

«Avances recientes en la economía de los recursos pesqueros»

El incremento de la presión sobre los recursos pesqueros debido, fundamentalmente, a los avances tecnológicos postbélicos y los problemas de delimitación de derechos internacionales de pesca, con la extensión de la jurisdicción pesquera hasta las 200 millas, ha generado un gran interés entre los economistas por la gestión de este tipo de recurso natural en las últimas décadas. Los avances científicos en el análisis bioeconómico de pesquerías han girado básicamente en torno a las condiciones institucionales, biológicas y económicas que rodean la actividad pesquera. En este sentido, los planteamientos desarrollados en la literatura más reciente sobre el tema se pueden agrupar en dos grandes líneas. Por un lado, aquellos que modelizan el carácter transfronterizo de los recursos pesqueros y sus efectos sobre la gestión de los mismos, referidos tanto a recursos compartidos por diferentes estados costeros como a pesquerías que se extienden hasta aguas internacionales. Y, por otro, aquellos que recogen la incertidumbre asociada a la gestión pesquera, incluyendo aquí el notable interés que suscita el establecimiento de reservas marinas y su repercusión en los niveles de equilibrio de las variables relevantes.

Arrantza baliabideen kudeaketak ekonomisten interesa areagotu du azken hamarkadetan. Alde batetik, baliabide horien gainean gerren osteko aurrerapen teknologikoen ondorioz garatu den presioa eta, beste aldetik, arrantzarako nazioarteko eskubideak zedarritzeko arazoak, arrantza jurisdikzioa 200 milietara luzatuta, dira interes hori piztu duten arrazoiak. Arrantzategien analisi bioekonomikoan izan diren zientzia aurrerapenek bereziki arrantza jardueraren inguruan dauden baldintza instituzional, biologiko eta ekonomikoak jorratu dituzte. Zentzu horretan, gai horri buruzko literatura berrienean garatu diren ikuspegiak bi arlo nagusitan sailka daitezke. Batetik, arrantza baliabideen mugaz haraindiko izaera eta beraren kudeaketan duen eragina eredutan sartu nahi dituztenak, bai itsasaldea duten herrialde zenbaitek partekatzen dituzten baliabideak bai nazioarteko uretara hedatzen diren arrantzategiak kontuan hartzen direlarik. Bestetik, arrantzaren kudeaketari lotuta dagoen ziurgabetasuna barne hartzen dutenak, itsas erreserbak sortzeak pizten duen interes nabarmena eta horrek aldagai garrantzitsuen oreka mailan duen eragina eredu horietan sartzen direlarik.

Over recent decades, economists have become increasingly interested in the management of fish stocks. This is due to increased pressure on stocks, largely as a result of post-war technological advances and the problems of delimiting international fishing rights, with the extension of fishing zones to 200 miles. Scientific advances in bio-economic fishing analyses have essentially centred on the institutional, biological and economic conditions involved in fishing. Recent publications on the subject address the question from two broad angles. One groups models the transboundary nature of fishing resources and its effects on their management, in terms both of stocks shared by different coastal states and of fishing grounds that extend into international waters. The second group looks at the uncertainty of fish management, and reflects the considerable interest aroused by the establishment of marine reserves and their repercussions on the balance of relevant variables.

ÍNDICE

1. Introducción. Factores e ideas básicas
 2. Un modelo básico de gestión de una pesquería
 3. Gestión de recursos pesqueros transfronterizos
 4. Gestión pesquera e incertidumbre
 5. Consideraciones finales
- Referencias bibliográficas

Clasificación JEL: Q2

1. INTRODUCCIÓN. FACTORES E IDEAS BÁSICAS

La preocupación de los economistas por el estudio de los recursos naturales renovables es relativamente reciente. Hasta mediados del siglo XX, los estudios teóricos se orientaban principalmente hacia los recursos no renovables y, en particular, la escasez de recursos mineros y de tierra estimuló su estudio aplicando la noción de renta. Predominaba la consideración de que la acción del hombre sobre los recursos renovables era poco importante dada su inmensidad y cuantía.

Esta percepción empezó a cambiar después de la II^a G.M., con el elevado desarrollo tecnológico postbélico y el consiguiente incremento de presión sobre los recursos renovables. En este sentido, el caso de la pesca es especialmente signi-

ficativo, dado que las innovaciones técnicas posibilitaron una mayor movilidad de los buques y aumentaron su radio de acción, permitiendo tal incremento del esfuerzo pesquero sobre las poblaciones de peces que, en pocos años, gran parte de las pesquerías presentarían una situación de sobrepesca biológica. Será a partir de entonces cuando el estudio sobre recursos renovables empiece a ser especialmente fructífero, incorporando explícitamente en el análisis aspectos biológicos de las poblaciones de peces. Adicionalmente, un segundo factor específico de la actividad pesquera es de índole institucional, básicamente formas de apropiación y gestión de los recursos en base a derechos existentes. Es importante detenerse en la caracterización y significación de ambos conceptos.

En el apartado de las condiciones naturales consideraremos tres cuestiones: las leyes de crecimiento natural de las especies marinas, el hábitat y el impacto de la pesca y otros factores externos. El crecimiento de los peces responde a leyes propias para cada especie, de forma que el tamaño de cada población dependerá en primera instancia del reclutamiento (número de ejemplares que nacen y acceden a edades adultas), de la tasa intrínseca de cada especie (lo que incluye su período de vida) y de la capacidad máxima admisible en un hábitat determinado (en función de nutrientes y otros datos)¹. Estos datos pueden incorporarse a modelos matemáticos que sinteticen las distintas características para cada especie y, a su vez, puedan incorporarse a las funciones de producción que se utilizan en economía². Naturalmente, en el proceso de modelización se pierde información, a lo que se debe unir además la propia dificultad para recogerla por las particulares condiciones del medio marino.

Las condiciones del hábitat también varían. Circunstancias de salinidad, temperatura y nutrientes asequibles en cada caso, determinan la posibilidad para el desarrollo de una especie determinada. En particular, la productividad primaria (plancton) varía considerablemente de unas zonas a otras (y de unos momentos a otros si varían las condiciones antes citadas) lo que junto a los demás datos

nos ayudará a entender la riqueza o posibilidades de producción en cada área y en cada momento. Por otra parte, debemos tener en cuenta los equilibrios naturales que caracterizan a cada espacio, en concreto las relaciones predador-presa que tendrán significativos efectos sobre las posibilidades de explotación por parte del hombre.

Precisamente los efectos de la pesca y otros posibles impactos derivados de la actividad humana (contaminación) también deben ser considerados desde el punto de vista de los impactos bio-ecológicos que puedan ocasionar. En los casos extremos, un exceso de mortalidad por pesca o el daño ambiental debido a una alteración pueden llevar al peligro de extinción de una especie en un área determinada, tanto desde la perspectiva de la eliminación de reproductores (sobrepesca de reclutamiento) como la del tamaño general del stock (sobrepesca de crecimiento). Pero en todo caso la forma de pescar (más o menos selectiva) y la contaminación también afectan a la estructura de edades, al equilibrio entre poblaciones (predadores y presas) y por tanto a la configuración de un hábitat concreto. Las alteraciones ambientales pueden tener distintos orígenes y ocasionar efectos a corto y largo plazo. Los más inmediatos y conocidos, los que se miden en espacios cerrados o semi-cerrados, nos permiten medir el daño en sus especies y componentes y el desequilibrio que se ocasiona al favorecer el desarrollo de otros³.

¹ Para un tratamiento más desarrollado, pueden consultarse J. Wilen (1985) o J. Suris y M. Varela (1995).

² Se puede encontrar un tratamiento general y sistemático de estos modelos en C. Clark (1976).

³ A. Murillas (2001).

Por otro lado, la definición de los derechos de propiedad en el mar se corresponde con el menor dominio que los humanos tienen de este medio y ello tiene consecuencias sobre las conductas y resultados económicos. En términos generales, desde la perspectiva económica la definición de la propiedad nos va a decir quién y en qué condiciones va a tener el derecho de acceso, extracción, gestión, exclusión y enajenación respecto a los recursos. Caben distintas figuras jurídicas y caben distintas relaciones entre agentes. Además los derechos deben estar definidos en tiempo y espacio⁴. De nuevo, hay que señalar que en economía se ha buscado la modelización y la simplificación para poder avanzar en el análisis. En este caso el punto de partida es la definición de dos situaciones extremas o puras: los regímenes de único dueño y libre acceso. Pero como veremos cabe precisar más.

Al hablar de único dueño nos estamos acercando a la situación de propiedad absoluta, donde se tiene el derecho a gestionar el recurso, excluir a los demás y enajenar el derecho en todo o en parte. El propietario de los factores tratará de encontrar el óptimo económico que en este caso le llevará a equilibrar la decisión entre las capturas presentes y las futuras (dejando en este caso que se reproduzca el recurso, es decir invirtiendo en el recurso). Con ello se maximizarán los beneficios a lo largo del tiempo.

