

LA GESTIÓN DE LAS ZONAS DE PESCA COMO RECURSOS DE PROPIEDAD COMUN

Por
TROND BJØRNDAL (*) (**)

I. ANTECEDENTES: ZONAS DE PESCA MUNDIALES

I.1. *Introducción*

El hombre ha dirigido siempre su vista hacia el océano como fuente básica de alimentos. Y, frecuentemente, sus expectativas en cuanto a los recursos que los océanos son capaces de aportar han sido excesivas. En palabras de Christy y Scott, «se dice que la última frontera del espacio interior se sitúa en los océanos de la Tierra, y que el hombre, haciendo retroceder dicha frontera, podrá tener acceso a unos recursos prácticamente ilimitados para el sostenimiento de las generaciones venideras.» (Christy y Scott, 1965, pág. 1). Como ocurre con cualquier otro recurso, la posibilidad de obtener los máximos beneficios de su explotación está en función de la capacidad para utilizarlo de una manera eficiente.

Tradicionalmente, la mayor parte de las zonas de pesca han sido recursos de propiedad común, caracterizados por la entrada gratuita y el libre acceso. Esto significaba que el recurso estaba al alcance de

(*) Profesor del Instituto de Economía de la Industria Pesquera, Escuela Noruega de Economía y Administración de Empresas.

(**) Deseo expresar mi agradecimiento a Yukiko Kageyama, sin cuya ayuda no se habría podido escribir este trabajo. Agradezco también a Gordon Munro sus valiosos comentarios y sugerencias.

– Revista de Estudios Agro-Sociales. Núm. 160 (abril-junio 1992).

cualquiera, y nadie tenía derecho a impedir la pesca a los demás. Sin embargo, el libre acceso a cualquier recurso escaso lleva inevitablemente a su explotación ineficiente. En el caso de las zonas de pesca, esto implica la sobreexplotación del recurso, y la aplicación de unas cantidades excesivas de factores, como el capital y la mano de obra, al proceso de producción.

I.2. Capturas mundiales de pescado

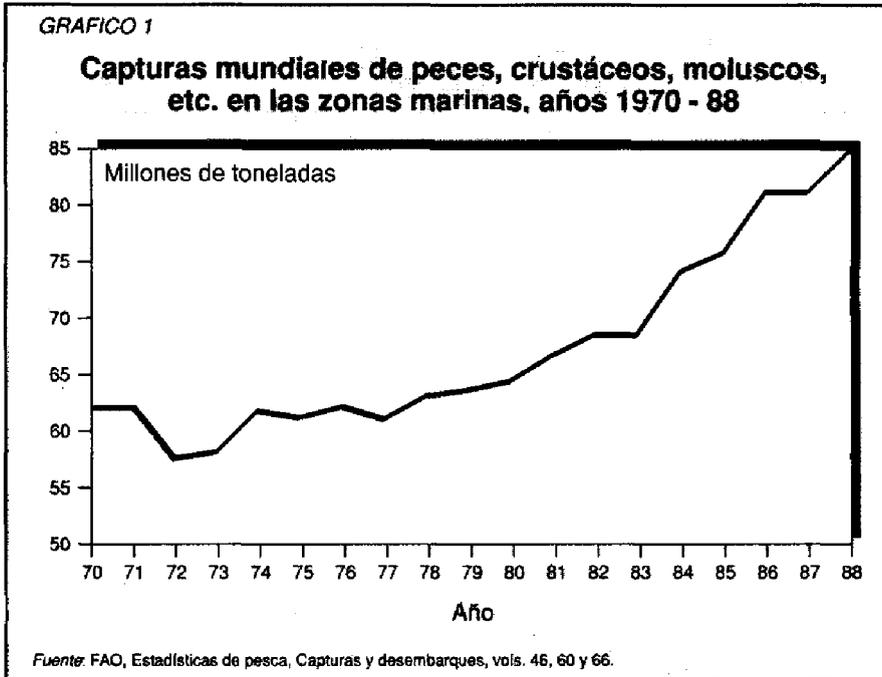
Las capturas mundiales de pescado, crustáceos y moluscos, durante el período 1970-88 se indican en el cuadro 1 y se ilustran igualmente en el gráfico 1. Representaban 62 millones de toneladas en 1970. Tras una ligera caída a comienzos de la década de 1970,

Cuadro 1

CAPTURAS MUNDIALES DE PECES, CRUSTACEOS,
MOLUSCOS, ETC., EN ZONAS MARITIMAS,
ENTRE 1970-1988

Año	Cantidad (toneladas)
1970	61.982.400
1971	59.678.000
1972	55.466.700
1973	55.915.500
1974	59.597.100
1975	59.171.200
1976	62.634.700
1977	61.544.600
1978	63.335.200
1979	63.797.900
1980	64.467.700
1981	66.628.000
1982	68.350.700
1983	68.318.100
1984	73.810.600
1985	75.403.300
1986	80.961.100
1987	80.501.200
1988	84.560.700

Fuente: Anuario de la FAO, Estadísticas de pesca, capturas y desembarques, vols. 46, 50, 60, 64 y 66.



fueron creciendo gradualmente en los años siguientes, hasta alcanzar casi los 85 millones de toneladas en 1988. Este incremento de cerca del 36% en un período de 19 años, verdaderamente notable, coincidió con la introducción, en la década de 1970, de la zona económica exclusiva (ZEE) de 200 millas (volveremos sobre ello más adelante).

Se ha calculado que, con una gestión adecuada, la producción total de los recursos pesqueros actualmente en explotación podría llegar a los 100 millones de toneladas. Aunque esta cifra queda lejos de los «recursos prácticamente ilimitados para el sostenimiento de las generaciones venideras», el potencial de crecimiento de la producción es aún sustancial. Existe asimismo un potencial añadido en la explotación de recursos procedentes de las granjas marinas y de la piscicultura. Por último, se nos ofrece una capacidad de ahorro considerable, procedente de la reducción de las ineficiencias de la explotación pesquera.

La producción de pescado, moluscos y crustáceos procedentes de la acuicultura durante los años 1985-88 se muestra en el cuadro 2.

Cuadro 2

PRODUCCION DE PECES, MOLUSCOS, CRUSTACEOS, ETC.,
OBTENIDA POR LA ACUICULTURA
ZONAS MARITIMAS E INTERIORES

Año	Total mundial (toneladas)
1985	7.581.748
1986	8.605.112
1987	9.832.143
1988	10.834.025

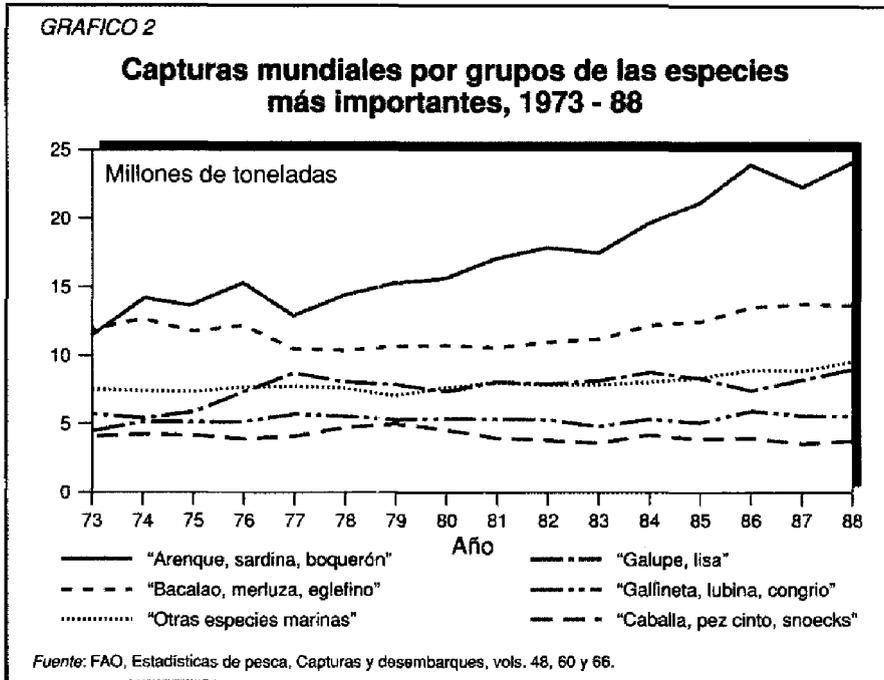
PRODUCCION DE LA ACUICULTURA POR GRUPOS DE ESPECIES
(1.000 TONELADAS)
ORDENADA CON ARREGLO A LA PRODUCCION DE 1988

Grupo de especies	1985	1986	1987	1988
Carpas, barbos y demás ciprínidos	2.948	3.551	4.149	4.589
Otros peces de agua dulce	971	1.025	1.060	1.072
Mejillones	737	780	895	1.029
Ostras	907	924	970	997
Gambas, quisquillas	208	299	483	511
Salmones, truchas, eperlans	301	331	399	459
Almejas, berberechos, chirlas	347	439	444	457
Otros peces diadromos	314	314	336	349
Zamburiñas, vieiras	122	164	197	306
Otros moluscos marinos	115	133	160	285

Fuente: Circular de la FAO sobre pesquerías núm. 815, rev. 2, Producción de la acuicultura (1985-1988), Roma, junio de 1990.

La producción mundial (incluidas las zonas del interior) creció desde 7,6 millones de toneladas en 1985 a 10,8 millones en 1988, lo que supone un asombroso incremento de un 42% en sólo tres años. La producción de la acuicultura está dominada por carpas, barbos y demás ciprínidos, los cuales representaban el 43% de la producción total de 1988. Aparte de este grupo, los incrementos relativos más fuertes en el período mencionado correspondieron a la cría de gambas y quisquillas, de salmones y vieiras. En la acuicultura, el margen para futuros incrementos en la producción parece mayor que en lo que respecta a las zonas de pesca naturales.

Volviendo a estas últimas, en el gráfico 2 se ilustra la composición de las capturas durante el período 1973-1988, desglosado por principales especies marinas. En el caso de clupeidos como los arenques, sardinas y boquerones, es sabido que el tamaño de las reservas

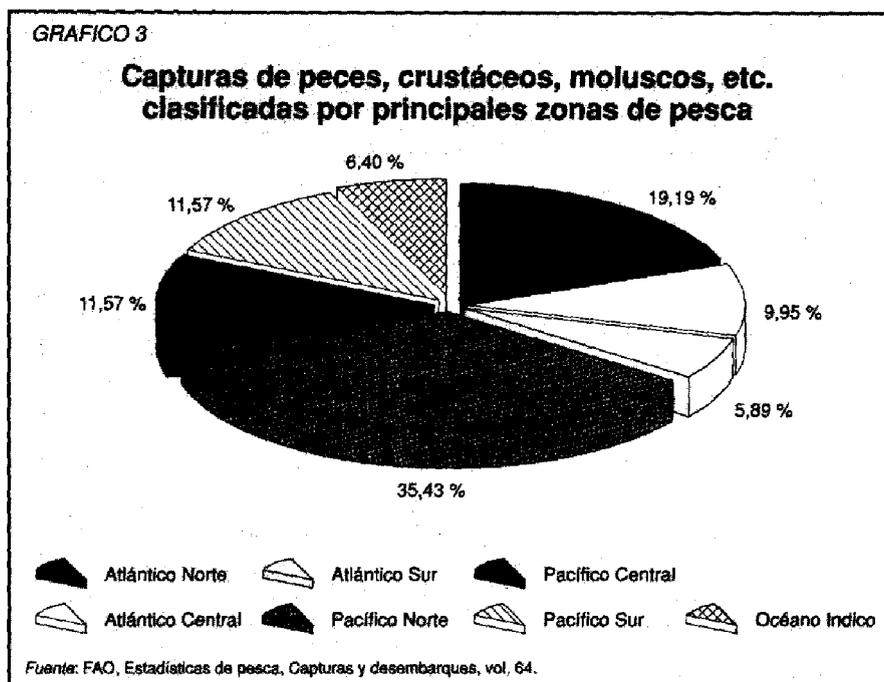


y de las capturas varía mucho en el tiempo, debido al corto ciclo de vida, a la elevada mortalidad natural y a las variaciones sustanciales en las nuevas incorporaciones. Aunque la pesca de anchoveta por parte de Perú descendió radicalmente a comienzos de la década de 1970, en conjunto la explotación de esta especie aumentó durante el período considerado.

Las capturas de bacalao permanecieron estables durante los años 1973-77, reduciéndose posteriormente hasta un nivel inferior, y volviendo a crecer, hacia 1984, hasta su nivel máximo en el período analizado.

El aumento relativo en las capturas de lisas, gallos, etc., fue sustancial, mientras que en el caso de la gallineta los incrementos fueron más modestos.

El gráfico 3 muestra la distribución de las capturas en las principales zonas de pesca. Del total de la producción pesquera mundial durante el período 1981-87, el 35,4% correspondió al Pacífico Norte, seguido por el 19,2% del Atlántico Norte. Ambos océanos,



Pacífico y Atlántico, destacaron entre las zonas mundiales de pesca, con unas participaciones promedio del 58,6% y del 35,0% respectivamente. El cuadro 3 proporciona un desglose por especies de las principales zonas de pesca en 1988.

Las capturas de las 20 naciones más importantes por su industria pesquera, durante los años 1970, 1975, 1980 y 1987, quedan reflejadas en el cuadro 4. La lista de los principales productores ha permanecido bastante estable durante el período de 18 años objeto de estudio, si bien ha variado la posición ocupada por los diferentes países. El cuadro 5 indica las especies más importantes para los cinco mayores productores en el año 1988.

