluta tiene un máximo muy poco definido, por lo que, en este caso, $F_{max} \geq F_{RMS}$.

Para calcular los puntos de referencia, en lugar de considerar la edad 5 como el grupo plus de rabil atlántico, se genera hasta la edad 10 de rabil; de esta forma se tiene en cuenta la contribución de cada edad a la captura total. Los parámetros biológicos utilizados se muestran en la tabla C.2.

Tabla C.2. Parámetros de selectividad en el año 2001, peso, madurez, mortalidad natural y por pesca en el año 2001 para cada una de las 10 edades de YFT generadas.

SEL ₂₀₀₁	EDAD	PESO (kg)	MAT	M	F
0,130	0	1,37	0	0,8	0,086
0,478	1	3,51	0	0,8	0,315
0,349	2	16,22	0	0,6	0,229
0,611	3	44,42	1	0,6	0,402
1,000	4	71,52	1	0,6	0,658
0,192	5	90,02	1	0,6	0,126
0,192	6	95,8	1	0,6	0,126
0,192	7	99,24	1	0,6	0,126
0,192	8	100,66	1	0,6	0,126
0,192	9	101,22	1	0,6	0,126
0,192	10	101,36	1	0,6	0,126

A cada edad le corresponde un peso que se obtiene de la relación talla-peso (ICCAT, 2004).

M y F se consideran iguales a los de la edad 5 para las edades 6-10 y la proporción de maduros es el 100% a partir de la edad 3. Los valores de F en las gráficas de Y/R y S/R son múltiplos de un valor de F que se toma como referencia, denominado F_{mult} . Para definir

F_{mult} a partir de la mortalidad pesquera total del último año, ($F_{2001} = 0,657727$), y el perfil de explotación de ese año, se calcula el valor de mortalidad de la edad con una tasa mayor de mortalidad por pesca, que, en este caso es la de la edad 4. Para construir las curvas de rendimiento por recluta, Y/R , y biomasa reproductora por recluta, S/R , se generan una serie de multiplicadores de F_{mult} (véase la tabla C.3) y, se calculan una serie de mortalidades, múltiplos de la F de referencia,

$$F = F_{mult} \cdot 0,657727 \quad [15]$$

F_{mult}	Y/R	S/R
0,1	0,476	14,356
0,2	0,857	12,710
0,3	1,162	11,286
0,4	1,404	10,051
0,5	1,594	8,975
0,6	1,741	8,035
0,7	1,854	7,213
0,8	1,938	6,491
0,9	1,999	5,854
1	2,041	5,293
1,1	2,068	4,795
1,2	2,082	4,353
1,3	2,087	3,959
1,4	2,083	3,608
1,5	2,074	3,293
1,6	2,059	3,011
1,7	2,040	2,757
1,8	2,019	2,529
1,9	1,995	2,322
2	1,970	2,135

Tabla C.3. Multiplicador de F , rendimiento y biomasa reproductora por recluta de YFT

Para cada una de los valores de mortalidad pesquera se obtiene el rendimiento por recluta y la biomasa reproductora por recluta, (columnas Y/R y S/R de la tabla C.3, respectivamente). Los valores de Y/R y S/R frente a los multiplicadores de F aparecen en la figura C.1.

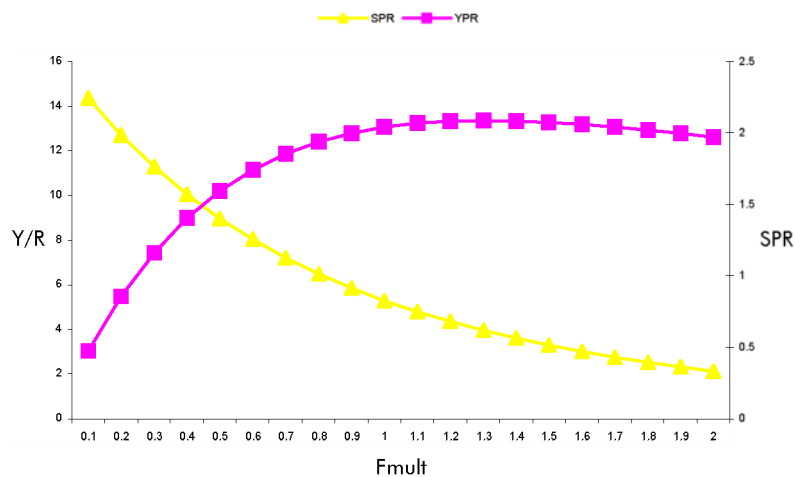


Figura C.1. Valores del rendimiento por recluta (Y/R) y biomasa reproductora por recluta (S/R) para cada multiplicador de la mortalidad por pesca obtenidos a partir de los datos generados por el modelo operativo.

Sobre la curva S/R se calculan los valores de F que proporcionan un valor del ratio S/R igual al 30% y al 40% de la biomasa reproductora al principio de la explotación, asumiendo que esta se corresponde con los valores iniciales de S/R , y proporcionando los valores correspondientes de los puntos de referencia $F_{30\%SPR}$ y $F_{40\%SPR}$ respectivamente.

Sobre la curva de rendimiento por recluta se calcula el valor global de F que proporciona el máximo rendimiento por recluta, F_{max} y el valor global de F en el punto de la curva donde la pendiente es igual al 10% de la pendiente en el origen es $F_{0.1}$.

Como la curva de Y/R tiene un máximo muy inestable en F_{max} no se considera el valor del máximo rendimiento por recluta como aproximación del máximo rendimiento, RMS ; en su lugar, el cálculo de la F_{RMS} que genera el rendimiento máximo sostenible se aproxima

combinando los resultados de los modelos de Y/R y S/R y la relación stock-reclutamiento a partir de la ecuación [13].

Para calcular el valor del rendimiento máximo sostenible; a partir del valor F_{RMS} calculado en [13], se obtiene su multiplicador de F correspondiente (véase la tabla C.3)

$$\frac{F_{RMS}}{F_{2001}} = 0,9325$$

Como valor constante de reclutamiento en la ecuación [8] se ha elegido el del año 1987 (véase la tabla C.1), con valor de $R=76918148$ reclutas.

Este reclutamiento se corresponde con una biomasa reproductora de 599 878 tm, que, dividido por 10^5 , es el valor de la tabla más próximo al valor de $S/R=5,8545$, correspondiente al multiplicador 0,9. Multiplicando este valor de S/R por el valor de R , se obtiene el valor de la biomasa reproductora asociada al RMS , S_{RMS} .

Los cálculos de los puntos de referencia $F_{0,1}$, $F_{30\%SPR}$, $F_{40\%SPR}$ y F_{RMS} se han realizado con la herramienta FISHLAB de EXCEL (Kell, 1999). Los valores resultantes, junto con el RMS y S_{RMS} se muestran en la tabla C.4.

Además de estos puntos de referencia, se ha considerado un caso adicional que establece una F alta, el 30% de la mortalidad pesquera del año 2001, $F_{30\%2001} = 0,85$, como un valor de mortalidad extremo que complementa al resto de los valores anteriores.

$F_{0,1}$	0,585
$F_{40\%SPR}$	0,525
F_{rms}	0,613
F_{2001}	0,658
$F_{30\%SPR}$	0,712
$F_{30\%2001}$	0,850
RMS	153 750 tm
S_{RMS}	450 314 tm

Tabla C.4. Puntos de referencia de YFT.