En el caso opuesto, el libre acceso, el usuario que extrae el recurso no puede excluir a los demás y por tanto no puede realizar una gestión global del recurso. En esta situación de rivalidad, debemos suponer que cada usuario tratará de maximizar su situación presente (capturar lo más posible en el menor tiempo) y no valorará el futuro porque no tiene garantizada la posibilidad de acceder al recurso continuamente o la seguridad de poder seguir obteniendo beneficio en el futuro. Cada usuario ocasiona efectos externos sobre las posibilidades de captura de los demás y, a su vez, resulta afectado simétricamente por sus rivales⁵.

La realidad nos indica que esta última situación ha predominado en la explotación de los recursos marinos con pocas limitaciones hasta hace poco tiempo. No obstante, en los últimos treinta años los cambios han sido significativos. En el sentido más general con la instauración de las Zonas Económicas Exclusivas de 200 millas, generando un especial contexto de relaciones y estrategias pesqueras a escala internacional. Pero también en un sentido más local con el establecimiento de regímenes de acceso limitado y mayor precisión y variedad en la definición de derechos de pesca.

Además, no todas las situaciones eran equiparables al régimen de libre acceso⁶.

⁵ E. Stevenson (1991).

⁶ La definición de tipos de regímenes de propiedad ha sido objeto de muchas matizaciones. Básicamente se distinguirían cuatro tipos (ampliando la dualidad tradicional que hemos visto antes): acceso libre, propiedad privada, propiedad comunal, propiedad estatal (S. Ciriacy-Wantrup and R.

⁴ A. Scott (1986), M. Schlager and E. Ostrom (1992).

En concreto, cuando el número de usuarios es limitado y conservan cierto poder de gestión sobre el recurso compartido podemos hablar de propiedad común. En este caso, bastante generalizado en recursos marinos, aunque cada usuario posee individualmente el recurso tras la captura, y por tanto hay rivalidad y efectos externos, pueden existir reglas de juego establecidas, aceptadas y controladas por el grupo. Por ello las soluciones no serán las mismas que en libre acceso⁷ y en ese sentido no es equiparable al conocido caso de “la tragedia de los comunes”.

Pero si este es un buen marco para delimitar situaciones, no agota todas las implicaciones de las condiciones institucionales. Dado que en la práctica la definición de derechos en la pesca conduce a situaciones no eficientes (exceso de pesca, exceso de esfuerzo), se ha buscado “institucionalmente” la implantación de mecanismos de regulación que limiten el acceso y/o la extracción para garantizar la sostenibilidad del recurso. Estos mecanismos suponen a su vez concreción de derechos de pesca.

Por otra parte, los procesos de formación y aplicación de la política económica pesquera (y en general) están influidos por la configuración y prácticas de los órganos de poder y decisión, por lo que la asunción de las políticas de reformas dependerá de los niveles de colaboración o

confrontación en los procesos de toma de decisiones, y de ello se seguirá la concreción efectiva de derechos de pesca⁸.

Finalmente, otro aspecto a matizar es la diferenciación entre los sistemas de gestión y los instrumentos de regulación propiamente dichos. Alguna confusión en este sentido ha proporcionado rechazos prematuros a los instrumentos, suponiendo que los efectos serán los mismos sea cual sea el escenario institucional. Hoy tenemos por ejemplo en Europa situaciones distintas en la regulación pesquera compatibles con el uso de instrumentos similares. Así, dentro del marco intervencionista general de la Política Pesquera Común, caben sistemas más liberalizados (Países Bajos), más proclives a la cogestión y autorregulación por los pescadores (Reino Unido) o más centralizados (España, aunque con cierto grado de cooperación en los niveles más operacionales). En todos los casos no obstante se están utilizando (aunque sea parcialmente) sistemas de derechos (licencias o cuotas) transferibles e individualizados⁹.

A partir de estos elementos se han ido consolidando los avances en economía pesquera en los últimos cuarenta años. Los estudios pioneros de Gordon (1954), Scott (1955) y Schaefer (1957) son referencias obligadas para los economistas pesqueros. Gordon consigue obtener en un modelo estático resultados que permiten justificar la regulación de los recursos

Bishop (1975), G. Libecap (1989), E. Schlager and E. Ostrom (1992), D. Feeny, S. Hanna and A. Mc Evoy (1996)).

⁷ J. Surís et al. (1995).

⁸ Se trata de reconocer también la necesidad de que los agentes (principio de voluntariedad) lleven a cabo acciones de preservación y mejora del recurso (C. Gallastegui y J. Chamorro (1997)).

⁹ C. Iglesias (2000).

pesqueros a través de una correcta asignación de derechos de propiedad y un control unificado sobre su explotación para alcanzar soluciones eficientes. Scott es el precursor de la aproximación dinámica en modelos bioeconómicos, al introducir el factor tiempo en el análisis. De su estudio se deriva que si el pescador está seguro de tener derechos de propiedad en periodos futuros se conseguirá una explotación socialmente óptima a lo largo del tiempo. Posteriormente, Schaefer elabora un modelo muy sencillo, retomando los elementos principales de la aproximación de Gordon¹⁰. Partiendo también de la restricción de que el crecimiento del recurso depende tanto de su propia dinámica natural como de la producción pesquera, concluye que el nivel de esfuerzo ejercido y el nivel de capturas bajo un régimen de libre acceso son superiores a los considerados óptimos desde un punto de vista social.

A pesar de este destacable progreso en la economía de pesquerías, la dificultad de elaborar modelos dinámicos en aquel momento era enorme, motivada por la inexistencia de herramientas matemáticas adecuadas para tratar el problema. Es a partir de los años 70 cuando se producen importantes avances ligados fundamentalmente a la teoría del control óptimo y la programación dinámica, propiciando con ello un notable desarrollo de la literatura de pesquerías. A esto también contribuyó la aprobación de la Ley del Mar, en 1982, y el reconocimiento de los

derechos de propiedad sobre las 200 millas de los países costeros, que abrió la posibilidad de regular la actividad pesquera de forma eficiente. Evidentemente, los problemas persistían con las poblaciones compartidas por varios países ribereños o a caballo entre aguas costeras e internacionales, temas que trataremos más adelante con mayor detalle.

En este contexto, el papel se organiza de la siguiente manera. En la sección 2 se plantea un modelo bioeconómico simple, de referencia en la literatura económica de pesquerías. A continuación, en los dos epígrafes siguientes, se desarrollan planteamientos recientes en la literatura que podemos agrupar en torno a dos líneas novedosas: aquellos que recogen la problemática relacionada con el carácter transfronterizo de los recursos marinos, en la sección 3; y, en la sección 4, aquellos que modelizan la incertidumbre asociada a la gestión pesquera. Por último, en la sección 5 se plantean algunas consideraciones finales sobre la gestión de los recursos pesqueros.

2. UN MODELO BÁSICO DE GESTIÓN DE UNA PESQUERÍA

En los modelos bioeconómicos dinámicos se trata de conocer la senda óptima de explotación de una pesquería a lo largo del tiempo, incluyendo no sólo objetivos económicos, sino también la dinámica de las poblaciones de peces como una restricción en el problema de optimización. En ellos, el recurso natural es considerado como un bien de capital y, como tal, susceptible de decisiones de inversión/

¹⁰ De ahí que frecuentemente en la literatura se denomine modelo Gordon – Schaefer.

desinversión en el mismo, es decir, cuánto recurso se destina al consumo presente y cuánto al futuro.

El modelo de referencia es el desarrollado por C. Clark y G. Munro (1975), a partir del cual se han realizado numerosas extensiones que han enriquecido notablemente la literatura económica de pesquerías. C. Clark y G. Munro plantean el modelo bajo la óptica de un único dueño del recurso natural (el planificador social), en los siguientes términos:

$$\begin{aligned} & \underset{h(t)}{\text{Max}} \int_0^{\infty} \{ [p - c(x)] h(t) \} e^{-\delta t} dt \\ \text{s.a. } & \dot{x} = \frac{\partial x}{\partial t} = F(x) - h(t) \\ & 0 \leq h(t) \leq h_{\text{max}} \\ & 0 < x(t) \end{aligned} \quad [\text{M.1.}]$$

En donde p , $c(x)$, h y ∂ denotan, respectivamente, el precio unitario del pescado¹¹, los costes unitarios de la actividad pesquera (dependientes del nivel de stock, con $c' < 0$), las capturas en el instante t y la tasa social de descuento. \dot{x} representa la dinámica de la población de peces, determinada tanto por la propia función de crecimiento del recurso ($F(x)$), como por las capturas en cada instante t .

El Hamiltoniano del problema [M.1] viene dado por la siguiente expresión:

$$\begin{aligned} & H[x(t), h(t), t; \lambda(t)] = \\ & = e^{-\delta t} [p - c(x)] h(t) + \lambda(t) [F(x) - h(t)] \quad [1.1] \end{aligned}$$

En donde $\lambda(t)$ representa el precio sombra o valor social del recurso natural en el instante t . Esta variable refleja el efecto de una variación del stock sobre las ganancias futuras, es decir, el incremento (pérdida) en dichas ganancias si el recurso natural aumenta (disminuye) en una unidad.