En 1970, Perú era el principal país pesquero por el tamaño de las capturas, con un total de 12,5 millones de toneladas, lo que suponía el 20,2% de la producción mundial. Sin embargo, el hundimiento de la pesca de la anchoveta, a comienzos de la década de 1970, redujo fuertemente las capturas, las cuales descendieron a su nivel más bajo en 1983, con una producción de 1,6 millones de toneladas. Posterior-

Cuadro 3

CAPTURAS NOMINALES EN LAS PRINCIPALES ZONAS DE PESCA EN 1988,
CLASIFICADAS POR ESPECIES

Zona de pesca	Especie	Cantidad (toneladas)
Atlántico Noroeste	Bacalao	642.795
	Menhaden del Atlántico	326.524
	Arenque	284.446
	Gallineta	148.058
	Total	3.044.156
Atlántico Nordeste	Arenque	1.393.750
	Bacalao	1.327.909
	Lanzón	1.041.833
	Capelán	1.032.399
	Merlán	653.790
	Total	10.509.522
Atlántico Central Occidental	Total	1.897.051
Atlántico Central Oriental	Caballa	331.954
	Boquerón	222.150
	Total	3.560.843
Mediterráneo y Mar Negro	Boquerón	609.253
	Sardina	280.248
	Total	2.012.260
Atlántico Suroeste	Merluza argentina	436.106
	Total	2.227.746
Atlántico Sureste	Anchoa sudafricana	682.457
	Jurel del Cabo	583.155
	Merluza del Cabo	475.640
	Total	2.457.564
Atlántico Antártico	Krill del Antártico	363.234
	Total	443.100
Indico Occidental	Sardina india para aceite	237.558
	Total	2.880.521
Indico Oriental	Toli shad	104.980
	Total	2.650.869
Pacífico Noroeste	Sardina japonesa	5.428.922
	Abadejo de Alaska	5.107.392
	Caballa	1.137.728
	Ostra del Pacífico	671.982
	Zamburiña japonesa	466.530
	Total	26.702.691
Pacífico Nordeste	Abadejo de Alaska	1.550.263
	Lenguado de aleta amarilla	218.793
	Total	3.338.057
Pacífico Central Occidental	Bonito listado	619.071
	Boquerón	226.272
	Total	6.536.707
Pacífico Central Oriental	Sardina de California	446.127
	Rabil	307.501
	Caballa	198.204
	Total	2.438.296
Pacífico Suroeste	Granadero azul	257.397
	Total	983.577
Pacífico Sudeste	Sardina de Sudamérica	4.998.058
	Anchoveta (anchoa peruana)	3.613.107
	Caballa de Chile	3.245.699
	Granadero de Patagonia	211.624
	Total	12.862.807

Fuente: FAO, Estadísticas de pesca, capturas y desembarques, 1988, vol. 66.

Cuadro 4

CAPTURAS NOMINALES REALIZADAS POR LOS PRINCIPALES PRODUCTORES DE PESCADO, MOLUSCOS, CRUSTACEOS, ETC. EN LAS ZONAS MARINAS (TONELADAS) ORDENADAS DE ACUERDO CON EL TAMAÑO DE LAS CAPTURAS EN 1987

N.º	País	1987	1980	1975	1970
1.	Japón	11.622.582	10.213.269 (1)	9.696.449 (1)	8.658.400 (2)
2.	URSS	10.717.236	8.722.601 (2)	9.026.010 (2)	6.386.500 (3)
3.	Estados Unidos	5.661.255	3.565.125 (3)	2.764.803 (6)	2.729.300 (5)
4.	China	5.274.716	2.995.401 (4)	3.182.309 (4)	1.192.500 (6)
5.	Chile	4.813.696	2.816.676 (5)	899.464 (18)	1.200.300 (11)
6.	Perú	4.547.144	2.696.074 (6)	3.440.861 (3)	12.532.900 (1)
7.	República de Corea	2.819.323	2.052.023 (8)	1.878.355 (7)	725.500 (18)
8.	Tailandia	2.036.203	1.652.965 (10)	1.392.144 (11)	1.343.400 (8)
9.	Noruega	1.949.021	2.408.619 (7)	2.481.473 (5)	2.906.200 (4)
10.	Indonesia	1.931.924	1.386.962 (13)	988.430 (16)	804.000 (15)
11.	Dinamarca	1.683.129	2.010.481 (9)	1.750.633 (8)	1.217.100 (10)
12.	India	1.678.739	1.554.663 (11)	1.482.105 (10)	1.085.600 (13)
13.	Islandia	1.632.027	1.514.376 (12)	994.275 (15)	733.300 (17)
14.	República Dem. de Corea ...	1.600.252	1.330.000 (14)	1.000.000 (17)	447.000 (25)
15.	Canadá	1.513.009	1.292.732 (15)	950.677 (17)	1.290.100 (9)
16.	Filipinas	1.425.961	1.134.285 (18)	1.228.806 (12)	844.100 (14)
17.	África del Sur	1.423.403	835.117 (19)	599.985 (23)	511.100 (22)
18.	España	1.364.662	1.281.780 (16)	1.497.358 (9)	1.517.000 (7)
19.	México	1.245.755	1.212.625 (17)	449.677 (28)	344.100 (29)
20.	Reino Unido	928.796	831.137 (20)	1.037.455 (13)	1.091.300 (12)

Fuente: Anuario de la FAO, Estadísticas de pesca, capturas y desembarques, vols. 48, 1979, vol. 66, 1988.

mente fueron en aumento, alcanzando un nivel de 4,5 millones de toneladas en 1987, lo que convertía a Perú en el sexto productor de pescado del mundo.

Tras el hundimiento de la pesca de la anchoveta, Japón sustituyó al Perú como principal país pesquero. La producción japonesa de 11,6 millones de toneladas en 1987 representó el 14,4% de todas las capturas mundiales. Vale la pena señalar que Japón no sólo mantuvo el tamaño de sus capturas durante el período de estudio, sino que lo aumentó, aún a pesar de perder el acceso a muchos de sus caladeros de altura tradicionales en la década de 1970, como consecuencia de la imposición de las ZEE de 200 millas. Pudo conseguirlo a través de una política de acuerdos pesqueros con distintos países.

Como se ha indicado, la producción de pescado en el mundo ha ido en aumento. Así se advierte en los países relacionados en el cuadro 3, con las únicas excepciones de Perú, Noruega, Dinamarca y España. Los países que han aumentado en mayor proporción sus

Cuadro 5

CAPTURAS NOMINALES REALIZADAS POR LOS PRINCIPALES PAISES EN 1988,
CLASIFICADAS POR ESPECIES

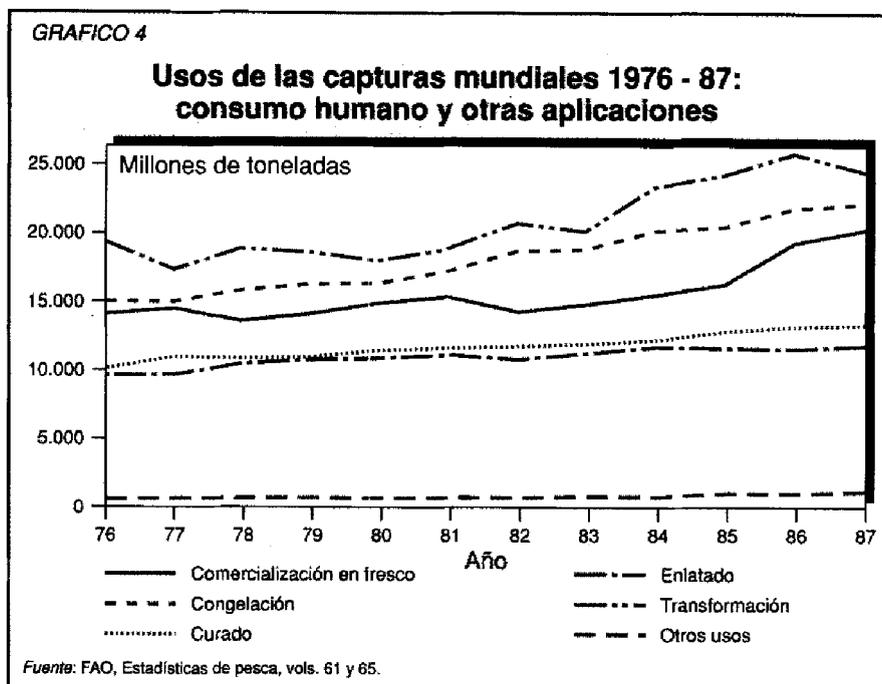
<i>País</i>	<i>Especie</i>	<i>Cantidad (toneladas)</i>
Japón	Sardina japonesa	4.448.411
	Abadejo de Alaska	1.259.095
	Caballa	648.559
	Bonito listado	434.389
	Ostra del Pacífico	270.858
	Total	11.896.935
URSS	Abadejo de Alaska	3.369.858
	Caballa de Chile	938.288
	Sardina japonesa	794.641
	Sardina europea	425.929
	Anchoa europea	364.053
	Total	11.332.101
China	Carpa plateada	1.481.000
	Carpa de cabeza grande	701.500
	Carpa común	584.600
	Carpa herbívora	584.600
	Sable	365.730
	Total	10.358.678
Perú	Sardina de Sudamérica	3.470.422
	Anchoveta	2.701.369
	Total	6.637.106
EE.UU.	Abadejo de Alaska	1.396.849
	Menhaden del Golfo	638.733
	Menhaden del Atlántico	360.462
	Bacalao del Atlántico	360.462
	Lenguado de aleta amarilla	218.793
	Total	5.965.598

Fuente: FAO, Estadísticas de pesca, capturas y desembarques, 1988, vol. 66.

capturas son la Unión Soviética, Chile, Japón, Estados Unidos, China y Corea. En cuanto a Noruega, la reducción de sus capturas obedece a unos menores niveles de población en especies como el capelán, la caballa y el arenque. España y Dinamarca vieron reducidas sus capturas como consecuencia de su exclusión de caladeros tradicionales, a raíz de la introducción de las ZEE de 200 millas.

1.3. Consumo y comercio de pescado

El gráfico 4 proporciona una visión de conjunto de los usos a que se destinó la producción mundial durante el período 1976-87. El



uso principal siguió siendo su transformación en harina y aceite de pescado. Las especies utilizadas principalmente para ello fueron los clupeidos, cuya población y capturas, como hemos visto, varían grandemente a lo largo del tiempo. En todo caso, durante el período 1976-87, las cantidades empleadas para esta transformación aumentaron, en consonancia con la tendencia creciente de las capturas de clupeidos (ver el gráfico 2). En 1987 se utilizaron para transformación 24,6 millones de toneladas de pescado, lo que equivalía a un 30,5% de la producción mundial.

La congelación experimentó asimismo un alza considerable durante el período. El consumo de pescado fresco, que había permanecido estable a lo largo de muchos años, muestra últimamente incrementos considerables. En su conjunto, el consumo de pescado fresco y congelado pasó de 29,2 millones de toneladas en 1976 a 42,3 millones en 1987. En cuanto al pescado curado y enlatado, su consumo muestra una ligera tendencia al alza. Dado que los precios de los productos frescos y congelados, por regla general, son supe-

riores a los demás, esta situación indica que los incrementos fueron mayores en el caso de las modalidades de mayor valor.

Los principales mercados para la pesca se hallan en Japón, América del Norte y Europa. En el cuadro 6 se recoge la oferta neta de pescado de cuatro importantes mercados, en promedio para los años 1984-86. Japón, Estados Unidos y la Comunidad Económica Europea (CEE) importan grandes cantidades de pescado, a pesar de que la CEE y los Estados Unidos son asimismo grandes exportadores. Canadá, por su parte, es un exportador neto.

En el cuadro 7 se indica el valor de las importaciones y exportaciones correspondientes a estos mismos cuatro mercados. En términos del comercio total de pescado, la CEE constituye el mercado más importante. En cambio, en términos de importaciones netas el primer lugar lo ocupa Japón, con un valor de 7.400 millones de dólares en 1987, seguido por la CEE y Estados Unidos.

El gráfico 5 permite apreciar la evolución de las exportaciones mundiales (en cantidad) en el período 1978-87. El primer lugar corresponde a las exportaciones de productos frescos y congelados,

Cuadro 6

OFERTA NETA DE PESCADO Y PRODUCTOS DEL PESCADO
COMO PROMEDIO DE LOS AÑOS 1984-86
TODAS LAS CANTIDADES SE INDICAN EN TONELADAS METRICAS DE PESO EN VIVO

	Japón	EE.UU.	CEE	Canadá
Capturas	11.806.271	4.825.278	6.829.239	1.389.262
+ Importaciones	1.998.169	2.235.182	4.313.064	225.723
- Exportaciones	647.370	1.351.334	2.847.500	1.025.048
= Oferta neta	13.157.070	5.709.126	8.294.803	589.937
- Usos no alimentarios ...	4.793.401	1.302.672	1.811.617	51.267
= Oferta alimentaria	8.363.669	4.406.454	6.483.186	538.670

Fuente: Anuario de la FAO, Estadísticas de pesca, productos básicos, vol. 65, 1987.

Cuadro 7

IMPORTACIONES NETAS DE PESCADO
Y PRODUCTOS DE PESCADO EN 1987
TODAS LAS CIFRAS SE INDICAN EN MILES DE DOLARES EE.UU.