De las condiciones de primer orden se obtienen las siguientes ecuaciones:

$$e^{-\delta t} [p - c(x)] = \lambda(t) \quad [1.2]$$

$$\dot{\lambda} = e^{-\delta t} c'(x) h(t) - \lambda(t) F'(x) \quad [1.3]$$

Derivando la ecuación [1.2] respecto al tiempo e igualando el resultado a [1.3] se obtiene la siguiente expresión para la trayectoria singular x^* (con $h^* = F(x^*)$):

$$F'(x^*) - \frac{c'(x^*) F(x^*)}{p - c(x^*)} = \delta \quad [1.4]$$

El lado izquierdo de [1.4] es lo que estos autores denominan la *tasa de interés propia del recurso*, dividida en dos componentes: el producto marginal del stock, es decir, su contribución a la propia función de crecimiento natural, y una medida del impacto de la densidad del stock sobre la renta marginal sostenible. La expresión [1.4] afirma que el nivel óptimo del recurso (x^*) es aquel en el cual la propia tasa de interés del recurso se iguala a la tasa social de descuento. [1.4] determina la senda óptima para el recurso natural y, a partir de ella, es posible obtener el nivel de capturas compatible con ese desarrollo sostenible del stock.

¹¹ Se asume que la demanda de pescado es perfectamente elástica.

En el caso de que el nivel inicial de stock no sea el óptimo, y dado que el modelo es lineal en la variable de control ($h(t)$), la sociedad deberá invertir o desinvertir en el recurso lo más rápido posible hasta alcanzar la trayectoria óptima. Supongamos que:

$$\lambda(t) > e^{-\delta t} [p - c(x)] \quad [1.5]$$

el valor social del recurso es superior al beneficio marginal neto en ese instante, en consecuencia, la política adecuada consistirá en invertir en el recurso, es decir, no operar en la pesquería ($h=0$) hasta alcanzar x^* lo antes posible.

Si, por el contrario,

$$\lambda(t) < e^{-\delta t} [p - c(x)] \quad [1.6]$$

El valor social del recurso es inferior al beneficio marginal y la política apropiada es desinvertir en el recurso lo más rápido posible, es decir, la tasa de pesca deberá ser la máxima (h_{\max}).

En [M.1] se plantea un problema determinista de gestión de una pesquería en la que se explota una única especie. En la literatura económica han aparecido numerosas referencias en las que se relaciona alguno o varios de esos supuestos y que podemos sintetizar en dos líneas: problemas relacionados con el carácter transfronterizo de la mayoría de los recursos y problemas de gestión pesquera con incertidumbre.

3. GESTIÓN DE RECURSOS PESQUEROS TRANSFRONTERIZOS

La ampliación de la jurisdicción pesquera del estado costero hasta las 200 millas (III Conferencia de Naciones Unidas sobre la Ley del Mar) por parte de la mayoría de los estados ribereños ha significado, entre otras cuestiones, que muchos recursos hasta la fecha poco o nada regulados comenzaran a ser gestionados individualmente por los estados costeros. No obstante, una buena parte de esos recursos presenta serias dificultades de gestión debido a su carácter de stock compartido o migratorio. Dificultades que se han traducido en conflictos entre flotas de distinta nacionalidad compitiendo por la captura del mismo recurso natural¹².

Los problemas de gestión de recursos pesqueros transfronterizos se agrupan en torno a tres tipos dependiendo de si la pesquería abarca la zona económica exclusiva (ZEE) de varios estados costeros o si se adentra en aguas internacionales. En un primer grupo se incluyen aquellos stocks que se mueven libremente en las ZEE de dos o más estados costeros, son los considerados propiamente recursos pesqueros transfronterizos. En un segundo grupo, se encuentran los denominados "straddling stocks": aquellos recursos que se mueven a "caballo" entre las ZEE de uno o varios estados costeros y aguas internacionales. Por último, en un

¹² Ejemplos tan ilustrativos como la guerra del bacalao entre Islandia y Reino Unido; la guerra del bonito entre Francia, Irlanda, Reino Unido y España; y la guerra del fletán entre Canadá y España, ponen de manifiesto la necesidad de cooperar en materia de gestión de recursos pesqueros.

tercer grupo estarían aquellos recursos altamente migratorios de túnidos y pez espada, que por su carácter de especies altamente migratorias constituyen un caso especial de los “straddling stocks” (Naciones Unidas, 1982: Anexo I).

El análisis de la gestión teórica de recursos pesqueros propiamente transfronterizos ha sido ampliamente desarrollado por G. Munro (1979, 1982, 1990, 1991) ayudándose de la Teoría de Juegos y, en particular, de juegos cooperativos.

G. Munro considera una pesquería explotada por dos estados ribereños dispuestos a cooperar¹³ en la gestión de la misma pero con diferentes percepciones sobre la conservación del recurso. En particular, asume que uno de ellos (país 1) es más conservacionista que el otro y, por lo tanto, el nivel de stock óptimo que determinaría el país 1 (x_1^*) sería mayor que el obtenido por el país 2 (x_2^*). Esta diferencia en las percepciones se plasma en distintas tasas de descuento para ambos países¹⁴:

$$\begin{aligned} \text{Max}_{h(t)} \int_0^{\infty} [\beta e^{-\delta_1 t} \alpha + (1-\beta) e^{-\delta_2 t} (1-\alpha)] [p - c(x)] h(t) \quad \partial t \\ \text{s.a.} \quad \dot{x} = F(x) - h(t) \\ 0 \leq h(t) \leq h_{\text{max}} \\ 0 < x(t) \end{aligned}$$

con $0 \leq \alpha, \beta \leq 1$ y $\delta_1 < \delta_2$ [M.2]

En donde α denota el porcentaje de

cada país en las capturas totales de la pesquería y puede ser determinado ex-ante en base, por ejemplo, a derechos históricos en la pesquería. β representa el parámetro de negociación, si $\beta=1$ las preferencias del país 1 serán dominantes y si $\beta=0$ lo serán las del país 2. El parámetro se determina al resolver el juego cooperativo de Nash. Tomando todos los valores posibles de β entre 0 y 1 y para cada valor de β que maximiza [M.2] se determina la frontera Pareto-eficiente en el espacio de los pagos producidos. Un pago para cualquier país representa el valor presente de los beneficios derivados de la explotación del recurso. Un aspecto esencial del juego cooperativo de Nash es el punto de amenaza, el cual recoge los pagos que cada jugador recibiría en ausencia de cooperación y se determina, por tanto, a partir de la solución del juego no cooperativo.

Denotemos por π^* y θ^* los pagos asociados a la solución del juego cooperativo para los países 1 y 2, respectivamente; y por π^0 y θ^0 los pagos asociados al punto de amenaza. Nash demostró que si el juego cooperativo tiene solución, esta vendrá determinada al maximizar la siguiente expresión:

$$\text{max} (\Pi^* - \Pi^0) (\theta^* - \theta^0) \quad [2.1]$$

¹³ En una situación de no cooperación, ambos países ejercerán un nivel de esfuerzo similar al de una pesquería en libre acceso. Los efectos de la no cooperación han sido analizados, entre otros autores, por D. Levhari and L. Mirman (1980), R. Fischer and L. Mirman (1992, 1996) y V. Kaitala (1989).

¹⁴ Para simplificar, asumiremos que el resto de variables económicas relevantes son iguales en ambos países. G. Munro (1979, 1982) considera ade-

más costes diferentes en ambos estados costeros. M.D. Garza et al (1995) realizan una revisión extensa de esta literatura.

En nuestro problema pesquero, ningún estado costero aceptaría un pago del juego cooperativo inferior a su punto de amenaza.

Supongamos que la solución al juego cooperativo existe. Una vez conocida esta solución sobre la frontera Pareto-eficiente, se conocerá el valor de β y, a partir de entonces, se puede analizar el programa de gestión óptima.