	Japón	EE.UU.	CEE	Canadá
Importaciones	8.308.077	5.662.329	10.231.484	511.901
-- Exportaciones	889.828	1.836.451	5.709.701	2.092.170
= Importaciones Netas ...	7.418.249	3.825.878	4.521.783	-1.580.269

Fuente: FAO, Estadísticas de pesca, productos básicos, vol. 65, 1987.



que experimentaron aumentos sustanciales, especialmente a partir de 1985. También las exportaciones de crustáceos, etc., muestran una tendencia ascendente muy importante, frente al menor incremento del pescado curado, así como de los «productos y preparaciones» de pescado. Estas tendencias se corresponden con las halladas en los usos dados a las capturas (ver gráfico 4).

La evolución del consumo *per cápita* de pescado, durante el período 1976-88, para cinco importantes mercados de pescado, se muestra en el cuadro 8. Como es bien sabido, Japón constituye el primer mercado mundial de pescado. Es interesante hacer notar que el consumo de pescado per cápita creció de forma sustancial en la década de 1980, hasta alcanzar un nivel de 69 kg en 1988.

En comparación con el Japón, el consumo de pescado *per cápita* de Estados Unidos es bajo, pero está creciendo. Debido al tamaño de su población, se trata de un mercado muy importante. La tendencia expansiva del consumo se aprecia igualmente en tres importantes mercados de Europa: España, Francia y Reino Unido.

Cuadro 8

CONSUMO PER CAPITA DE PRODUCTOS ELABORADOS DE PESCAO
DURANTE 1979-88 POR PAISES (EN KG)

Año	Japón	EE.UU.	Francia	España	Reino Unido
1976	51,0	5,9	7,5	11,1	6,4
1977	53,4	5,8	8,9	11,0	6,0
1978	53,0	6,1	8,9	15,1	4,4
1979	53,3	5,9	8,7	15,9	3,0
1980	50,9	5,8	8,5	18,0	4,1
1981	57,0	5,9	8,8	14,1	4,3
1982	60,7	5,6	8,7	15,8	4,7
1983	61,8	5,6	9,2	14,5	4,0
1984	64,5	6,2	9,6	15,3	4,8
1985	64,7	6,5	9,5	16,1	4,7
1986	66,5	6,7	10,4	15,7	4,6
1987	66,4	7,1	11,2	24,6	4,9
1988	69,0	7,2	11,6	27,2	5,5

Notas: Japón, Francia, España y Reino Unido: las existencias de productos se suponen constantes.

Japón, Francia, España y Reino Unido: las cifras incluyen los grupos de productos «Pescado fresco, refrigerado y congelado», «Pescado seco, en salazón o ahumado», «Crustáceos y moluscos, frescos, congelados, secos, en salazón, etc.», «Pescado enlatado» y «Crustáceos y moluscos, enlatados».

EE.UU.: las cifras incluyen todo el pescado comestible, fresco, congelado, enlatado y curado.

Fuentes: Japón, Francia y España: FAO, Estadísticas de pesca, productos básicos, vols. 59, 61 y 67.

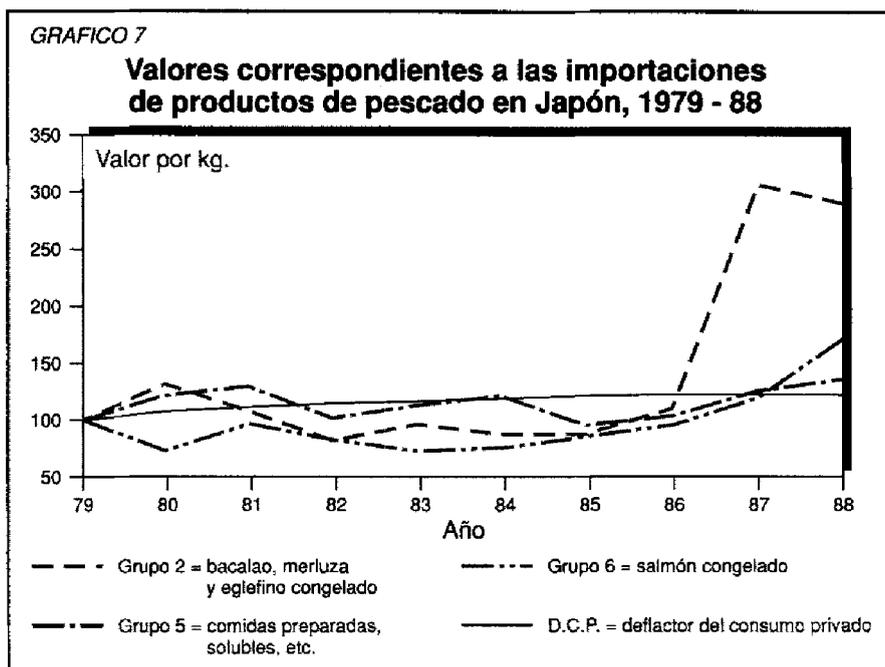
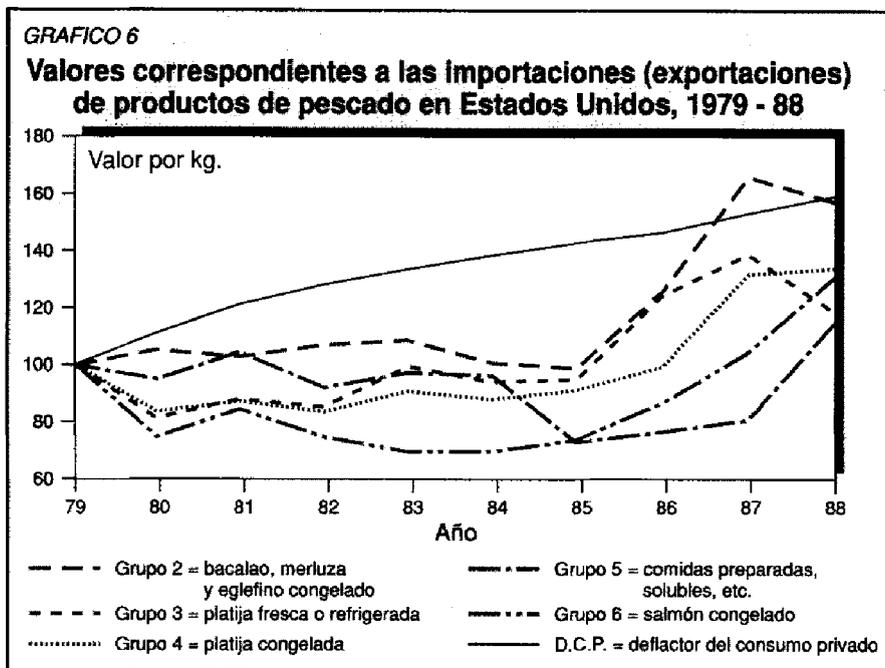
EE.UU.: Departamento de Comercio, Zonas de pesca de Estados Unidos, 1989.

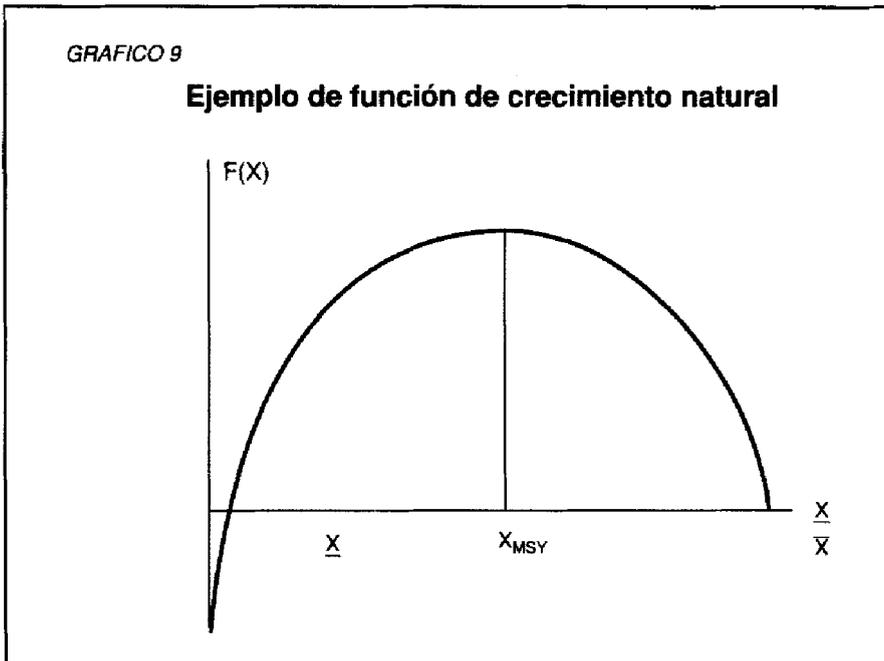
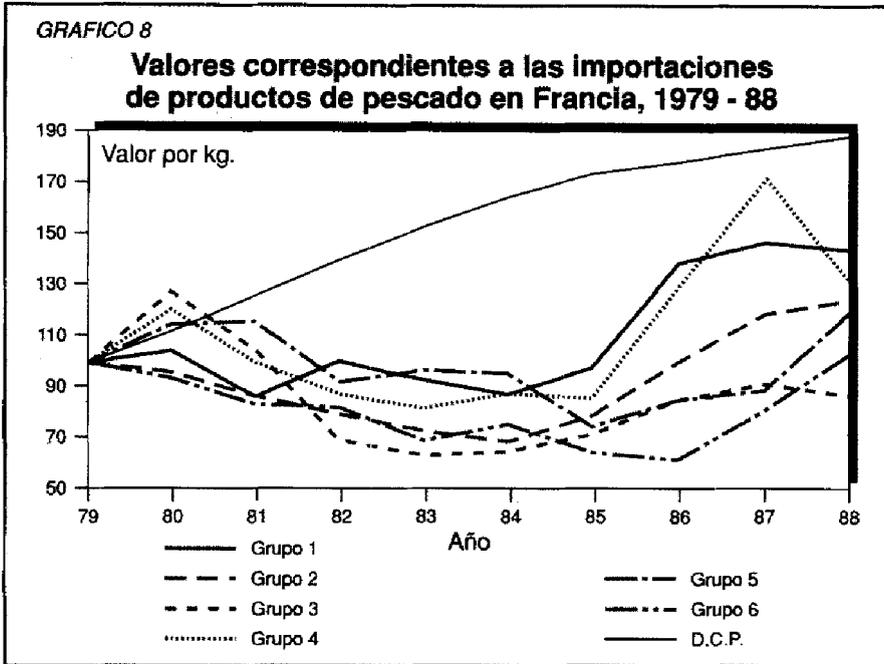
Resulta muy difícil recopilar estadísticas sobre la evolución temporal de los precios del pescado. Por ello se ha preferido mostrar la evolución de los precios unitarios de importación (o de exportación, en los casos apropiados) correspondiente a las diferentes especies.

Los gráficos 6 al 9 muestran la evolución de los precios de importación para las principales especies entre 1979-88, en Estados Unidos, Japón y Francia. En los tres mercados, los precios reales se mantuvieron constantes o descendieron ligeramente hasta 1985, aumentando después.

Por consiguiente, los incrementos en el consumo per cápita de pescado durante los tres últimos años del período considerado (cuadro 8) no obedecen a una disminución de los precios, aunque no es posible extraer conclusiones muy sólidas con los datos presentados aquí.

Una explicación más plausible del mayor consumo de pescado puede encontrarse en el cambio de las preferencias del consumidor,





en favor de una dieta más saludable. Esta influencia será probablemente cada vez más importante en el futuro. A escala mundial, el incremento de la población conducirá igualmente a cambios en la demanda de pescado.

1.4. *Objeto del estudio*

A pesar de que, a lo largo de la historia, los derechos de propiedad se han hecho extensivos a la mayor parte de los recursos naturales, en el caso de los recursos pesqueros el proceso no ha resultado fácil. Esta es la razón de que en muchas zonas de pesca se utilice el sistema de propiedad compartida. Los problemas inherentes a los recursos de propiedad común provienen de que los peces no respetan las fronteras creadas por el hombre.

Desde el final de la segunda Guerra Mundial se han llevado a cabo importantes esfuerzos para paliar las consecuencias no deseables de la explotación de los recursos de propiedad común. La culminación de esos esfuerzos se produjo con la ampliación de la jurisdicción de pesca, al introducirse en 1977 la zona económica exclusiva (ZEE) de 200 millas. Puesto que más del 90% de todas las capturas se realizan dentro de la ZEE de las naciones con litoral marítimo (Eckert, 1979, pág. 116), este nuevo sistema institucional podría parecer idóneo para solucionar los importantes problemas de gestión, al asignar derechos de propiedad sobre las reservas. Sin embargo, advertimos que la propiedad común sigue estando relacionada con la utilización de los recursos de pesca en las ZEE de casi todos los países. Por otro lado, el hecho de que dichos recursos de pesca emigran o se extienden a través de las fronteras nacionales provoca graves problemas de gestión.

Incluso en el supuesto de que pudiera resolverse el problema de la explotación óptima de los recursos de pesca, por ejemplo mediante la cooperación entre los países que comparten un determinado recurso, subsiste el problema de la gestión eficiente de una determinada cuota. Para ello hay que mantener la producción pesquera a un nivel de eficiencia, mediante la legislación u otro tipo de medidas normativas. El problema ha resultado de muy difícil solución en la

práctica. Con todo, la ampliación de la jurisdicción de pesca ha facilitado, en determinados países, la adopción de nuevos sistemas institucionales dirigidos a regular la actividad pesquera, tales como la denominada Cuota de Captura Individual Transferible (CIT), que parece especialmente prometedora para mejorar la gestión de la actividad pesquera.

El presente artículo está estructurado de la forma que se indica seguidamente. En el apartado II se desarrolla un modelo simple de dinámica de población, el cual servirá de base para el análisis bioeconómico. En el apartado III se analiza la gestión óptima de los recursos de pesca. En el apartado IV se plantea un modelo bioeconómico para la explotación de los recursos de pesca de propiedad común, el cual se amplía a aquella situación en la que varias naciones explotan conjuntamente un único recurso. El apartado V trata de las ineficiencias económicas que se derivan de la explotación en régimen de propiedad común. En el apartado VI se estudia la gestión de los recursos de pesca tras la introducción de la ampliación de la jurisdicción de pesca y, finalmente, en el último apartado se resume el contenido del trabajo.

II. UN MODELO DE DINAMICA POBLACIONAL

Una reserva de pesca constituye un recurso renovable, de forma que, si se gestiona adecuadamente, puede proporcionar capturas de forma indefinida. Por otro lado, el tamaño de la reserva puede crecer si se hacen inversiones, es decir, si se reducen las capturas durante un determinado período. Análogamente, es posible desinvertir, aumentando el volumen de las capturas. Con otras palabras, el recurso puede ser considerado como un stock o fondo de capital.

La diferencia entre la gestión de las zonas de pesca y la explotación de la mayor parte de los demás recursos renovables, como los bosques, estriba en que los recursos pesqueros han sido tradicionalmente de propiedad común. Este sistema institucional tiene profundas repercusiones en la gestión (tema que abordaremos más adelante).

Los análisis económicos de las zonas de pesca se basan en un modelo bioecológico. En este documento supondremos un modelo ecológico simple, de forma que el modelo de inversión al que hemos hecho referencia antes puede ser descrito así:

$$\text{Crecimiento neto del stock} = \text{Crecimiento natural neto} - \text{Capturas}$$

El crecimiento natural neto, definido como incorporaciones más crecimiento natural menos mortalidad natural, se denomina a veces función de producción «de la naturaleza». Tal es el caso de los peces, de los bosques y de los recursos animales, mientras que el crecimiento es cero cuando se trata de los recursos no renovables. Las capturas representan la función de producción «ordinaria».

En las páginas siguientes se aplicará un análisis temporal continuo, donde $X = X(t)$ es el stock agregado de biomasa en el momento t . Prescindiendo de las capturas, las variaciones del stock a lo largo del tiempo, dX/dt , vienen dadas por:

[1]

$$\frac{dX}{dt} \equiv X = F(X)$$

$F(X)$ es el crecimiento natural neto, es decir, lo que se conoce como «función de producción de la naturaleza». Aquí supondremos que el crecimiento neto es función exclusivamente del tamaño del stock. En realidad, el crecimiento depende también de las condiciones acuáticas y ambientales, pero, como las hemos supuesto constantes, es posible prescindir de ellas en la fórmula de la función. Supondremos igualmente que la función de crecimiento natural, $F(X)$, posee derivada segunda y que presenta las siguientes propiedades:

[2]

$$F''(X) < 0 \text{ para todo } X \geq 0.$$

$$F(\underline{X}) = F(\bar{X}) = 0, \text{ con } \bar{X} > \underline{X} > 0$$

\underline{X} se define como el nivel mínimo viable de la población, mientras que \bar{X} representa la capacidad de reproducción de la misma, es

decir, el nivel máximo del stock poblacional que puede ser sostenido por el medio ambiente acuático en condiciones naturales. Por consiguiente, este es el nivel al que se aproximará el stock poblacional, en ausencia de capturas. En el gráfico 9 se proporciona un ejemplo de curva de crecimiento, donde $F(X) > 0$ para $\underline{X} < X < \bar{X}$, mientras que $F(X) < 0$ para $0 < X < \underline{X}$ y $X > \bar{X}$.

El rendimiento sostenible de un stock de población marina representa la cantidad que puede ser capturada conservando el mismo tamaño del stock. Con otras palabras, es igual a $F(X)$. En el gráfico 9 se indica el nivel de stock que produce el máximo rendimiento sostenible (MRS). Matemáticamente, dicho nivel se define como sigue:

[3]

$$\text{Max } F(X) = F(X_{\text{MRS}})$$

$$F'(X_{\text{MRS}}) = 0$$

Debido a la concavidad de la función de crecimiento neto, X_{MRS} queda determinado de forma unívoca.

Ahora introducimos las capturas en el modelo básico. Considérese la función de producción siguiente:

[4]

$$h_i(t) = h[(e_i(t), X(t))]; \quad i = 1, 2, \dots, N$$

donde $h_i(t)$ representa la tasa de captura por empresa (por barco) i en el momento t , como función de unos factores de producción variables $e_i(t)$ y del tamaño del stock $X(t)$.

La función de producción se caracteriza por las propiedades siguientes:

[5]

$$h_i[(0, X(t))] = h_i[(e_i(t), 0)] = 0$$

$$h_e > 0, h_{ee} < 0, h_{xx} < 0, h_{ex} \geq 0$$

Cuando el esfuerzo pesquero o los stocks de biomasa son iguales a cero, evidentemente no existirá producción. Además, la función de producción es cóncava respecto a estas dos variables, es decir, la función muestra el tradicional carácter decreciente en su productividad marginal.

Los efectos externos corresponden a las zonas de pesca comunes. Las externalidades estáticas se refieren a las interacciones entre barcos, las cuales pueden ser negativas, como es el caso de congestión o colisiones de las artes de pesca, o positivas, como sucede con el intercambio de información sobre localización de la pesca. Hay que señalar que la función de producción, como se especifica en la ecuación [4], prescinde de las externalidades estáticas entre barcos.

Normalmente, en cualquier tipo de producción se utilizarán determinados factores productivos, tales como capital, equipos, mano de obra y combustible (Bjørndal, 1987; Rotschild, 1977). En nuestro caso se supone que existe una relación fija entre todos estos factores productivos. Están representados por un factor de producción combinado e_i , al que también denominaremos actividad pesquera.

Con la anterior especificación de la función de producción, el cambio en el tamaño del stock de población a lo largo del tiempo puede ser descrito como

$$\dot{X} = F(X) - \sum_{j \neq i}^N h_j(e_j, X).$$

En otras palabras, los cambios en el tamaño de la población vienen determinados por el crecimiento natural, menos la suma de las tasas de captura correspondientes a todas las flotas pesqueras.

Con esto concluye el análisis básico de la dinámica de los stocks poblacionales y del proceso de producción. Sobre esta base, pasaremos ahora a considerar el análisis económico.

III. OPTIMIZACION DE LA GESTION

El objetivo de este trabajo consiste en estudiar la gestión de las zonas de pesca como recursos de propiedad común. Sin embargo,

antes de nada habrá que analizar la optimización de la gestión, como norma de referencia con la cual comparar la explotación de dicha propiedad común. Por otro lado, en términos matemáticos, la solución al problema de la propiedad común es un caso particular de gestión óptima.

Se supone que la zona de pesca está administrada por un planificador social o por un propietario único, cuyo objetivo consiste en maximizar el valor actual de los ingresos netos procedentes de la zona de pesca. Para alcanzar dicho objetivo será preciso definir las rutas temporales óptimas para las actividades de la flota pesquera.

La función de producción ya ha sido definida antes, siendo las capturas una función de la actividad pesquera y del tamaño del stock (ecuación [4]). La correspondiente función de coste viene dada por:

$$[5] \quad \begin{aligned} C &= C(e_i), & i &= 1, \dots, n \text{ con} \\ C(0) &= 0 \end{aligned}$$

La función de coste depende de la actividad desarrollada en la zona de pesca, siendo cóncava respecto a dicha variable. No existen costes fijos.

En cuanto al precio de la producción p , lo supondremos constante. La función de beneficio de la empresa puede, por consiguiente, ser definida como sigue:

$$[6] \quad \Pi(e_i, X) = p h(e_i, X) - C(e_i), \quad i = 1, \dots, N.$$

La función de beneficio se supone cóncava respecto a sus dos variables. Si designamos el tipo de descuento como r , el valor actual de los beneficios de cada barco será:

$$[7] \quad PV(e_i, X) = \int_0^{\infty} \Pi(e_i, X) e^{-rt} dt.$$

donde e_i y X designan la evolución temporal de ambas variables.

Cada barco en la zona de pesca tendrá una función de valor actual de acuerdo con la ecuación [7]. El objetivo del planificador social consistirá en maximizar la suma de los valores actuales netos de todos los barcos, con las restricciones correspondientes a la dinámica de los stocks marinos y a las condiciones de partida. Matemáticamente puede definirse así:

$$\text{Maximizar } \{\bar{e}\} \sum_{i=1}^N \text{PV}(e_i, X)$$

sujeto a

[8]

$$\begin{aligned} X &= F(X) - \sum_{i=1}^N (e_i, X), \\ X(0) &= X_0, \\ e_i &\geq 0, \quad X \geq, \text{ para todo } i \text{ y } t \end{aligned}$$

Aquí, e es el vector correspondiente a la evolución temporal de las actividades de todas las embarcaciones.

Utilizaremos el principio de máxima para solucionar este problema de optimización. Para ello definiremos la función de Hamilton siguiente:

[9]

$$H = e^{-\pi} \sum_{i=1}^N [p_i h_i(e_i, X) - C(e_i)] + \lambda \left[F(X) - \sum_{i=1}^N h_i(e_i, X) \right]$$

En este problema, e_i ($i = 1, \dots, n$) representa las variables de control, X es la variable de estado y λ el precio sombra del recurso, a su valor actual. Esta función hamiltoniana representa los beneficios de la zona de pesca que proceden tanto de los resultados normales como de las inversiones en los stocks.

Partiendo de las condiciones necesarias para resolver dicha función de Hamilton (1), es posible deducir la expresión siguiente:

$$[pe^{-rt} - \lambda] h_{e_i} = C'(e_i) e^{-rt}$$

Esto significa que la actividad de cada barco debe ser establecida de tal forma que el producto marginal de la misma, valorado al precio de mercado menos el precio sombra del recurso, sea igual a su coste marginal. El nivel óptimo de la actividad, e^* , dependerá de los precios de la producción y de los factores, así como del tamaño del stock.

Suponiendo una situación estable, de forma que el tamaño del stock, los niveles de actividad y el precio sombra permanezcan constantes, es posible obtener la siguiente expresión para definir el valor actual del precio sombra:

$$\lambda = e^{-rt} \frac{p \sum_i h_x}{\sum_i h_x - F'(X)}$$

Cualquier cambio en el tamaño del stock marino afectará tanto a las capturas por barco como al crecimiento neto. El primero de estos efectos viene dado por el producto marginal del tamaño del stock (h_x), mientras que el segundo denota el producto marginal físico del stock [$F'(X)$]. De este modo, el precio sombra equivale a la razón entre el valor de los productos marginales y la variación de la producción total, ajustada con los cambios en el crecimiento neto. El precio sombra actualizado del recurso dependerá de los precios, tipo de descuento, tamaño del stock y parámetros de la función de crecimiento.

Una expresión alternativa para el precio sombra del recurso puede obtenerse partiendo de la primera condición:

$$\lambda = e^{-rt} \left[\frac{ph_{e_i} - C'(e_i)}{h_{e_i}} \right] = e^{-rt} \left[p - \frac{C'(e_i)}{h_{e_i}} \right]$$

(1) Ver Bjørndal (1989) para la solución en detalle de este problema de optimización.

El precio sombra es igual a los ingresos marginales netos descontados (Π_e), divididos por el producto marginal de la actividad (MP_e), es decir, el valor neto descontado por unidad de incremento en el tamaño de las capturas.

Se obtiene así la siguiente expresión implícita, para el nivel óptimo de stock X^* , y nivel de actividad e^* :

[10]

$$F'(X^*) + \frac{\sum C'(e_i^*)}{ph_e^* - C'(e_i^*)} = r, \quad \forall i, \text{ con } e_i > 0.$$

Aquí, e_i^* designa el nivel de actividad óptimo del barco i . Como se ha indicado anteriormente, tal nivel es función de los precios y del tamaño del stock. Por consiguiente, la ecuación [10] es una expresión implícita de X^* como función de los parámetros económicos y biológicos.

El primer término del lado izquierdo de la expresión es el producto marginal físico del stock, o la propia tasa de retorno del stock. El segundo término suele denominarse Efecto Marginal del Stock (EMS) (Clark y Munro, 1975). Ambos términos juntos representan los beneficios derivados de los ajustes del stock, los cuales, en el mejor de los casos, equivaldrán al tipo de descuento, es decir, al coste del ajuste del stock.

La solución al problema de optimización proporcionará una trayectoria temporal óptima $X^*(t)$ para el stock marino, con $X^*(0) = X_0$. Dicha trayectoria temporal será convergente hacia el nivel objetivo del stock X^* , tal como indica la ecuación [10]. Suponiendo que se produzca la convergencia en tiempo finito, $t = T$, $X^*(t) = X^*$, para $t \geq T$.

En general se supone que h_x y $C'(e)$ son positivos, lo que implica que normalmente el MSE será positivo. Con un tipo de descuento positivo, $F'(X)$ no puede ser asignado a priori. Por lo tanto,

$$X^* \begin{matrix} > \\ < \end{matrix} X_{MRS}$$

Con otras palabras, en el caso general no es posible afirmar si el nivel óptimo del stock es mayor, igual o menor que el nivel del stock correspondiente al rendimiento máximo sostenible.

En el caso de zonas de pesca que contengan bancos de pesca de la misma especie, los modernos equipos de localización hacen que las capturas se vean poco afectadas por los cambios en el tamaño del stock poblacional (Bjørndal, 1988). Esto significa que una actividad constante traerá consigo aproximadamente el mismo rendimiento productivo. Si las capturas son independientes del tamaño del stock, y dependen únicamente de la actividad, $h_x = 0$, y la ecuación [10] queda reducida a

[10']

$$F'(X^*) = r$$

En este caso particular, el nivel óptimo de stock poblacional viene dado por la igualdad entre el producto físico marginal del stock y el tipo de descuento.