Asumiendo que el acuerdo entre ambos estados ribereños es vinculante¹⁵, y si no existen pagos laterales (es decir, los dos estados va a explotar simultáneamente el recurso), el hamiltoniano correspondiente a este problema viene dado por la siguiente expresión:

$$H(\bullet) = [\beta e^{-\delta_1 t} \alpha + (1-\beta)e^{-\delta_2 t}(1-\alpha)]$$

$$[[p - c(x)]h(t) + \lambda(t)[F(x) - h(t)] \quad [2.2]$$

De las condiciones de primer orden se obtiene:

$$\lambda = [\beta e^{-\delta_1 t} \alpha + (1-\beta)e^{-\delta_2 t}(1-\alpha)][p - c(x)] \quad [2.3]$$

$$\dot{\lambda} = [\beta e^{-\delta_1 t} \alpha + (1-\beta)e^{-\delta_2 t}(1-\alpha)] h(t) c'(x)$$

$$+ \lambda F'(x) \quad [2.4]$$

Siguiendo el mismo procedimiento que en [M.1] se deriva la regla de inversión en el recurso (con $F(x^*)=h^*$):

$$\frac{-\delta_1 \beta e^{-\delta_1 t} \alpha - \delta_2 (1-\beta) e^{-\delta_2 t} (1-\alpha)}{\beta e^{-\delta_1 t} \alpha + (1-\beta) e^{-\delta_2 t} (1-\alpha)} =$$

$$F'(x^*) - \frac{c'(x^*)F(x^*)}{p - c(x^*)} \quad [2.5]$$

La expresión [2.5] determina el valor óptimo del stock (x_3^*). El lado izquierdo se puede interpretar como una media ponderada de las tasas de descuento y se puede denotar por $\delta_3(t)$:

$$F'(x^*) - \frac{c'(x^*)F(x^*)}{p - c(x^*)} = \delta_3(t) \quad [2.6]$$

Nótese que $\delta_3(t)$ depende del tiempo y, en consecuencia, el nivel de stock óptimo también. En $t=0$, el nivel de stock estará entre x_1^* y x_2^* , pero, a lo largo del tiempo, x_3 se aproximará a x_1 . Esto es así porque en las preferencias del país 2 se le da mayor peso al presente y futuro cercano (mayor tasa de descuento), mientras que el país con menor tasa de descuento está valorando más los beneficios futuros en el largo plazo.

Por otro lado, si se permitiesen pagos laterales el problema se simplificaría notablemente ya que bastaría con igualar el parámetro β a 1/2 en la expresión [2.5]. La política óptima, en este caso, implicaría que $\alpha=1$ y el país 1 gestionaría el recurso como si fuese el único dueño del mismo.

¹⁵ El análisis de programas no vinculantes es más complicado (Munro 1991). V. Kaitala (1985) modeliza una situación en la cual el acuerdo no es vinculante. En su modelo, para alcanzar un acuerdo sostenible, es decir, sin necesidad de renegociación periódica, cada jugador debe establecer un conjunto de amenazas creíbles (por ejemplo, anunciando un comportamiento competitivo si descubre que el otro ha incumplido).

La negociación, entonces, se reduciría a alcanzar un acuerdo para dividir los beneficios totales. Esta solución vendría dada por:

$$\hat{\Pi} = \frac{1}{2} (\omega - \theta^0 + \Pi^0) \quad [2.7]$$

$$\hat{\theta} = \frac{1}{2} (\omega - \Pi^0 + \theta^0) \quad [2.8]$$

para los países 1 y 2, respectivamente. En donde w representa los beneficios totales de la pesquería:

$$\omega = \hat{\Pi} + \hat{\theta} \quad [2.9]$$

El modelo [M.2] ha sido ampliamente utilizado en la última década por los economistas pesqueros en casos empíricos de recursos compartidos por dos o tres estados ribereños¹⁶.

Por lo que respecta a los "straddling stocks" y a los recursos altamente migratorios, conflictos recientes entre flotas de distinta nacionalidad, como el producido entre Canadá y la UE a mediados de los años noventa, ha despertado el interés por la gestión de este tipo de recursos entre los economistas pesqueros, y ha promovido

cambios institucionales auspiciados por Naciones Unidas en el sentido de posibilitar la creación de Organizaciones Regionales de Gestión de Pesquerías constituidas tanto por estados ribereños que faenan en la parte nacional y/o internacional de la pesquería como por naciones distantes con intereses en las aguas internacionales de la pesquería en cuestión¹⁷.

La literatura más fértil en este campo es la desarrollada por V. Kaitala y G. Munro (1993, 1995, 1997). Estos autores plantean un problema de gestión de un "straddling stock" explotado en un primer momento por un estado costero (C) y una nación distante (D₁) que intentan crear una organización regional para gestionar la pesquería en un horizonte infinito. Asumen que ambos países presentan idénticas tasas sociales de descuento, y, en cambio, los costes pesqueros son distintos, con $C_c < C_{D_1}$. Suponen, además, que si se alcanza un acuerdo, éste será vinculante a lo largo del tiempo, y, por otro lado, se permiten pagos laterales entre ambos países.

Bajo estos supuestos el problema obviamente es similar, en esencia, al recogido en [M.2] cambiando los parámetros económicos, es decir,

$$\begin{aligned} \text{Max}_{h(t)} \int_0^{\infty} \{ [\beta\alpha[p - c_c(x)] + (1-\beta)(1-\alpha)[p - c_{D_1}(x)]] h(t) \} e^{-\delta t} dt \\ \text{s. a. } \dot{x} = F(x) - h(t) \\ 0 \leq h(t) \leq h_{\max} \\ 0 < x(t) \end{aligned} \quad [M.3]$$

¹⁶ Entre otros, C. Armstrong and O. Flaaten (1991) y S. Steinshamn (1991) analizan el acuerdo pesquero entre Rusia y Noruega para el bacalao del Arco Noruego; U.R. Sumaila (1997a) utiliza esta metodología para comparar las situaciones cooperativa y no cooperativa para el bacalao en aguas noruegas diferenciando dos tipos de flotas; G. Munro y R. Stokes (1989) analizan el tratado entre EE.UU. y Canadá para la pesquería de salmón del Pacífico; M. Lindroos and V. Kaitala (2000) desarrollan un juego cooperativo con tres jugadores en la pesquería de arenque atlántico-escandinavo bajo supuestos de eficiencia/ineficiencia de las flotas.

¹⁷ No obstante, el Acuerdo de N.U. de 1995 todavía no ha entrado en vigor al estar pendiente de ratificación en la mayoría de los países.

La política óptima consistirá, entonces, en que el estado ribereño “compre” la participación del estado distante, y el acuerdo cooperativo resultante se enfocará sobre el reparto de los beneficios totales determinado por [2.7] y [2.8] para el estado costero y la nación distante, respectivamente.

No obstante, lo realmente diferenciador, a nuestros efectos, de los “straddling stocks” respecto a los recursos compartidos es la posibilidad de que aparezca un nuevo miembro atraído por los beneficios de la pesquería.

Supongamos que eso sucede, es decir, un Nuevo Miembro (D_2) declara su intención de operar en la pesquería (en aguas internacionales) y su disposición a aceptar el régimen de gestión establecido por C_c y D_1 . Para simplificar, los autores introducen un supuesto muy poco realista al asumir que todos los participantes en la pesquería son idénticos, esto es $C_c = C_{D1} = C_{D2}$. Bajo este supuesto, el nuevo miembro obtendrá la misma parte alícuota en los beneficios totales que C_c y D_1 , que podemos denotar ahora por $\varpi(x^*)$. Cuanto mayor sea el número de Nuevos Miembros menor será su participación en los beneficios, con $\varpi(x^*)$ aproximándose a cero en el límite. Es decir, se puede encontrar un determinado número de Nuevos Miembros para el que se obtenga el siguiente resultado:

$$J_i(x(0), h_c^N, h_{D_1}^N) > e^{-\delta t_R} \varpi(x^*)$$

$$i = C, D_1$$

[3.1]

en donde J_i denota el punto de amenaza, es decir, los beneficios de i en un contexto de no cooperación (N); y t_R representa el instante en el que comienza la política de explotación óptima del recurso $h^* = F(x^*)$.

Si la desigualdad [3.1] se produce, ni C ni D_1 tendrán incentivos a establecer un acuerdo cooperativo. Para evitar situaciones como la descrita por la expresión [3.1], los autores consideran dos casos a partir de las posibilidades recogidas en la Conferencia de N.U. (1995): establecer un período de espera para el Nuevo Miembro, o bien considerar una situación en la cual el Nuevo Miembro podría entrar en la pesquería únicamente si un participante actual cede (vende/alquila) su cuota al país entrante. V. Kaitala y G. Munro se refieren a ellas como “período de espera” y “miembros transferibles”, respectivamente.

En el primer caso, período de espera, el Nuevo Miembro (D_2) acepta el programa de gestión establecido por C y D_1 y debe esperar un período finito de tiempo antes de participar en los beneficios totales de la pesquería. Por lo tanto, en ese período C y D_1 se repartirán los beneficios, lo cual podría constituir un incentivo suficiente para establecer un acuerdo cooperativo entre ambos países¹⁸.