Aunque una gestión eficiente constituye el requisito previo para maximizar los rendimientos económicos de la actividad pesquera, la mayor parte de las zonas de pesca han sido, tradicionalmente, propiedad común, razón por la cual pasaremos ahora a examinar este tipo de explotación.

IV. UN MODELO PARA LA EXPLOTACION DE UNA ZONA DE PESCA COMO PROPIEDAD COMUN

Tradicionalmente, la mayor parte de las zonas de pesca eran recursos de propiedad común, caracterizados por la entrada gratuita y el libre acceso. Las consecuencias de la entrada gratuita han sido analizadas por muchos autores (Scott Gordon, 1954; Scott, 1955). Este sistema institucional puede ser considerado como el extremo opuesto del caso de propietario único, analizado antes. En esta sección estudiaremos la propiedad común de una zona de pesca. Ilustraremos igualmente la forma de aplicar este modelo a aquella situa-

ción en la cual el recurso es explotado por naciones diferentes, y no por pescadores en régimen de competencia.

La función de beneficio de una empresa ya ha sido descrita antes:

[6]

$$\Pi(e_i, X) = p h(e_i, X) - C(e_i), \quad i = 1, \dots, N$$

En la literatura especializada existe una cierta ambigüedad sobre si los pescadores, cuando la entrada es gratuita, toman en cuenta las consecuencias de las capturas sobre el tamaño de la población marina al formular sus decisiones. Mientras que algunos autores afirman que los pescadores tienen una visión de «corto alcance» y prescinden por completo de la dinámica de los stocks poblacionales (ver, por ejemplo, Scott Gordon, 1954 y Clark, 1976), otros adoptan una postura diferente (McKelvey, 1983; Arnason, 1989). Analizaremos aquí ambos casos.

Consideremos en primer lugar el caso de la visión de «corto alcance». El objetivo de cada empresa pesquera consiste en maximizar el valor actual de los beneficios obtenidos de la zona de pesca:

[11]

$$\text{Max}_{\{e_i\}} \int_0^{\infty} [p h(e_i, X) - C(e_i)] e^{-rt} dt, \quad i = 1, \dots, N.$$

Al igual que en el caso anterior, la dinámica de los stocks marinos viene dada por:

$$\dot{X} = F(X) - \sum_i h_i(e_i, X).$$

Esto indica que las actividades de todos los demás barcos afectan a los beneficios del barco i , a través de su impacto sobre el tamaño de la población.

Puesto que se trata de una zona de pesca de entrada gratuita, es posible especificar la siguiente función de reacción:

$$[12] \quad \dot{N} = \partial [\text{ph}(e_i, X) - c(e_i)]$$

\dot{N} designa la variación en el número de barcos que intervienen en la zona de pesca, mientras que ∂ es el parámetro de respuesta. Cuando se están obteniendo beneficios netos, es decir, cuando $\text{ph}(e_i, X) > C(e_i)$, se producirán nuevas entradas en la zona de pesca. Si, por el contrario, existen pérdidas [$\text{ph}(e_i, X) < C(e_i)$], alguno de los barcos abandonará la zona. Aquí no especificaremos de una manera precisa la función de reacción (2).

El equilibrio bioeconómico exige que la empresa individualmente considerada, la industria y el stock de población se encuentren, simultáneamente, en una situación de equilibrio. Consideremos en primer lugar la empresa. La condición necesaria para maximizar la ecuación [12] viene dada por:

$$[13] \quad \text{ph}_{e_i} - C'(e_i) = 0, \quad e_i > 0$$

Partiendo de esta condición, el nivel de actividad óptimo para cada barco (e^*_i) puede ser deducido como función de los precios de la producción y de los factores productivos, del tamaño del stock marino y, lo que es más importante, del número de barcos que actúan en la zona de pesca (N).

La flota se hallará en equilibrio cuando no existan incentivos para nuevas entradas o salidas de la zona de pesca:

$$[14] \quad N = \partial [\text{ph}(e_i, X) - C(e_i)] = 0$$

Esta condición puede definirse, alternativamente, como

$$[14'] \quad \int_0^{\infty} [\text{ph}(e_i, X) - c(e_i)] e^{-\pi t} dt = 0.$$

$$\text{ph}(e_i, X) = c(e_i)$$

(2) La tasa de entrada puede ser diferente de la tasa de salida. Ver, por ejemplo Clark (1976), Wilen (1976), Dasgupta y Heal (1979) y Bjørndal y Conrad (1987) para el examen y formulación de las funciones de reacción.

Dicho de otro modo, el valor actual de los beneficios será cero para la empresa marginal, en condiciones de equilibrio bioeconómico.

La tercera condición implica la no existencia de cambios en el tamaño de la población:

[15]

$$\dot{X} = F(X) - \sum h_i(e_i, X) = 0, \text{ o bien}$$

$$F(X) = \sum_i h_i(p, X, N),$$

donde las tasas de captura han sido expresadas como función de los precios, de los stocks poblacionales y del tamaño de la flota. El equilibrio bioeconómico se caracteriza por las tres condiciones indicadas por las ecuaciones [13], [14] y [15]. Debido a la complejidad del modelo, resulta imposible deducir una expresión explícita (o implícita) para el nivel de stocks de estado constante. En lo sucesivo designaremos el tamaño del stock en condiciones de equilibrio bioeconómico como X_∞ .

El hecho de que no sea posible deducir una expresión explícita (o implícita) para X_∞ se debe a la suposición inicial acerca de la heterogeneidad de la actividad pesquera. Si, por el contrario, todas las empresas son idénticas, será posible encontrar una expresión explícita para el tamaño del stock en condiciones de equilibrio bioeconómico, como demostraremos más adelante.

Al hacer comparaciones con el caso del propietario único, debemos advertir que el precio sombra del recurso se hace igual a cero en las zonas de pesca de entrada gratuita. De esta forma, en condiciones de equilibrio bioeconómico, el stock sufrirá de sobreexplotación en relación con el óptimo social, y toda la renta proveniente de los recursos se malgastará. Sin embargo, puesto que se supone que las actividades son heterogéneas, algunas de las empresas pesqueras pueden estar obteniendo rentas marginales.

En el caso de la visión de «corto alcance» que hemos analizado antes, los pescadores no tienen en cuenta los efectos de las capturas actuales sobre el tamaño de la fauna marina y las capturas futuras.

Sin embargo, existen autores como McKelvey (1983) y Arnason (1989) que critican esta afirmación, postulando que los pescadores maximizan sus ingresos netos, con sujeción a las restricciones impuestas por las capturas de los competidores y por el stock. De esta forma, el problema de maximización de la empresa *i* podría formularse de la manera siguiente:

[16]

$$\text{Max}_{\{e_i\}} \int_0^{\infty} [\text{ph}(e_i, X) - C(e_i)] e^{-rt}$$

sujeito a

$$\dot{X} = F(X) - h_i(e_i, X) - \sum_{j \neq i} h(e_j, X).$$

Con otras palabras, la empresa *i* maximiza sus beneficios teniendo en cuenta los niveles de actividad de todos los demás barcos. La correspondiente función de Hamilton es:

[17]

$$H = e^{-rt} [\text{ph}(e_i, X) - C(e_i)] + \sigma_i \left[F(X) - h_i(e_i, X) - \sum_{j \neq i} h(e_j, X) \right].$$

Cuando se compara con la función de Hamilton correspondiente al óptimo social, podemos ver que ahora se están maximizando únicamente los beneficios de un barco, y no los rendimientos correspondientes a la zona de pesca. σ_i es el precio sombra que para la empresa *i* tiene el stock del recurso. En el modelo de la visión de «corto alcance», σ_i se suponía igual a cero.

Partiendo de las condiciones de primer orden, es posible obtener una fórmula para los precios sombra del recurso:

[18]

$$\sigma_i = e^{-rt} \text{ph}_x / (\sum h_x - F'(X))$$

Mientras que el propietario único tiene en cuenta el efecto de la variación del stock sobre el nivel de capturas para todos los barcos

(ver el apartado III), la empresa *i* considera el efecto solamente sobre sus propias capturas. Por otra parte, es evidente que

$$\lambda > \sigma_i \quad (N > 1)$$

Es decir, siempre que haya más de un barco en la zona de pesca, el propietario único atribuye un mayor valor a los stocks de pesca que el pescador aisladamente considerado.

El nivel óptimo de población X^0 , tal como es percibido por el pescador, para unos niveles determinados de actividad por parte de los demás pescadores, viene dado por las condiciones siguientes:

[19]

$$F'(X^0) + h_x C'(e^*) / [ph_e - C'(e^*)] = r$$

Cuando se compara esta expresión con el nivel óptimo de stock social X^* , definido por la ecuación [10], y con el nivel del stock bioeconómico X_∞ , es posible deducir que

$$X_\infty < X_0 < X^*$$

Expresado de otro modo, la entrada gratuita se considera que lleva consigo el agotamiento del stock y un nivel excesivo de actividad, en comparación con el óptimo social. Sin embargo, este agotamiento del stock no alcanza las mismas proporciones que en el caso de la visión de «corto alcance», si bien ambos supuestos coinciden en que el número de embarcaciones crece hasta el infinito.

La complejidad de dos de los modelos considerados tiene como consecuencia que el equilibrio bioeconómico solamente puede ser descrito en lo referente a sus principales características. Para encontrar una expresión explícita que defina el tamaño del stock en condiciones de equilibrio, es necesario utilizar un modelo mucho más sencillo. Consideremos, por tanto, el modelo agregado de Gordon-Schaefer:

$$H = qEX$$

$$C(E) = cE$$

Aquí H representa las capturas agregadas y E el nivel de actividad agregado, es decir, la suma de todas las actividades desplegadas por barcos homogéneos; q designa el coeficiente de facilidad de captura, mientras que c es el coste unitario de la actividad, el cual se supone constante. En el caso de la visión de corto alcance, el equilibrio bioeconómico está caracterizado por las dos condiciones siguientes:

$$\begin{aligned} \text{i)} \quad & \Pi = pqEX - cE = 0 \\ \text{ii)} \quad & \dot{X} = F(X) - qEX = 0 \end{aligned}$$

Básicamente, lo que hemos hecho ha sido reducir un modelo de tres variables (nivel de actividad individual, tamaño de la flota y de la población) a un modelo de dos variables (actividad agregada y tamaño de la población), además de convertirlo en un modelo lineal. De acuerdo con la primera condición, la flota estará en situación de equilibrio cuando los beneficios totales sean cero, es decir, cuando el valor de la producción promedio sea igual al valor de la actividad promedio (3). A pesar de su sencillez, este modelo puede ser una buena representación de las zonas de pesca que existen en la realidad. Como en el caso anterior, la segunda condición representa el stock poblacional en situación de equilibrio.

El stock de equilibrio (X_{∞}) y la actividad de equilibrio (E_{∞}) cuando la entrada es gratuita vienen dados por:

$$\begin{aligned} X_{\infty} &= c/pq \\ E_{\infty} &= p/cF(X_{\infty}) = p/cF[c/pq] \end{aligned}$$

El tamaño del stock poblacional está determinado por los valores de los parámetros económicos, mientras que el nivel de actividad lo determinarán los valores de los parámetros económicos y biológicos. Es posible demostrar que la expresión para X_{∞} corresponde al nivel de stock óptimo para un único propietario, suponiendo un tipo de descuento infinitamente elevado. Como se ha indicado, el precio

(3) Puesto que el modelo es lineal, el producto medio es igual al producto marginal, siendo también iguales los costes medios y los marginales.

sombra del recurso se ha hecho igual a cero en la zona de pesca de entrada gratuita. Un tipo de descuento infinito para el propietario único significa que solamente importan los rendimientos actuales, mientras que los futuros carecen de valor. Por consiguiente, ambos casos coinciden (4).

Estas relaciones pueden ser descritas alternativamente de la forma siguiente:

$$\begin{aligned} H &= qEX \quad E = \infty \rightarrow H/qx \\ TR &= pH = pF(X) \\ TC &= cE = cH/qX = cF(X/qX) \end{aligned}$$

En este caso se supone que la zona de pesca se encuentra en situación estable, de forma que $H = F(X)$. Los ingresos totales y los costes totales se designan, respectivamente, como TR y TC.