Los autores consideran que los costes pesqueros de las dos naciones distantes son iguales, pero superiores a los del estado ribereño, es decir, $C_c < C_{D1} = C_{D2}$;

¹⁸ De todos modos, los propios autores reconocen que este caso es poco realista.

y denotan por T el instante a partir del cual D₂ puede participar en los beneficios. Bajo un acuerdo cooperativo:

$$\omega(x(0)) = \omega_C(x(0)) + \omega_{D_1}(x(0)) + \omega_{D_2}(x(0)) \quad [3.2]$$

y la participación de D₂ en los beneficios puede expresarse de la siguiente manera:

$$\omega_{D_2}(\chi(0)) = e^{-\delta T} \omega_{D_2}^T(\chi(T), T) \quad [3.3]$$

La diferencia entre los beneficios del acuerdo cooperativo ($\omega(x(0))$) y la suma del beneficio correspondiente al punto de amenaza de los tres participantes representa el excedente asociado a dicho acuerdo:

$$e(\chi(0)) = \omega(\chi(0)) - \sum_{C, D_1, D_2} J_i(\chi(0), h_C^N, h_{D_1}^N, h_{D_2}^N) \quad [3.4]$$

Y la participación de cada jugador en los beneficios, o pago lateral, será igual al pago de su punto de amenaza más 1/3 del excedente derivado de la cooperación. En particular, para el Nuevo Miembro (D₂) será:

$$e^{-\delta T} \omega_{D_2}^T(\cdot) = \frac{1}{3} e(x(0)) + J_{D_2}(\cdot) \quad [3.5]$$

Por otro lado, si existiese la posibilidad de “miembros transferibles”, estos autores asumen que el estado ribereño, en principio, no tiene interés en transferir su participación a otro país, por el contrario, querrá seguir teniendo peso e influencia en la organización regional. Serían, en

cambio, las naciones distantes las que sí mostrarían cierto interés en ello a cambio de una renta. Esto, además, supondría un incentivo para que el estado costero y las naciones distantes puedan establecer un acuerdo cooperativo. Kaitala y Munro asumen que no es posible establecer subcoaliciones cooperativas¹⁹.

Si D₁ transfiere su participación en la pesquería a D₂ a cambio de una renta, entonces el estado costero (C) y el Nuevo Miembro (D₂) tendrán que negociar un acuerdo de gestión del recurso. El resultado de este acuerdo (que D₂ podría anticipar) influirá en la cantidad que el Nuevo Miembro pagará a D₁.

Los autores asumen que los costes del Nuevo Miembro son menores que los de la nación distante que ya forma parte de la pesquería, por tanto, $C_c < C_{D_2} < C_{D_1}$, de forma que la transferencia de participación de D₁ a D₂ sea mutuamente beneficiosa y que los beneficios bajo cooperación sean los determinados por [2.9].

Al sustituir D₁ por D₂, los autores obtienen las siguientes expresiones para los beneficios correspondientes a los puntos de amenaza:

$$J_{D_1}(x(0), h_C^N, h_{D_1}^N) < J_{D_2}(x(0), h_C^N, h_{D_2}^N) \quad [3.6]$$

$$J_C(x(0), h_C^N, h_{D_1}^N) > J_C(x(0), h_C^N, h_{D_2}^N) \quad [3.7]$$

¹⁹ V. Kaitala y G. Munro (1995) relajan este supuesto e introducen la posibilidad de subcoaliciones.

es decir, el pago asociado al punto de amenaza del más eficiente (D_2) es mayor que el del menos eficiente (D_1) y, por otro lado, desciende para el país costero como consecuencia del intercambio de miembros. Estas desigualdades se alcanzan porque el Nuevo Miembro (D_2) bajo una explotación no cooperativa del recurso estaría dispuesto a pescar durante más tiempo y a menor coste que D_1 (ver ecuaciones [3.4] y [3.5]).

Bajo estos supuestos, la cooperación del estado ribereño con el Nuevo Miembro D_2 será menos beneficiosa para él que con D_1 . Pero aún así será más rentable que sin cooperación. Los pagos cooperativos para C y D_2 vendrán determinados por:

$$\hat{\omega}_i(x(0)) = \frac{1}{2} \hat{e}(x(0)) + J_i(x(0), h_C^N, h_{D_2}^N) \quad [3.8]$$

$i = C, D_2$

en donde,

$$\hat{e}(\bullet) = \omega(x(0)) - \sum_{C, D_2} J_i(x(0), h_C^N, h_{D_2}^N) \quad [3.9]$$

De todo lo anterior se deduce que el análisis de recursos marinos que circulan entre aguas nacionales e internacionales es muy complicado. De ahí que los casos empíricos en la literatura de pesquerías sean prácticamente inexistentes²⁰. No obstante, este es un campo que se nos antoja muy fructífero en los próximos años con la aplicación a la gestión de pesquerías

as de los avances que se están produciendo en la teoría de juegos dinámicos y el desarrollo de potentes paquetes de software informático.

4. GESTION PESQUERA E INCERTIDUMBRE

Hasta ahora hemos tratado el problema de gestión de pesquerías centrándonos exclusivamente en los efectos derivados de la asignación de derechos de propiedad sobre los recursos marinos siempre bajo un enfoque determinista. Es decir, generalmente, en la literatura se asume, en aras de simplificar el problema, que determinados parámetros económicos (precios y costes, básicamente) y la dinámica de las poblaciones de peces son conocidos. Indudablemente, la realidad pesquera es todavía más compleja, y en especial lo referido a las leyes biológicas de las poblaciones de peces. La variabilidad y complejidad de los ecosistemas marinos y el impacto de la actividad pesquera sobre los recursos (no siempre conocido) son obstáculos importantes para la gestión sostenible de las pesquerías. Y, en buena medida, la mayor o menor incertidumbre biológica influye en que los programas de gestión no obtengan los resultados previstos.

En la literatura económica de pesquerías la incertidumbre se ha clasificado en dos categorías²¹: un primer grupo incluye los efectos aleatorios cuya frecuencia futura de ocurrencia se puede determinar en base a la experiencia pasada, y, por

²⁰ Hasta donde nosotros conocemos, únicamente P. Pintasilgo (2000) trata el problema de Nuevos Miembros con transferencia de cuota para la pesquería de atún del Atlántico Norte.

²¹ G. Munro and A. Scott (1985), A. Scott (1986) y U.R. Sumaila (1997b), entre otros.

tanto, es posible definir distribuciones de probabilidad; el segundo tipo, en cambio, recoge sucesos imposibles de predecir, se trata entonces, de la verdadera incertidumbre, para la cual no es posible estimar probabilidades. Este último tipo de incertidumbre se puede reducir a través de la investigación, aunque no se puede eliminar completamente.

Hasta la fecha, la mayoría de los modelos estocásticos incorporan únicamente el primer tipo de incertidumbre, bien sobre los parámetros de la dinámica del recurso (reclutamiento, mortalidad natural, capturabilidad, ..., y se la conoce como incertidumbre de stock) o bien sobre parámetros económicos (precios, coste de los inputs y del esfuerzo pesquero, capturas, evolución de la demanda, ...).

Un modelo relativamente sencillo es el desarrollado por W. J. Reed (1979, 1988) para una pesquería con incertidumbre en el reclutamiento del stock, modelo que, posteriormente, lo adaptaría a recursos forestales. Reed plantea un modelo en tiempo discreto en el que asume la siguiente relación estocástica stock-reclutamiento:

$$R_{k+1} = Z_k F(R_k - H_k), \quad K = 0, 1, 2, \dots \quad [4.1]$$

en donde R_k (variable estado) representa el reclutamiento en el año k , H_k (variable de control) las capturas en ese año y Z_k es la componente estocástica que recoge variables aleatorias independientes e idénticamente distribuidas con media $\bar{z} = 1$ y función de densidad $\varphi(\mathbf{z})$. Reed incluye la siguiente restricción:

$$0 \leq H_k \leq R_k \quad [4.2]$$

esto quiere decir que es necesario conocer el reclutamiento actual en el momento de operar en la pesquería. Este supuesto puede ser poco realista en aquellas pesquerías en las cuales es difícil hacer estimaciones precisas del stock²².

El problema a resolver es maximizar el valor presente esperado de los beneficios (Π) sujeto a las restricciones [4.1] y [4.2]:

$$\begin{aligned} \text{Max } E \left\{ \sum_{k=0}^T \alpha^k \Pi(R_k, S_k) \right\} \\ \text{s.a. } R_{k+1} = Z_k F(R_k - H_k) \\ 0 \leq H_k \leq R_k \end{aligned} \quad [M.4]$$

en donde α denota el factor de descuento ($\alpha = 1/(1+r)$), S_k el nivel de stock o biomasa en el año k , y la función de beneficios Π viene dada por:

$$\Pi(R, S) = \int_S^R [p - C(x)] dx \quad [4.3]$$

Con $S_k = R_k - H_k$, lo cual implica que [4.2] se puede transformar en:

$$0 \leq S_k \leq R_k \quad [4.4]$$

Utilizando programación dinámica para resolver el problema [M.4], la ecuación para el último período T viene dada por:

$$J(R, T) = \max_{0 \leq S \leq R} \alpha^T \Pi(R, S) = \alpha^T \Pi(R, S_\infty) \quad [4.5]$$

en donde S_∞ denota el nivel de stock para el cual los beneficios son nulos: $p - C(S_\infty) = 0$ y $S_\infty \leq R$.

²² C. Clark and G. Kirkwood (1986) analizan con detalle esta cuestión.

La expresión [4.5] indica que la estrategia óptima en el último período es pescar todo el recurso que sea rentable capturar.