Las curvas de ingresos totales y de costes totales se presentan en el gráfico 10. Para facilitar la exposición, $F(X)$ se representa mediante una función logística de crecimiento:

$$F(X) = gX [1 - X/\bar{X}]$$

de forma que,

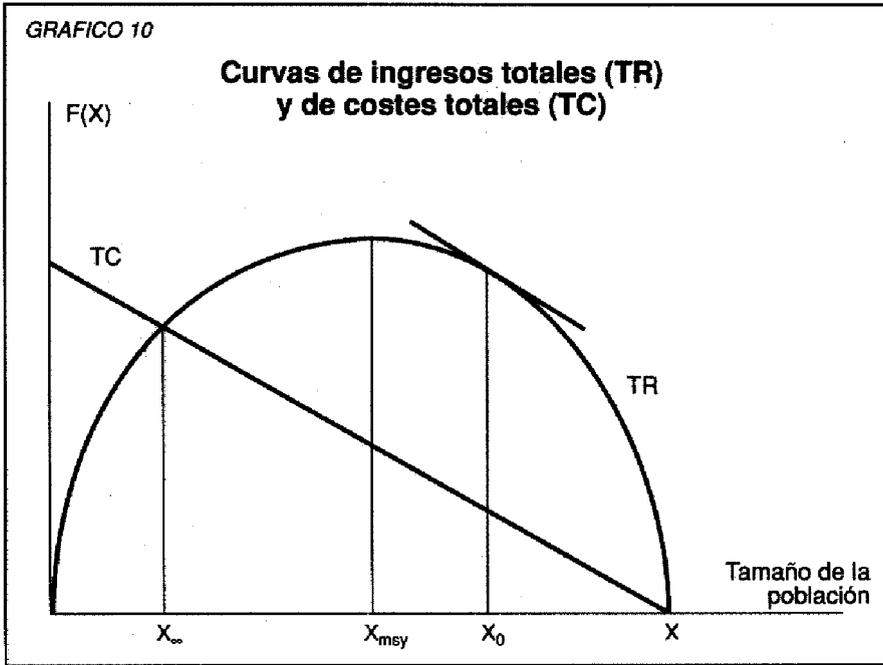
$$TC = cr/q [1 - X/\bar{X}]$$

El parámetro g denota la tasa de crecimiento intrínseca (5), mientras que \bar{X} , como en el caso anterior, es la capacidad reproductiva del stock. La curva de costes totales es lineal y decreciente respecto al tamaño de la población.

En el gráfico 10, X_{∞} , es el tamaño del stock poblacional en el equilibrio bioeconómico, mientras que X_0 es el tamaño correspon-

(4) Los símbolos de infinito se emplean para significar los niveles de equilibrio en cuanto a la población X_{∞} y a la actividad E_{∞} , en condiciones de entrada gratuita. Sin embargo, X_{∞} y E_{∞} no tienen necesariamente que corresponder a un tipo de descuento infinito. Si bien un tipo de descuento infinito implica un comportamiento corto de vista, lo contrario no es siempre cierto.

(5) La tasa de crecimiento intrínseco consiste en el crecimiento cuando el tamaño de la población es cercano a cero, es decir, cuando $F'(X)_{X=0} = g$.



diente al óptimo en condiciones estáticas. X_∞ y X_0 representan niveles de stock óptimos, respectivamente, para unos tipos de descuento infinito y cero.

Los biólogos suelen recomendar que toda zona de pesca se regule de forma que se consiga un tamaño de stock equivalente a X_{MRS^*} . Nuestro análisis demuestra que esto es lo óptimo tan sólo en determinadas condiciones:

- i) Cuando tanto el coste de la actividad (c) como el tipo de descuento (r) son cero, entonces $X = X_{MRS^*}$.
- ii) Si el coste de la actividad y de descuento son ambos positivos, $X^* = X_{MRS}$ cuando el efecto sobre los costes queda compensado exactamente por el efecto del tipo de descuento (ver la ecuación [10]). De esta forma, el que X^* sea mayor, igual o menor que X_{MRS} es una cuestión empírica. Hay que advertir asimismo que si la razón coste-precio es lo bastante grande, X_∞ , puede ser mayor que X_{MRS^*} .

IV.1. *Problemas internacionales*

Los modelos desarrollados en esta sección corresponden a recursos de una zona de pesca sometidos a explotación libre por parte de los pescadores, entendiéndose normalmente como tales a los pescadores de un determinado país que explotan sus recursos nacionales. Sin embargo, es posible ampliar fácilmente el modelo al caso en que un único recurso esté siendo explotado por distintas naciones.

Crutchfield (1983) desarrolló un modelo bioeconómico de una zona de pesca internacional, en el cual se adopta la hipótesis de que varios países explotan un recurso pesquero común. Cada uno de ellos es consciente de la interdependencia de las tasas y rendimientos de las capturas, pero aplica una política de explotación pesquera independiente, de manera que las acciones de los demás participantes se consideran exógenas. Además, se supone que dentro de cada país predomina la libre competencia, y que no existen barreras de entrada ni de salida.

Estos supuestos son bastante realistas en relación con las condiciones que se daban en la explotación de muchos recursos pesqueros antes de la introducción del nuevo régimen de las ZEE. Crutchfield demuestra, en su modelo analítico, que el resultado final será la sobreexplotación de la fauna marina y un exceso de actividad, predicciones que se están cumpliendo en las zonas de pesca del mundo real.

El análisis de este tipo de explotación en régimen de propiedad común se vería facilitado asimismo con los modelos de zonas de pesca abiertas descritos anteriormente. En lugar de suponer que $h(e_i, X)$, $i = 1, \dots, N$ representa la tasa de captura de la empresa pesquera i , podría interpretarse como la tasa de captura del país i , siendo N el total de países que explotasen la correspondiente zona de pesca (6). La interdependencia de todas las naciones queda claramente demostrada mediante la ecuación de la dinámica de los stocks

(6) Si por parte de cada país participa un cierto número de pescadores, $h(e_i, X)$ podría ser interpretado como la tasa combinada de capturas del país i . Esto presupone que todos los pescadores del mismo país emplean la misma tecnología.

poblacionales (ver la ecuación [15] o la restricción de la ecuación [16]).

Es posible objetar que en una típica zona de pesca de libre acceso, el número de participantes será probablemente elevado, con lo que la hipótesis de comportamiento exógeno por parte de los restantes pescadores resulta adecuada, mientras que en las zonas de pesca internacionales el número de barcos que faenan es muy inferior. Esto no es necesariamente así, ya que el número de pescadores pertenecientes a cada país puede ser elevado. Por otra parte, como ha demostrado Clark (1980), la sobreexplotación de un recurso de propiedad común adquirirá, probablemente, grandes proporciones, aunque sea pequeño el número de participantes (7).

V. INEFICIENCIAS ECONOMICAS EN LA EXPLOTACION DE LOS RECURSOS DE PROPIEDAD COMUN

En el análisis anterior hemos comparado la gestión óptima con la explotación en régimen de propiedad común. El libre acceso a un recurso pesquero, como se ha visto, implica la sobreexplotación de las poblaciones marinas, a través de la aplicación de un nivel de actividad (capital y mano de obra) excesivo a la correspondiente zona de pesca. Sin embargo, en un sentido puramente «técnico», el equilibrio bioeconómico no implica un exceso de capacidad. Esto se debe a que, para un nivel dado de stock de población (X_{∞}), la correspondiente actividad pesquera (E_{∞}), así como su coste, son los mínimos necesarios para obtener la cantidad de capturas de acceso libre (ver el gráfico 10). La ineficiencia del equilibrio bioeconómico se debe a los excesivos esfuerzos aplicados a la zona de pesca, desde el punto de vista de la sociedad, con la consiguiente sobreexplotación de la población marina. Ello se debe a las denominadas externalidades del stock de población, es decir, a la negativa de los distintos pescadores a tener en cuenta los efectos de sus capturas sobre las capturas de los

(7) El modelo de Clark está diseñado en términos de juego no cooperativo. Es posible lograr el equilibrio bioeconómico incluso con dos únicos jugadores.

demás. Estos efectos externos se hacen internos en el caso de un único propietario.

El problema con que nos enfrentamos aquí consiste en que la introducción de las cuotas de captura, en ausencia de iniciativas reguladoras, llevará a un exceso de capacidad de la flota. Esta es otra de las formas de desperdiciar la renta de los recursos, dando lugar a lo que Munro y Scott (1984) denominan zona de pesca en régimen de propiedad común de la Clase II.

La zona de pesca de la Clase II puede ser descrita haciendo referencia a un sencillo modelo estacional creado por Clark (1976). En él, se supone que la zona de pesca está regulada mediante una cuota, consistente en un total admisible de capturas (TAC), y que el tamaño del stock está estabilizado, de forma que el excedente de crecimiento es igual a dicha cuota. El tamaño apropiado del stock podría, por ejemplo, ser el nivel correspondiente al stock óptimo en el caso de propietario único. La duración máxima de la temporada se supone fijada por la naturaleza. La zona de pesca permanece abierta hasta que se alcanza el TAC, en cuyo momento las autoridades pesqueras proceden a cerrarla. Una vez fijada la duración de la temporada de pesca, resulta fácil hallar el tamaño mínimo de la flota que maximiza la renta de los recursos obtenidos en la zona de pesca.

Si desde el comienzo el tamaño real de la flota es igual a su tamaño mínimo, los pescadores obtendrán beneficios netos (siempre que la zona de pesca no sea marginal). Si la actividad carece de regulación, la zona de pesca atraerá nuevos ingresos. Con el fin de evitar un exceso de capturas, la temporada de pesca deberá ser acortada, con lo que los barcos permanecerán ociosos durante un período cada vez más largo de tiempo. La flota crecerá hasta el punto en que los costes totales se equiparen a los ingresos totales. La renta desaparece a causa de las pérdidas por equipos improductivos, provocadas por un exceso de capacidad de la flota. Asimismo existirán pérdidas adicionales causadas por un exceso de capacidad en las industrias transformadoras. Puesto que se desembarcará la misma cuota de pescado en un período más corto, serán necesarios mayores medios de almacenamiento y procesamiento. Al igual que ocurre con la actividad pesquera, esta capacidad permanecerá ociosa durante parte de la temporada.

A pesar de su sencillez, este modelo es bastante realista, y constituye una descripción adecuada de la gestión de las zonas de pesca en la realidad. Son muchas las zonas de pesca reguladas mediante TAC. Cuando estas cuotas son aplicadas estrictamente, se dispone de un instrumento válido para mantener el stock poblacional a un nivel superior al que correspondería al equilibrio bioeconómico. Sin embargo, si no se regula la actividad, surgirá un exceso de capacidad en la flota, con la consiguiente pérdida de renta. Esta es una característica de muchas zonas de pesca del mundo.

En los modelos de zonas de pesca, suele suponerse que la actividad es homogénea, y que existe una relación fija entre todos los factores de producción (ver el apartado IV). Con otras palabras, se está suponiendo una función de producción de Leontief, sin posibilidad de sustitución entre los factores productivos.

Muchas zonas de pesca están reguladas no solamente por TAC, sino también por algún tipo de medida nominal de la actividad. Esta medida puede ser el número de barcos, posiblemente en combinación con otros elementos, como el tamaño de los mismos. Otra vez más, si suponemos que el tamaño de la población marina se estabiliza a un determinado nivel por encima del equilibrio bioeconómico, y que el tamaño (inicial) de la flota está en el nivel mínimo, los barcos funcionarán nuevamente con beneficios. Puesto que se supone que el número de embarcaciones es fijo, y que no hay posibilidades de sustitución, no se producirían nuevos ingresos en la zona de pesca, y los barcos disfrutarán de beneficios netos ad infinitum (8).

Este escenario, sin embargo, rara vez corresponde al mundo real. La verdad es que sí existen posibilidades de sustitución, de forma que, cuando se están obteniendo beneficios netos, los barcos sustituirán el factor de producción sometido a control por otros no regulados. Se encontrarán así frente a un problema de optimización, consistente en maximizar su participación en la renta generada por el recurso, de forma que seguirán haciendo nuevas inversiones, siempre que los rendimientos esperados superen al coste. Y puesto que

(8) Las rentas generadas por la zona de pesca, como es lógico, serían capitalizadas en el valor de los buques.

todos los barcos se enfrentan al mismo problema, el proceso continuará hasta que se agote la renta proveniente del recurso.

Este proceso de ajuste puede explicar, al menos en parte, la proliferación de regulaciones de las zonas de pesca. Inicialmente es posible que se sometan a regulación solamente uno o unos pocos elementos de la actividad. Pero al estar obteniendo beneficios netos, se producirán inversiones en otros elementos de dicha actividad. Para evitar que la actividad crezca, las autoridades se ven obligadas a introducir sucesivas regulaciones. Este proceso continuará en tanto existan posibilidades de sustitución.

Además de agotar la renta generada por el recurso, este tipo de estructura de incentivos trae consigo otros efectos no deseables. En primer lugar, es posible que los barcos no estén en condiciones de escoger la combinación de factores productivos de menor coste, con lo que no podrían trabajar en el punto mínimo de sus curvas de costes promedio a largo plazo. En segundo lugar, es posible que la investigación y el desarrollo se dirijan hacia la búsqueda de métodos que permitan burlar las normas, en vez de centrarse en la investigación tecnológica «pura».

VI. GESTION DE LAS ZONAS DE PESCA

La explotación de los recursos de pesca internacionales considerados tradicionalmente como propiedad común ha estado caracterizada por la sobreexplotación y por un nivel demasiado elevado de actividad, de acuerdo con la teoría esbozada en los apartados IV y V. Mientras que, por un lado, los biólogos y los ecologistas se preocupan por la sobreexplotación, los economistas se inquietan a causa de las ineficiencias constatadas. Los intentos de regular las zonas de pesca han estado dirigidos de forma primordial a la conservación de la población de peces y, en algunos casos, también a reducir los conflictos entre pescadores que pugnan por unos mismos recursos cada vez menores (causados, por ejemplo, por factores externos como las colisiones entre artes de pesca y la congestión en la navegación).

Los objetivos de la gestión de las zonas de pesca, tanto a nivel nacional como internacional, han consistido por regla general en

alcanzar aquellos niveles de población marina que fuesen capaces de producir el máximo rendimiento sostenible (MRS) (ver el gráfico 9). Para regular las zonas de pesca, se han creado varios organismos internacionales, como la Comisión de Pesquerías del Atlántico Nordeste (CPANE), y la Comisión Internacional de Pesquerías del Atlántico Noroeste (ICNAF), ambas para la zona del Atlántico Norte. A pesar de que entre los miembros de estas organizaciones figuran todos los principales países participantes en las zonas de pesca supervisadas por ellos, carecen de poderes para aplicar en la práctica sus recomendaciones.

Por estos motivos, estas organizaciones internacionales, al igual que otras similares, no han conseguido alcanzar los objetivos que se habían propuesto, tales como niveles adecuados de recursos y control de la actividad pesquera. Se trata de una especie de dilema del prisionero, aplicado a las zonas de pesca (Dasgupta y Heal, 1979).

Estas organizaciones internacionales se ocupan ante todo de la gestión de los recursos, prestando escasa atención a las consideraciones económicas. Sin embargo, de igual forma que los problemas de sobreexplotación son cada vez más evidentes, lo mismo sucede con la ineficiencia económica. Biólogos y economistas perciben claramente la necesidad de mejorar la gestión.

VI.1. *Ampliación de la jurisdicción de pesca (AJP)*

Al tratarse de recursos de propiedad común, no era posible asignar derechos exclusivos de propiedad a los recursos de las zonas de pesca internacionales. En materia de pesca, es la captura la que establece los derechos de propiedad. Esta es precisamente la base de partida para el desarrollo de las grandes flotas de pesca oceánicas.

Como se ha indicado, la mayoría de los intentos realizados para regular las zonas de pesca internacionales no han tenido éxito. Los resultados han sido especialmente insatisfactorios para los países costeros, cuyo acceso a los caladeros resultaba mucho más fácil.

En el período posterior a la segunda Guerra Mundial, surgieron diversos conflictos pesqueros entre los países con litoral marítimo y los que practicaban la pesca en aguas distantes, provocados por los

esfuerzos de los Estados ribereños para ejercer un mayor control sobre los recursos próximos a sus costas. Para ello solían ampliar las aguas territoriales, y acudían a la declaración de la ampliación de las zonas de pesca. Las «guerras del bacalao» entre el Reino Unido e Islandia son un ejemplo de ello.

McRae y Munro (1989) han descrito la evolución hacia la AJP que tuvo lugar a lo largo de las últimas décadas, así como el carácter de los derechos de un Estado costero sobre los recursos existentes en su ZEE de 200 millas. La AJP se basa en el Convenio sobre el Derecho del Mar de las Naciones Unidas, suscrito en 1982. Aunque hasta ahora no ha sido ratificado por el número necesario de países, ha adquirido el carácter de derecho consuetudinario internacional. Con arreglo a dicho Convenio, todo Estado con litoral marítimo tiene derechos de «soberanía» que le permiten explotar y administrar los recursos naturales existentes en su ZEE de 200 millas. En la práctica, esto significa que el Estado costero tiene el derecho exclusivo a determinar las TAC correspondientes a las poblaciones de peces de su zona, y si dispone o no, por sí mismo, de suficiente capacidad de captura para conseguir dichas cuotas. Por otra parte, cuando autoriza a terceros países a faenar en su ZEE, determina en qué condiciones debe realizarse, pudiendo, por ejemplo, imponer el pago de derechos sobre las capturas recogidas por los barcos extranjeros.

En la práctica, esto significa que el Estado costero dispone de plenos derechos para gestionar los recursos dentro de su ZEE. Se plantean problemas especiales en relación con los recursos transfronterizos, compartidos por dos o más naciones, así como con los recursos migratorios. Sin embargo, mientras estos recursos se hallen en la ZEE de un determinado país, o correspondan a la parte de un recurso conjunto situada en dicha zona, el país en cuestión poseerá derechos exclusivos de administración. El Convenio establece que la sobreexplotación debe ser evitada, pero no contempla sanción alguna para el caso de que ello ocurra.

VI.2. *Recursos transfronterizos y migratorios*

Dado que la mayor parte de las capturas se realiza dentro de las ZEE de los países costeros, la AJP podría parecer idónea, si se con-

templa superficialmente, para «solucionar» los problemas de gestión más importantes. Sin embargo, los peces no respetan las fronteras creadas por el hombre, por lo cual subsisten graves problemas de gestión, especialmente con relación a los recursos transfronterizos y migratorios.

Son recursos transfronterizos los constituidos por una población de peces distribuida entre las ZEE de dos o más Estados costeros. En el caso de los recursos migratorios, los peces se trasladan entre las ZEE de dos o más países, o bien siguiendo una pauta temporal o bien como consecuencia del ciclo vital de la especie. De esta forma, durante una época los bancos de pesca pueden estar bajo el control exclusivo de un Estado, y en otra hallarse plenamente dentro de la ZEE de otro. Aunque esta distinción entre recursos transfronterizos y migratorios puede que no sea tan precisa en la vida real, resulta conveniente a efectos analíticos. Por otra parte, también un recurso migratorio puede ser definido como transfronterizo.

El análisis de la gestión de los recursos transfronterizos está estrechamente relacionado con el nombre de Munro (1979, 1980, 1991a; ver también McRae y Munro, 1989). Munro ha estudiado el caso en que un recurso es compartido por dos países, bajo la hipótesis de que cada país tiene pleno control sobre sus actividades pesqueras. Como se ha demostrado en los apartados III y IV, el tamaño de la población, en condiciones de equilibrio bioeconómico y de gestión óptima, depende de los parámetros económicos y biológicos. Así pues, en un mundo en que existen diferencias en los parámetros económicos, ambos países percibirán bajo distinto prisma el tamaño óptimo de la población y el equilibrio bioeconómico.

En el caso de la explotación de un recurso en régimen de competencia, el análisis de Munro se basa en la teoría de juegos no cooperativos. El autor muestra de qué forma los resultados relativos al tamaño de la población y a la desaparición de la renta dependen de las configuraciones económicas existentes en los dos países en juego. En estas condiciones, la explotación competitiva trae como consecuencia el agotamiento de la población de peces y el desperdicio de la renta. Por lo tanto, a primera vista existen argumentos en favor de la explotación cooperativa de los recursos.

Por lo que se refiere a la gestión cooperativa, el análisis de Munro se apoya en la teoría de los juegos de cooperación. Si los parámetros económicos son los mismos en ambos países, y están dispuestos a suscribir un acuerdo vinculante, ambos propietarios podrán maximizar los beneficios totales de la forma indicada en el apartado III, repartiéndose los rendimientos de forma negociada.

La situación más interesante (y realista) surge cuando los parámetros económicos son distintos. La situación puede deberse a diferencias en los precios, en los tipos de descuento, en los costes de la actividad o en la tecnología de pesca.

El resultado del juego cooperativo dependerá de que las participaciones en las capturas sean constantes o no a lo largo del tiempo y de que se permitan o no pagos adicionales. Consideremos en primer lugar el caso de que se consientan los pagos adicionales, pudiendo variar las participaciones. Cuando los parámetros económicos difieren, esto implica que ambos países asignan distinto valor al correspondiente recurso. Si el precio del pescado está más alto en el país 1 que en el país 2 (y no existe comercio de pescado), o el coste por unidad capturada, o bien el tipo de descuento son menores en el país 1, este último asignará mayor valor al recurso que el país 2. En caso de existir una gestión cooperativa, con un acuerdo vinculante, el país 1 sería el único administrador del recurso, ya que se lo compraría al país 2. Esto es posible debido a que el recurso tiene más valor para el país 1 que para el país 2. En palabras de Munro, esta situación representaría el *optimum optimorum*.

En el mundo real, normalmente los pagos adicionales no están permitidos, mientras que las participaciones en las capturas suelen ser constantes a lo largo del tiempo, es decir, se basan en registros históricos de capturas, o en la distribución de los recursos marinos entre las ZEE de ambos países.

Munro analiza detalladamente aquella situación en que los tipos de descuento de ambos países son diferentes (suponiendo que sean idénticos los precios y los costes de la actividad). Cuando se trata de una gestión cooperativa, con acuerdo vinculante, el nivel óptimo de compromiso de la población marina resulta ser una función del tiempo. El país cuyo tipo de descuento es superior da preferencia al futuro inmediato, por encima del futuro más lejano, mientras que en el

país con el tipo de descuento menor ocurre lo contrario. A largo plazo, el nivel óptimo de compromiso de la población marina se aproxima asintóticamente al nivel óptimo del país con un menor tipo de descuento.

Cuando no se permiten pagos adicionales, y los porcentajes de capturas son fijos a lo largo del tiempo, tales circunstancias pueden considerarse como restricciones del problema de optimización. Por consiguiente, el resultado será ahora peor que en el *optimum optimum* descrito anteriormente.

En circunstancias más complicadas respecto a la teoría de juegos, en las que no existen acuerdos vinculantes, las posibilidades de alcanzar un equilibrio estable son algo más dudosas (ver Kaitala, 1985, sobre la gestión cooperativa y las consecuencias de los acuerdos no vinculantes). Sin embargo, incluso en estos casos puede existir una solución de equilibrio negociada. En cualquier caso, una conclusión fundamental de la teoría económica sobre los recursos transfronterizos consiste en que las partes implicadas siempre resultan más beneficiadas en caso de una solución negociada que cuando existe acceso libre.

A pesar de la importancia que tienen las cuestiones transfronterizas, son pocas las aplicaciones empíricas realizadas hasta ahora. Munro (1991b) describe los problemas que se presentan en la explotación de los bancos de atún tropical y de salmón del Pacífico, especies muy valiosas y de carácter migratorio. Ambos constituyen excelentes ejemplos de los problemas relacionados con la gestión cooperativa de la fauna marina. Esto es particularmente perceptible en el caso del atún tropical, que se encuentra en las ZEE de varios países insulares del Pacífico, estando su explotación en manos de países con industria pesquera oceánica. Munro describe las circunstancias que rodean el caso, es decir, los problemas que afectan tanto a los propietarios como a los pescadores, las negociaciones subsiguientes y los acuerdos suscritos. Describe asimismo la forma en que estas naciones insulares del Pacífico se vieron grandemente beneficiadas por la ampliación de la jurisdicción de pesca. Después de revisar estos casos, el estudio concluye con una nota de optimismo. Se trata de ejemplos que demuestran la posibilidad de una gestión cooperativa de las zonas de pesca mutuamente beneficiosa, a pesar de que las

partes implicadas parecían enfrentarse con enormes obstáculos para la negociación.

El análisis de Armstrong y Flaaten (1991) se sitúa en el marco de una especie transfronteriza explotada por dos países, Noruega y la Unión Soviética, los cuales comparten los bancos de bacalao de las regiones noruegas del Artico. Dicha especie debe ser compartida a causa de su carácter migratorio durante el ciclo de vida. Mientras que los caladeros de alevines y de peces jóvenes se hallan principalmente dentro de la jurisdicción de las zonas de pesca soviéticas, las zonas de desove están casi exclusivamente en aguas de Noruega. Se carece de un modelo explícito de su comportamiento migratorio. En lugar de ello, se ha definido la explotación en términos transfronterizos, utilizando un modelo de planteamiento negociador debido a Munro. Basándose en los parámetros económicos de ambos países, los autores concluyen que los acuerdos a los que finalmente llegaron Noruega y la Unión Soviética eran razonablemente eficientes, ajustándose básicamente a las predicciones de la teoría de Munro.

Como hemos señalado, la línea divisoria entre recursos transfronterizos y migratorios puede no estar perfectamente definida. Mientras que la gestión de los recursos transfronterizos ha sido objeto de mucha atención por parte de la literatura especializada (ver también Levhari y Mirmam, 1980), no puede decirse lo mismo de los recursos de carácter migratorio. Las consecuencias de las migraciones es posible que impongan refinamientos o modificaciones al modelo transfronterizo.

Arnason (1991) analiza la explotación de especies migratorias. El comportamiento migratorio significa que las condiciones para la captura varían a lo largo del tiempo, aunque la biomasa permanece constante. Esta situación se caracteriza consecuentemente por la falta de autonomía, con lo que aumenta la complejidad del problema de optimización de las capturas. Entre otras cosas, Arnason demuestra que, cuando existen migraciones continuadas, el nivel óptimo de la población marina no converge por lo general hacia un nivel constante de equilibrio. Por otra parte, no parece que sea fácil disponer de las características genéricas de la naturaleza de la biomasa, o de rutas de pesca óptimas. La situación es todavía menos abordable cuando la especie migratoria se traslada periódicamente de una ZEE

a otra. En tales casos, las naciones afectadas se enfrentan periódicamente con intervalos de tiempo en que su acceso al recurso está bloqueado, al tiempo que sus competidores pueden acceder libremente al mismo. Es evidente que esto plantea una situación muy compleja desde el punto de vista de la teoría de juegos.

Parece ser que las investigaciones ulteriores en este terreno estarán encaminadas a estudiar la gestión de los recursos migratorios, y a realizar análisis empíricos de la explotación de los recursos, tanto transfronterizos como migratorios.

VI.3. *Cuotas Individuales Transferibles (CIT)*

La ampliación de la jurisdicción de pesca (AJP), así como el establecimiento de la ZEE de 200 millas, han implicado el que la mayor parte de los bancos de pesca se encuentren actualmente bajo el control de los países ribereños. La AJP proporciona una nueva base para la gestión de las zonas de pesca, y es susceptible, en potencia, de importantes mejoras, aunque éstas no se hayan llevado a efecto hasta la fecha.

Cuando se trata de poblaciones marinas sujetas al control exclusivo de un país costero, este último dispone de la plena capacidad para su administración. Básicamente es su único propietario, por lo que podrá optimizar el uso del recurso en la forma contemplada en el apartado III. Cuando se trata de recursos transfronterizos, los países intervinientes se convierten conjuntamente en su único propietario, y pueden cooperar en el terreno de la gestión del recurso. Esta cooperación puede revestir la forma de la creación de una TAC conjunta para la población marina, la cual se dividirá, a su vez, en cuotas nacionales. El estado costero tendrá así pleno control sobre su parte de la TAC. Este es el sistema que prevalece, por ejemplo, en la administración de los recursos compartidos en el Atlántico Nordeste.