Denotando ahora:

$$V(R) = \int_{S_{\infty}}^R [p - C(x)] dx \quad [4.6]$$

las expresiones [4.3] y [4.5] se pueden reescribir, respectivamente, de la siguiente forma:

$$\Pi(R,S) = V(R) - V(S) \quad [4.7]$$

$$J(R,S) = \alpha^T V(R) \quad [4.8]$$

La ecuación correspondiente al penúltimo período viene dada por:

$$J(R,T-1) = \max_{0 \leq S \leq R} E_z \{ \alpha^{T-1} \Pi(R,S) + J(ZF(S),T) \} \\ = \max_{0 \leq S \leq R} \alpha^{T-1} [\Pi(R,S) + \alpha E_z \{ V(ZF(S)) \}] \quad [4.9]$$

en donde

$$E_z \{ V(ZF(S)) \} = \int V - V_{(ZF(S))} \phi(z) dz \quad [4.14]$$

Al diferenciar con respecto a S, se obtiene la siguiente condición necesaria para el nivel de stock:

$$p - C(S) + \alpha E_z \{ V'(ZF(S)) ZF'(S) \} = 0 \quad [4.10]$$

La condición [4.10] se puede reescribir de la siguiente manera:

$$F'(S) \frac{p - E_z \{ ZC(ZF(S)) \}}{p - C(S)} = \frac{1}{\alpha} \quad [4.11]$$

Con Z=1, esta ecuación se puede entender como una generalización del caso determinista (ecuación [1.4]). Denotando S* la solución a la ecuación [4.11] y asumiendo que es única, la pesca óptima en el período T-1 es entonces:

$$E^* = \begin{cases} R - S^* & \text{si } R > S^* \\ 0 & \text{en otro caso} \end{cases} \quad [4.12]$$

la estrategia óptima es la aproximación más rápida posible al nivel de stock óptimo S*. Y esta será la estrategia válida para el resto de períodos. Veámoslo para K=T-2. Previamente de [4.9] obtenemos:

$$J(R,T-1) = \alpha^{T-1} \Pi(R,S^*) + \alpha^T E \{ V(ZF(S^*)) \} \\ = \alpha^{T-1} V(R) + \alpha^T E \{ V(ZF(S^*)) \} - \alpha^{T-1} V(S^*) \\ = \alpha^{T-1} V(R) + \text{constante}, \quad [4.13]$$

en donde la constante estará expresada en términos de S*.

Así, para T-2 se obtendrá:

$$J(R,T-2) = \max_{0 \leq S \leq R} E_z \{ \alpha^{T-2} \Pi(R,S) + J(ZF(S),T-1) \} \\ = \max_{0 \leq S \leq R} \alpha^{T-2} [\Pi(R,S) + \alpha E_z \{ V(ZF(S)) \}] + \text{constante} \quad [4.14]$$

La expresión [4.14] es similar a [4.9] para T-1, a excepción de la constante. En consecuencia, el nivel de stock óptimo vuelve a ser S* y la política óptima la determinada por la expresión [4.12]. El argumento se puede repetir para todo K < T.

La conclusión fundamental a la que se llega al introducir fluctuaciones estocásticas, es que el nivel de stock óptimo puede ser diferente al obtenido en un escenario determinista. Si las fluctuaciones en el recurso son muy grandes, la política apropiada sería más conservacionista que en caso contrario²³.

²³ W. J. Reed (1979) realiza un análisis más elaborado para este caso.

Otros autores introducen la incertidumbre expresamente con shocks medioambientales. Los trabajos de D. F. Spulber (1985), R. J. Johnston and J. G. Sutinen (1996), J. G. Sutinen (1981) y E. Amundsen and T. Bjørndal (1999), entre otros son ejemplos de ello, los dos primeros son teóricos mientras que los dos restantes son casos aplicados. D. F. Spulber elabora un modelo estocástico introduciendo una perturbación en la función de crecimiento natural del recurso, y uno de los principales resultados que obtiene es que la tasa de pesca óptima (una vez alcanzado el stock óptimo) no será la misma temporada tras temporada sino que variará en función de los shocks medioambientales que afecten al recurso. El modelo sugiere, por tanto, una distribución de probabilidad de niveles de capturas que no varía en el tiempo. R. J. Johnstone and J. G. Sutinen discuten la pesca óptima de una especie inicial dado un colapso potencial (incierto) en el recurso en el supuesto de que una nueva especie (especie de reemplazo) ocupe el nicho medioambiental dejado por la especie inicial tras el colapso. El papel concluye que la existencia de una especie de reemplazo no tiene impacto sobre la pesca óptima de la especie inicial en el caso de un impacto medioambiental.

Por otro lado, J. G. Sutinen realiza un análisis empírico muy interesante sobre el stock de anchoveta peruana, pesquería seriamente dañada no solo por la presión pesquera sino también, y muy especialmente, por la corriente de El Niño de 1972 que produjo un notable calentamiento de

las aguas en esa pesquería. El autor asume que los niveles de stock y beneficios después del colapso son independientes del nivel de stock previo al colapso medioambiental. Bajo estos supuestos demuestra que la probabilidad de que se produzca El Niño actúa en la misma dirección que un incremento en la tasa de descuento, es decir, mayor tasa de capturas y menor nivel de stock de anchoveta.

En el trabajo de E. Amundsen y T. Bjørndal se construye un modelo con perturbación exógena que puede suponer una amenaza para la supervivencia del recurso en una fecha incierta (como puede ser el caso de un derrame de crudo o una invasión de algas), y se aplica a la pesquería de arenque del Mar del Norte, especie que estuvo bajo serio peligro de extinción en los años setenta. La incertidumbre, por tanto, se introduce en la fecha en la que se producirá el colapso. Los autores demuestran que la condición para un estado estable contiene un efecto de recuperación adicional que dependerá del tamaño esperado del colapso, la tasa de fallo (es decir, probabilidad de que ocurra) y del stock óptimo previo al colapso. Por tanto, concluyen, no existen reglas claras o simples para gestionar una pesquería amenazada por un evento de este tipo.

Hasta ahora hemos tratado modelos que introducen incertidumbre en el stock, pero en la literatura económica de pesquerías, aunque menos fértil en este otro campo, también se han recogido modelos con incertidumbre en parámetros económicos. Aquí destacamos el trabajo de R.

Q. Grafton (1994) por plantear un modelo con incertidumbre en la mayoría de los parámetros económicos. R. Grafton introduce incertidumbre en la renta esperada del recurso debido a fluctuaciones en el precio del pescado, en el precio de los inputs del esfuerzo y en el precio de las cuotas individuales transferibles. El autor analiza el efecto que los cambios en la incertidumbre provoca en el equilibrio a corto plazo, concluyendo, entre otras, que la existencia de incertidumbre en el precio del pescado puede producir incrementos o disminuciones en las capturas debido tanto a un efecto directo como a un efecto indirecto sobre el precio de la cuota.

Al comienzo de este epígrafe se decía que existen dos tipos de incertidumbre. Por un lado, aquella que se refiere a eventos aleatorios cuya frecuencia futura se puede determinar en base a la experiencia pasada. Este tipo de incertidumbre es el que hemos tratado hasta el momento. Y, por otro, estarían aquellos sucesos que no se pueden predecir y, por tanto, no se les puede asignar ninguna probabilidad de ocurrencia. De este segundo tipo, conocido como “la verdadera incertidumbre”, es del que nos ocuparemos a continuación.

La actividad pesquera puede estar sujeta a cierta cantidad de contingencias no previstas que hace que la puesta en práctica de los programas de gestión se enfrente a serias dificultades para tener el éxito esperado. Esto es especialmente preocupante cuando el nivel “real” del recurso, una vez aplicado el plan de ges-

ción, es inferior al nivel de stock previsto. Por esta razón, recientemente, está empezando a generar un notable interés para los economistas y biólogos pesqueros el establecimiento de reservas marinas o zonas de la pesquería en las que no se permite la pesca. En particular, y desde el novedoso trabajo de C. Clark, T. Lauck and G. Munro (1995), a finales de los noventa han aparecido otras referencias significativas en las que se perfecciona y amplía ese modelo original: T. Lauck et al (1998), J. Pezzey et al (1998), J. Sanchirico and E. Wilen (1999), R. Hannesson (1999), y L. Anderson (2000), entre otros. De todas ellas, destacamos el trabajo de Hannesson por ser, a nuestro entender, el más completo.

Hannesson modeliza una pesquería en la que existen dos zonas: un área en la cual la pesca no está autorizada (zona de reservas) y otra en la que sí se permite faenar. El autor asume que la actividad pesquera en la zona permitida se realiza en la primera parte de cada período, durante la cual no existe crecimiento del recurso o migración. Después de finalizada la temporada de pesca, el stock crecerá y se moverá (migración) entre ambas zonas en función de la densidad relativa del recurso en dichas áreas. Asimismo, y por motivos de simplificación, asume que la migración y el crecimiento del recurso son independientes.

Supongamos que el recurso ocupa un área homogénea de profundidad constante de $A \text{ Km}^2$ a lo largo de la cual el stock se distribuye uniformemente. Denotando por X el tamaño total del stock al

comienzo de cada período, N el número de buques, q el producto del área "barriada" por buque (en Km^2) y la proporción de biomasa capturada, y t_f el tiempo de pesca, las capturas totales (Y) en cada período vendrán dadas por:

$$Y = X \left[1 - e^{-(q/A)Nt_f} \right] \quad [5.1]$$

Nótese que el coeficiente q/A es equivalente al coeficiente de capturabilidad en los modelos bioeconómicos tradicionales.