Con otras palabras, cabe imaginar que la gestión de las zonas de pesca se realice en dos fases. Primero se define la TAC mediante un procedimiento de optimización (ver el apartado III). A continuación

se asignan las cuotas entre los pescadores, de manera tal que se garantice la eficiencia en las capturas, al objeto de evitar el problema de propiedad común de la Clase II examinado anteriormente. La eficiencia en las capturas es condición necesaria para la conservación de la renta generada por los recursos.

La cuota individual transferible (CIT) confiere derecho a pescar unas determinadas cantidades durante un cierto período. La CIT es divisible, y puede ser transferida en un mercado de cuotas, por lo que debe ser considerada como un derecho privado de propiedad. En realidad, hay que interpretarlo como derecho a una determinada fracción del exceso de *producción* obtenido de una determinada población marina, pero no a la población en sí misma.

A lo largo del tiempo, la mayor parte de los recursos naturales, que originalmente se habían caracterizado por el libre acceso, han pasado a manos privadas. Si no ocurrió esto con la fauna marina en épocas más remotas, fue porque no parecía posible atribuir derechos de propiedad sobre los peces, ya que, por un lado, se creía que los recursos pesqueros eran inagotables, y además no había forma de exigir el cumplimiento de tales derechos (Grotius, 1908: citado por Christy y Scott, 1965, pág. 155). Con la tecnología moderna, sin embargo, es posible llegar al agotamiento de muchos de los bancos de pesca. Los modernos equipos de vigilancia permiten, por otra parte, comprobar el cumplimiento de las leyes mucho mejor que en el pasado, aunque se trata de un problema que sigue revistiendo suma gravedad en lo referente a la administración de muchas zonas de pesca.

Los cambios ocurridos en las últimas décadas se caracterizan, por consiguiente, por dos fases distintas. En la primera de ellas, en virtud del Derecho del Mar, los derechos de propiedad sobre los bancos de pesca fueron asignados a los Estados ribereños. En la segunda fase, una serie de países, como Nueva Zelanda, Australia, Canadá e Islandia, han «privatizado» algunos de sus recursos mediante la creación de CIT, con vistas a asegurar la eficiencia en las capturas. Se trata de un cambio institucional radical, que permitirá hacer de la administración de las zonas de pesca algo «similar» a la de otros recursos naturales, como, por ejemplo, la silvicultura.

Desde una perspectiva de gestión, es posible alcanzar objetivos importantes a base de un sistema combinado TAC-CIT (9). En primer lugar, un país puede lograr, estableciendo la TAC, un nivel de capturas sostenible que maximice los beneficios económicos netos derivados de la zona de pesca. En segundo lugar, al introducir una cuota de capturas para cada pescador, el problema de incentivos con que este último se enfrenta deja de ser la acción de la competencia, para transformarse en la minimización de los costes. Incluso a corto plazo, sin ningún otro cambio institucional, contribuiría a mejorar la eficiencia en las capturas. Sin embargo, la posibilidad de transferir las cuotas hará que los barcos encuentren, con el tiempo, el nivel de actividad capaz de minimizar sus costes de captura a largo plazo, siempre que las cuotas tengan la duración suficiente para permitir inversiones a largo plazo en bienes de capital. De esta forma, las cuotas mejorarán la eficiencia en las capturas, tanto a corto como a largo plazo, aunque los beneficios importantes solamente se conseguirán a largo plazo.

Otra de las finalidades consiste en alcanzar los objetivos de la administración con el mínimo coste. En cierto sentido, las CIT permiten que la ejecución de los acuerdos sobre zonas de pesca sea, en buena parte, responsabilidad de la propia industria.

Desde el punto de vista de los pescadores, las CIT permiten cierta flexibilidad en cuanto a las especies marinas a capturar. Además de esto, facilitan el ingreso y la salida de la zona de pesca, lo cual es otro de los requisitos previos para la eficiencia en las capturas.

VII. CONCLUSIONES

En este trabajo se analiza el conjunto de los recursos pesqueros internacionales. Una visión de conjunto de las zonas de pesca mundiales muestra que las capturas han ido en aumento durante las dos

(9) Aquí se supone, básicamente, que la optimización económica tiene lugar mediante un procedimiento en dos fases. Amason (1989) analiza la forma en que las CIT pueden alcanzar ambos objetivos de forma simultánea.

últimas décadas, aunque la naturaleza impone sus límites a una mayor expansión. El consumo de pescado per cápita ha crecido en países como Japón y Estados Unidos. Los cambios en los hábitos del consumidor han favorecido un mayor consumo de pescado en varios países, y el crecimiento de la población llevará también a desplazamientos de la demanda.

Se pasa revista asimismo a la gestión óptima de un recurso pesquero, contrastándola con la explotación en régimen de propiedad común. La propiedad común parece implicar la sobreexplotación de la población marina, empleándose cantidades excesivas de capital y de mano de obra en las zonas de pesca, debido a factores externos a la población marina, en concreto el hecho de que los distintos pescadores no tienen en cuenta los efectos de sus capturas sobre los demás. En una zona de pesca gestionada de forma óptima, estas externalidades se convierten en factores internos. Se demuestra asimismo que el modelo de explotación como propiedad común puede ser ampliado al caso en que un recurso pesquero sea explotado por varios países, y no por varios pescadores.

Otro de los problemas relacionados con la explotación en régimen de propiedad común es el de la eficiencia en las capturas. Se ha podido observar que la introducción de cuotas de captura, en ausencia de regulación, conduce a un exceso de capacidad en la flota, siendo ésta otra de las formas en que se malgasta la renta generada por el recurso.

En la década de 1970 se introdujeron importantes cambios institucionales en relación con la gestión de las zonas de pesca. La ampliación de la jurisdicción de pesca tras la introducción de las zonas económicas exclusivas de 200 millas ha dado lugar en la actualidad a que la mayor parte de los recursos de pesca se hallen bajo el control de los países costeros. Sin embargo, el régimen de propiedad común sigue siendo el aplicado para la utilización de los bancos de pesca de las ZEE de la mayoría de los países, si bien se plantean problemas especiales con las especies transfronterizas y migratorias. Las cuotas individuales transferibles, introducidas por varios países, representan una fórmula que permite evitar los problemas de propiedad común que afectan al país costero.

BIBLIOGRAFIA

ARMSTRONG, C. y FLAATEN, O. (1991). *The Optimal Management of a Trans-boundary Fish Resource: The Arcto-Norwegian Cod Stock*. En R. Arnason y T. Bjørndal (editores): *Essays on the Economics of Migratory Fish Stocks* (137-152).

ARNASON, R. (1988). *Minimum Information Management with the Help of Catch Quotas*. En P. A. Neher, R. Arnason y N. Mollet (Eds.): *Rights Based Fishing* (215-241).

ARNASON, R. (1991). *On Optimal Harvesting of Migratory Species*. En Arnason y T. Bjørndal (Eds.): *Essays on the Economics of Migratory Fish Stocks* (21-40).

ARNASON, R. y BJØRNDAL, T. (1991). *Essays on the Economics of Migratory Fish Stocks*. Berlín: Springer-Verlag.

BJØRNDAL, T. y CONRAD, J. M. (1987). *The Dynamics of an Open Access Fishery*. Canadian Journal of Economics, 20 (74-85).

BJØRNDAL, T. (1987). *Production Economics and Optimal Stock Size in an Atlantic Fishery*. The Scandinavian Journal of Economics, vol. 89 (2) (145-164).

BJØRNDAL, T. (1988). *The Optimal Management of North Sea Herring*. Journal of Environmental Economics and Management, 15 (9-29).

BJØRNDAL, T. (1989). *Introduction to Bioeconomic Modelling*. Bergen: Institute of Fisheries Economics, Norwegian School of Economics and Business Administration. Papers on Fisheries Economics, n.º 33.

CLARK, C. W. y MUNRO, G. R. (1975). *The Economics of Fishing and Modern Capital Theory: A Simplified Approach*. Journal of Environmental Economics and Management, 2 (92-106).

CLARK, C. (1976). *Mathematical Bioeconomics*. Nueva York, Wiley.

CLARK, C. (1980). *Restricted Access to Common Property Fishery Resources: A Game-Theoretic Analysis*. En P. Liu (Ed.): *Dynamic Optimization and Mathematical Economics*. Nueva York: Plenum Press.

CHRISTY, F. T. y SCOTT, A. D. (1965). *The Common Wealth in Ocean Fisheries*. Baltimore: The John Hopkins Press.

CRUTCHFIELD, S. R. (1983). *A Bioeconomic Model of an International Fishery*. Journal of Environmental Economics and Management, 10 (310-328).

DASGUPTA, P. S. y HEAL, G. M. (1979). *Economic Theory and Exhaustible Resources*. Cambridge: Cambridge University Press.

ECKERT, R. D. (1979). *The Enclosure of Ocean Resources: Economics and the Law of the Sea*. Stanford: Hoover Institution Press.

GORDON, H. SCOTT (1954). *The Economic Theory of a Common Property Resource: The Fishery*. Journal of Political Economy, 62 (124-142).

GULLAND, J. A. (1977). *Fish Population Dynamics*. Nueva York: Wiley.

GULLAND, J. A. (1979). *Some problems of the Management of Shared Stocks*. FAO Fisheries Technical Paper, n.º 206.

KAITALA, V. T. (1985). *Game Theory Models of Dynamic Bargaining and Contracting in Fisheries Management*. Helsinki: Instituto de Matemáticas, Universidad Tecnológica de Helsinki.

LEVHARI, D. y MIRMAMA, L. J. (1980). *The Great Fish War: An Example Using a Dynamic Cournot-Nash Solution*. *Bell Journal of Economics*, 11 (322-334).

MCKELVEY, R. (1983). *The Fishery in a Fluctuating Environment: Coexistence of Specialist and Generalist Fishing Vessels in a Multipurpose Fleet*. *Journal of Environmental Economics and Management*, 10 (287-309).

MCRAE, D. y MUNRO, G. R. (1989). *Coastal State Rights Within the 200-Mile Exclusive Economic Zone*. En P. A. Neher; R. Arnason y N. Mollett (Eds.): *Rights Based Fishing* (97-111).

MUNRO, G. R. (1979). *The Optimal Management of Transboundary Renewable Resources*. *Canadian Journal of Economics*, 12 (355-376).

MUNRO, G. R. y SCOTT, A. D. (1984). *The Economics of Fisheries Management*. Vancouver: Departamento de Economía, Universidad de Columbia Británica, documento para discusión (84-09).

MUNRO, G. R. (1990). *The Optimal Management of Transboundary Fisheries: Game Theoretic Considerations*. *Natural Resource Modelling*, 4 (403-426).

MUNRO, G. R. (1991a). *The Management of Transboundary Fishery Resources: A Theoretical Overview*. En R. Arnason y T. Bjørndal (Eds.): *Essays on the Economics of Migratory Fish Stocks* (7-20).

MUNRO, G. R. (1991b). *The Management of Migratory Fish Resources in the Pacific*. En R. Arnason y T. Bjørndal (Eds.): *Essays on the Economics of Migratory Fish Stocks* (85-106).

NEHER, P. A.; ARNASON, R. y MOLLETT, N. (1989). *Rights Based Fishing*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

ROTSCHILD, B. J. (1977). *Fishing Effort*. En J. A. Gulland (Ed.): *Fish Population Dynamics*.

SCOTT, A. D. (1955). *The Fishery: The objectives of Sole Ownership*. *Journal of Political Economy*, 63 (116-124).

WILEN, J. E. (1976). *Common Property Resources and the Dynamics of Overexploitation: The Case of North Pacific Fur Seal*. Vancouver: Departamento de Economía, Universidad de Columbia Británica. Documento sobre recursos, n.º 3.

RESUMEN

En este artículo se analiza la gestión de las zonas de pesca internacionales como recursos de propiedad común. Se ofrece una sucinta visión de conjunto de las capturas y del consumo mundiales de pescado durante las dos últimas décadas, y se examina la gestión óptima de los recursos pesqueros. Se desarrolla asimismo un modelo bioeconómico para la explotación de los recursos de pesca de propiedad común, haciéndolo extensible a aquellas situaciones en las que dichos recursos son explotados por varios países. Se tienen en cuenta las ineficiencias económicas derivadas de la explotación en régimen de propiedad común. Finalmente se examina la administración de las zonas pesqueras después de la ampliación de la jurisdicción de pesca.

RESUME

Dans cet article il est analysé la gestion des zones de pêche internationales en tant que ressources de propriété commune. Il y est offert une vision succincte d'ensemble des captures et de la consommation mondiales de poisson pendant ces deux dernières décades, et il y est examiné la gestion optimale des ressources de la pêche. Par ailleurs, il est développé un modèle bioéconomique en vue de l'exploitation des ressources de la Pêche de propriété commune pouvant être également appliqué aux situations dans lesquelles ces ressources sont exploitées par plusieurs pays. Il est tenu compte des inefficiences économiques résultant de l'exploitation en régime de propriété commune. Finalement, il est étudié l'administration des zones de pêches après l'élargissement de la juridiction de pêche.

SUMMARY

This paper analyses, the management of international fishing grounds as common property resources. A brief overview of worldwide captures and fish consumption over the last few decades is given, and the optimum management of fishery resources is examined. In addition, a bioeconomic model is developed for the exploitation of common property fishery resources, which can be extended to situations in which such resources are exploited by several countries. The economic inefficiencies arising from exploitation under a common property system are taken into account. Finally, the administration of fishing grounds after the extension of fishing rights is examined.