Asumamos, por otro lado, que la capacidad productiva del área es tal que cada Km^2 puede soportar a unidades de biomasa. Entonces, la capacidad máxima admisible del recurso en el área (K) será igual a αA . La función de crecimiento del recurso después de la pesca se asume de tipo Schaefer:

$$G(X_g) = r X_g \left(1 - X_g / K \right) \quad [5.2]$$

en donde X_g denota el tamaño total del recurso después de finalizada la temporada de pesca, y r la tasa de crecimiento intrínseca del recurso.

La proporción de pesquería destinada a reservas (variable política) se denota por m ($0 \leq m \leq 1$), lo cual implica que $1-m$ denota la parte asignada a zona de pesca. La capacidad máxima de stock en cada área es proporcional a su tamaño y, en consecuencia, la función de crecimiento de la zona de reservas y de la zona de pesca se pueden representar, respectivamente, por:

$$G_m(X_m) = r X_m (1 - X_m / mK) \quad [5.3]$$

$$G_0(X_{0g}) = r X_{0g} \left(1 - X_{0g} / (1 - m)K \right) \quad [5.4]$$

donde X_m y X_{0g} denotan, respectivamente, el tamaño del stock en la zona de reservas al comienzo de cada período y en el área de pesca después de la actividad pesquera. Nótese que [5.3] es indeterminada si $m=0$, y que $G_m(X_m) + G_0(X_{0g}) \leq G(X_m + X_{0g})$

Por otro lado, si z representa la fracción de stock que se mueve en cada instante de tiempo, zX_{0g} unidades de recurso en la zona de pesca se moverán en cada instante y mzX_{0g} se incorporarán a la zona de reservas. De forma similar, zX_m unidades de stock en las reservas se moverán en cada instante, y $(1-m)zX_m$ abandonarán esa zona y formarán parte del área de pesca. La migración a lo largo de un período de tiempo vendrá dada por:

$$M(X_{0g}, X_m, m, Z) = Z[(1-m)X_m - mX_{0g}] \quad [5.5]$$

con $Z = 1 - e^{-zt}$

Y la función de producción pesquera será entonces:

$$Y_0 = Y(X_0, N, m) = X_0 \left[1 - e^{-[q/(1-m)A]Nt_f} \right] \quad [5.6]$$

en donde el subíndice 0 representa comienzo de cada período.

La expresión [5.6] indica que para cualquier combinación de X_0 y N , las capturas se incrementarán con m . Esto es así porque, con reservas, el stock disponible

para la pesca estará concentrado en un área más pequeña.

Y la función de beneficios individual a largo plazo será:

$$\Pi = PY_0(X_0, N, m) - C \quad [5.7]$$

Bajo estos supuestos, la dinámica del recurso en ambas zonas viene determinada por las siguientes expresiones:

$$X_0(t+1) - X_0(t) = G_0(X_{0g}(t)) + M(X_{0g}(t), X_m(t), m, Z) - Y_0(X_{0g}(t), N, m) \quad [5.8]$$

$$X_m(t+1) - X_m(t) = G_m(X_m(t)) - M(X_{0g}(t), X_m(t), m, Z) \quad [5.9]$$

Igualando [5.9] a cero se puede obtener el nivel de equilibrio del stock en la zona de reservas (X_m^*) para cualquier valor del stock en la zona de pesca (X_{0g}), y para un valor dado del tamaño relativo del área destinada a reservas (m), es decir,

$$X_m^* = X_m^*(X_{0g}, m, Z) \quad [5.10]$$

Dado que X_m es función de X_{0g} , y esta, a su vez, es igual a la diferencia entre el tamaño de stock en la zona de pesca (a comienzos de cada período) y las capturas ($X_{0g} = X_0 - Y$), las expresiones [5.7], [5.8] y [5.9], tras igualarlas a cero, forman un sistema de tres ecuaciones y tres incógnitas: X_0 , Y y N . Una vez resuelto el sistema y para cualquier valor de m , se obtendrán los valores de equilibrio del stock en la zona de pesca a comienzos de período ($X_0^*(m)$), capturas ($Y(m)$) y número de buques ($N(m)$). A partir de estos valores se pueden obtener los niveles de stock en la zona de pesca tras fina-

lizar la temporada de pesca (X_{0g}), el stock en la zona de reservas (X_m) y el stock total (X).

Aunque, en general, no todas las relaciones son inmediatas es posible resumir algunas de las conclusiones que se derivan de este análisis. Así, por ejemplo, el tamaño de flota de equilibrio (N^*) desciende a medida que la parte destinada a reservas (m) aumenta, pero para costes relativamente bajos y con alta migración (Z) es posible que se incremente (en concreto, para algunos valores de m). Similar tendencia siguen las capturas; aunque como éstas también se benefician de la migración del stock hacia la zona de pesca (y a mayor m , mayor Z), cuanto mayor sea Z mayor será el nivel de capturas de equilibrio. Otro resultado interesante es el referido al nivel total de stock a comienzos del período, nivel formado por la suma de los stocks en la zona de pesca y en las reservas. Por un lado, el nivel en la zona de pesca (X_0) desciende a medida que aumenta la parte de reservas (m). Pero, por otro, el stock en la zona de reservas (X_m) obviamente se incrementa. Dado que este incremento es superior al descenso en la zona de pesca, el nivel total de equilibrio se incrementa ante aumentos de m .

El campo de las reservas marinas es relativamente novedoso y, a pesar de la complejidad de los modelos hasta ahora existentes, éstos simplifican bastante la realidad pesquera. Por ello todavía quedan muchos temas por explorar. Relaciones en el reclutamiento del recurso, migración de diferentes clases de edad

del stock, costes de viaje o costes dependientes del nivel de stock son algunos ejemplos a considerar en el análisis.

5. CONSIDERACIONES FINALES

Como se puede deducir de los epígrafes anteriores, los avances científicos en el análisis económico de las pesquerías fundamentalmente han girado en torno a una serie de elementos que podemos agrupar en tres apartados: las condiciones institucionales, los condicionantes biológicos y los factores relacionados con la valoración económica. Los diferentes regímenes de propiedad bajo los que se explotan los recursos pesqueros; las distintas características naturales y dinámicas de las poblaciones de peces; y la forma en que se incorpora el tiempo y el descuento o la alternativa más flexible de las opciones reales a las variables económicas, son factores que han tenido y siguen teniendo una importancia capital

en las soluciones de los modelos pesqueros dinámicos.

La determinación y el diseño de mecanismos de regulación eficientes, la elección de estrategias en situaciones con altos niveles de incertidumbre, la precisión de los derechos de pesca tanto dentro de las zonas de exclusividad como en el caso de los recursos transfronterizos y migratorios, el papel de los organismos internacionales y los escenarios que se plantean en el contexto pesquero internacional (utilizando por ejemplo la teoría de juegos) son en este momento las principales preocupaciones de los economistas que mantienen esta perspectiva²⁴. En todos los casos existe la confianza de que las herramientas de análisis económico permitirán mejorar la fiabilidad de los análisis (jugando con mayor complejidad en la información) y plantear una dirección adecuada en la reforma de la gestión de pesquerías.

²⁴ Se pueden citar, entre otros, R. Arnason (2000); G. Munro (2000); U. Sumaila (2000); Townsend (2000).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMSTRONG, C. y FALTEN, O. (1991): "The optimal management of a transboundary fish resource: The Arco-norwegian cod stock" en R. Arnason and T. Bjorndal (Eds): *Essays on the economics of migratory fish stock*. Springer-Verlag.
- AMUNDSEN, E. S. y BJORNDAL, T. (1999): "Optimal Exploitation of a Biomass Confronted with the Threat of Collapse", *Land Economics* 75, 185-202.
- ANDERSON, L. (2000): "Marine Reserves: A closer look at what they can accomplish". Comunicación presentada en la *Tenth Biennial Conference of the IIFET*, Oregón, EE.UU.
- ARNASON R. (2000). Cost of Fisheries Management: Theoretical and Practical Implications, en *IIFET 2000*. Oregon State University. Corvallis, julio 2000.
- CIRIACY-WANTRUP, S.V.; BISHOP, R.C. (1975): "Common Property as a concept in natural resources policy", *Natural Resources Journal*, vol. 15, Oct. 75, pp. 713-727.
- CLARK, C. W. (1976): *Mathematical Bioeconomics*. J. Wiley & Sons, New York.
- CLARK, C. W. y KIRKWOOD, G. P. (1986): "On uncertain renewable resource stocks: optimal harvest policies and the value of stock surveys", *Journal of Environmental Economics and Management* 13, 235-244.
- CLARK, C. W.; LAUCK, T.; y MUNRO, G. R. (1995): "Managing uncertain fishery resources: The case for protected reserves", Working Paper, University of Britin columbia.
- CLARK, C. y MUNRO, G. (1975): "The Economics of Fishing Modern Capital Theory: A Simplified approach". *Journal of Environmental Economics and Management* 2, 92-106.
- FEENY, D.; HANNA, S.; MC EVOY, A. (1996): "Questioning the Assumptions of the 'Tragedy of the Commons' Model of Fisheries", *Land Economics*, May 1996, 72 (2), pp. 187-205.
- FISHER, R. AND MIRMAN, L. (1992): "Strategia Dynamic Interaction: Fish Wars", *Journal of Economics Dynamics and Control* 16, 267-287.
- FISCHER, R. AND MIRMAN, L. (1996): "The complete Fish Wars: Biological and Dynamic Interactions", *Journal of Environmental Economics and Management* 30(1), 34-43.
- GALLASTEGUI, M.C.; CHAMORRO, J.M. (1997): "Nuevos avances en la gestión de pesquerías", *Papeles de Economía Española* 71, 196-213.
- GARZA, M. D.; IGLESIAS MALVIDO, C.; SURÍS REGUEIRO, J. (1995): "Gestión de recursos pesqueros transfronterizos: Una primera aproximación teórica". *Información Comercial Española*. *Revista de Economía* 742, 141-151.
- GORDON, H. S. (1954): "The Economic Theory of a Common Property Resource: The Fishery". *Journal of Political Economy* 62, 124-142.
- GRAFTON, R. Q. (1994): "A note on uncertainty and rent capture in a ITQ fishery", *Journal of Environmental Economics and Management*, Abril.
- HANNESSON, R. (1999): "Marine Reserves: What do they accomplish", *Marine Resource Economics* 13(3), 159-170.
- IGLESIAS MALVIDO, C. (2000): *Análisis económico de la regulación de pesquerías en la Europa Azul: Experiencias y alternativas*. Universidade de Vigo.
- JOHNSTONE, R. J. y SUTINEN, J. G. (1996): "Biomass shift and collapse: Implications for harvest policy in the fishery", *Land Economics* 72, 500-518,
- KAITALA, V. (1985): "Game theory models of dynamic bargaining and contracting in fisheries management", Institute of Mathematics, Helsinki University of Technology, Helsinki.
- KAITALA, V. (1989): "Nonuniqueness of no memory feedback equilibria on a fishery resource game", *Automatica* 25, 587-592.
- KAITALA, V. y MUNRO, G. (1993): "The Management of High Seas Fisheries", *Marine Resource Economics* 8, 313-329.
- KAITALA, V. y MUNRO, G. (1995): "The Economic Management of High Seas Fishery Resources: Some Game Theoretic Aspects", in C. Carraro and J. A. Filar (eds): *Control and Game Theoretic Models of the Environment*, 299-318.
- KAITALA, V. y MUNRO, G. (1997): "The Conservation and Management of High Seas Fishery Resources under the New Law of the Sea", *Natural Resources Modelling* 10, 87-108.
- LAUCK, T.; CLARK, C. W.; MANGEL, M. y MUNRO, G. (1998): "Implementing the Precautionary Principle in Fisheries Management

- Through marine Reserves", *Ecological Applications* 8(1), 72-78.
- LEVHARI, D. y MIRMAN, L. (1980): "The Great Fish War: An Example Using a Dynamic Cournot-Nash Solution", *The Bell Journal of Economics* 11, 322-334.
- LIBECAP, G.D. (1989): *Contracting for Property Rights*, Cambridge University Press. Cambridge.
- LINDROOS, M. y KAITALA, V. (2000): "Coalitional game of Atlanto-Scandian herring", en A. Hatcher and D. Tingley (eds): *International Relations and the Common Fisheries Policy*, University of Portsmouth.
- MUNRO, G. (1979): "The optimal management of transboundary renewable resources", *Canadian Journal of Economics* 12, 355-376.
- MUNRO, G. (1982): "Fisheries extended jurisdiction and the economics of common property resources", *Canadian Journal of Economics* 15, 405-425.
- MUNRO, G. (1990): "The optimal management of a transboundary fisheries: game theoretic considerations", *Natural Resource Modelling* 4, 403-426.
- MUNRO, G. (1991): "Differential games and the optimal management of transboundary fisheries", en R. P. Hamalainen and H. K. Ehtamo (eds): *Lecture notes in control and information Sciences*, 95-101.
- MUNRO, G. (2000). On the Economic Management of "Shared Fishery Resources", paper presentado en *Workshop on International Relation and the Common Fisheries Policy*. Bergen, Octubre 2000.
- MUNRO, G. y SCOTT, A. (1985): "The economics of fisheries management", en A. V. Kneese and J. L. Sweeny (eds), *Hbk of Natural Resources and Energy Economics*, Vol. III, Elsevier Science Publishers.
- MUNRO, G. y STOKES, R. (1989): "The Canada-United States Pacific Salmon Treaty", en D. McRae and G. Munro (eds): *Canadian oceans policy and the new law of the sea*. Vancouver, University of British Columbia Press.
- MURILLAS MAZA, A. (2001): Gestión y valoración de una pesquería con incertidumbre biológica y económica bajo propietario único y propiedad común. Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco.
- NACIONES UNIDAS (1982): *United Nations Convention on the Law of the Sea*, U. N. Doc A/Conf. 62/122.
- NACIONES UNIDAS (1995): United Nations Conference on Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks, "Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982, Relating to the Conservation on Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks", U. N. Doc. A/Conf. 164/37.
- PEZZEY, J; ROBERTS, C. y URDAL, B. (1998): "A bioeconomic model of a marine fishery reserve", Comunicación presentada en la *First World Congress of Environmental and Resource Economists*, Venecia, Italia.
- PINTASILGO, P. (2000): "The New Member Problem in Cooperative Management of High Sea Fisheries", en A. Hatcher and D. Tingley (eds): *International Relations and the Common Fisheries Policy*. University of Portsmouth.
- REED, W. J. (1979): "Optimal escapement levels in stochastic and deterministic harvesting models", *Journal of Environmental Economics and Management* 6, 350-363.
- REED, W. J. (1988): "Optimal harvesting of a fishery subject to random catastrophic collapse", *IMA Journal of Mathematics Applied in Medicine and Biology* 5(4), 215-235.
- SANCHIRICO, J. y WILEN, E. (1999): "Bioeconomics of Spatial Exploitation in a Patchy Environment", *Journal of Environmental Economics and Management* 37(2), 129-150.
- SCHAEFER, M. B. (1957): "Some Considerations of Population Dynamics and Economics in Relation to the Management of Marine Fisheries", *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 14(5), 669-681.
- SCHLAGER, E., OSTROM, E. (1992): "Property Rights Regimes and Natural Resources. A Conceptual Analysis", *Land Economics*, vol. 68 (3), pp. 249-262.
- SCOTT, A. D. (1955): "The Fishery: The Objectives of Sole Ownership". *Journal of Political Economy* 63, 116-124.
- SCOTT, A. D. (1986): *Progress in Natural Resource Economics*, Oxford University Press. Oxford.
- SPULBER, D. F. (1985): "Fisheries and Uncertainty", en A. D. Scott (ed): *Progress in Natural Resource Economics*, Oxford University Press. Oxford.
- STEINSHAMN, S. (1991): "On optimal harvesting of fluctuating fish stocks: the case of the Arco-norwegian cod", en R. Arnason and T. Bjørndal (Eds): *Essays on the economics of migratory fish stock*. Springer-Verlag.
- STEVENSON, G. (1991): *Common Property Economics. A general Theory and Land Use Applications*, Cambridge, Cambridge University Press.
- SUMAILA, U. R. (1997a): "Cooperative and non-cooperative exploitation of the Arco-norwegian cod stock", *Environmental and Resource Economics* 10, 147-165.
- SUMAILA, U. R. (1997b): "Protected marine reserves as hedge against uncertainty: an economist's perspective", en T. J. Pitcher, D. Pauly and P. Hart (eds): *Reinventing Fisheries Management*. Chapman and may, England.

- SUMAILA, U.R. (2000): "Biodiversity Conservation in a Game Theoretic Model of the Fishery", en *IIFET 2000*, Oregon State University, Corvallis, Julio.
- SURIS, J.; VARELA, M. (1995): *Introducción a la Economía de los recursos naturales*, Ed. Civitas. Madrid.
- SURIS, J.; VARELA, M.; GARZA, M.D. (1995): "Propiedad y soluciones pesqueras", *Revista de Economía Aplicada* 7, 5-25.
- SUTINEN, J. G. (1981): "Optimal Extration of a Renewable Resource under Uncertainty: The Case of Stock Collapse in the Fishery". Department of Resource Economics, College of Resource Development, Staff Paper Series, University of Rhode Island, Kingston, Rhode Island.
- TOWNSEND, R.E. (2000): "Why have economists overlooked corporate governance of fisheries?", en A. Hatcher and K. Robinson (Eds): *Management Institutions and Governance Systems in European Fisheries*, University of Portsmouth.
- WILEN J.E. (1985): "Towards a Theory of the Regulated Fishery". *Marine Resource Economics* 1 (4), 369-388.