

**UNIVERSIDAD DE CANTABRIA**

**DEPARTAMENTO DE CIENCIAS Y TÉCNICAS DE LA  
NAVEGACIÓN Y DE LA CONSTRUCCIÓN NAVAL**



**TESIS DOCTORAL**

**METODOLOGÍAS PARA EL ANÁLISIS  
ECONÓMICO DEL SECTOR PESQUERO:  
UNA APLICACIÓN A CANTABRIA**

***Doctorando:***

***José Ramón San Cristóbal Mateo***

***Director:***

***Dr. D. Carlos Ángel Pérez Labajos***

***Profesor Titular de Universidad***

***Santander, junio de 2004***



## ***AGRADECIMIENTOS***

El camino que he recorrido hasta la culminación del trabajo que presento ha sido largo y duro. Durante ese dilatado tiempo he tenido la fortuna de ser dirigido por el Dr. Pérez Labajos. Sus claras orientaciones y profundos análisis han sido fundamentales y determinantes en la elaboración y culminación del mismo. Nunca olvidaré su constante apoyo profesional y su entrañable calidad humana.

Asimismo, quiero expresar mi más sincero agradecimiento a la colaboración prestada por las siguientes personas y entidades, sin cuya ayuda, hubiese sido imposible desarrollar el trabajo que se presenta.

Dña. Beatriz Blanco Rojo, tuvo una colaboración intensa. Sus opiniones, valiosas críticas y el intenso intercambio de ideas han sido determinantes para la elaboración del trabajo que presentamos.

D. Tomás Martín, me orientó y ayudó de forma decisiva en el estudio de la dinámica de poblaciones.

D. Máximo Azofra Colina, hizo comentarios a la primera versión del trabajo que han sido tenidos en cuenta y, sin duda, han colaborado de forma importante en el enriquecimiento final del mismo.

A los miembros de la Dirección General de Pesca y Alimentación del Gobierno de Cantabria por su estrecha colaboración y ayuda:

Francisco J. García de Muro Merino

Belén Escudero Martín

Paloma Lanuza Alonso

Amalia Mazorra Ruescas

María Isabel Castro Barriales

Ángel González Herro

Especialmente a D. Fernando Torrontegui Mirones, Director General de Pesca, y D. Julio Teodoro González Vega, Jefe del servicio de Actividades Pesqueras, por sus orientaciones y opiniones sobre algunos aspectos del trabajo. Su visión de grandes expertos del sector ha sido de gran valor en la investigación desarrollada.

A la Secretaría General de Pesca, del Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, del Gobierno de España y especialmente a Dña. María Dolores Maldonado Bianchi, por su valiosa ayuda.

A D. Carlos Montans, Director General de Puertos del Gobierno de Cantabria, por su valiosa colaboración.

A todo el sector pesquero de bajura y altura de Cantabria y especialmente a las Cofradías, armadores y pescadores.

A La federación de cofradías de Cantabria y especialmente a D. Enrique Paz por su incondicional ayuda.

A todos mis compañeros de la Escuela Técnica Superior de Náutica de Santander, por su cordial amistad y magnífico ambiente de trabajo tan necesario, y especialmente a su Director D. Juan José Achútegui Rodríguez por su constante apoyo.

A todos mis compañeros del Departamento de Ciencias Y Técnicas de la Navegación y de la Construcción Naval, por su aliento y apoyo, y especialmente al Director D. Marcelino Sobrón Iruretagoyena, Subdirector D. Francisco José Sánchez de la Campa y Administrador D. José Luis Valle.

A mi mujer, mis padres y hermanos en prueba de afecto y reconocimiento por el poco tiempo que he podido compartir con ellos.

A ellos quiero reiterar toda mi gratitud

# ÍNDICE

## CAPÍTULO 1: ORGANIZACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

1.1.	Planteamiento .....	13
1.2.	Antecedentes y Objetivo Científico.....	15
1.2.1	Antecedentes .....	15
1.2.2	Objetivo Científico .....	19
1.3.	Plan de trabajo .....	20

## PARTE I: MODELOS BIOECONÓMICOS PESQUEROS

### CAPÍTULO 2: MODELOS EXPLICATIVOS DE LA DÍNAMICA DE POBLACIONES

2.1.	Introducción .....	25
2.2.	Los Modelos Unidimensionales.....	28
2.2.1.	El modelo Exponencial .....	29
2.2.2.	Crecimiento Logístico .....	31
2.2.3.	Dispensación.....	37
2.2.4.	El modelo de Gompertz.....	38
2.2.5.	El modelo Von Bertalanffy.....	39
2.2.6.	El modelo de Beveron y Holt .....	42
2.3.	Los Modelos Bidimensionales .....	48
2.3.1.	El modelo de Lotka Volterra .....	49
2.3.2.	El modelo de Brock-Riffenburgh .....	53
2.3.3.	El modelo de Ludwig .....	55
2.4.	Modelos de interacción con más de dos especies.....	56
2.5.	Modelos de difusión.....	57

## **CAPÍTULO 3:    MODELOS APLICADOS A LA EXPLOTACIÓN DE RECURSOS RENOVABLES**

3.1.	Introducción .....	61
3.2.	La actividad pesquera sobre el modelo logístico.....	61
3.2.1.	La tasa de capturabilidad $q$ o el coeficiente tecnológico .....	65
3.2.2.	El Máximo Rendimiento Sostenible.....	66
3.2.3.	Tres niveles de esfuerzo.....	68
3.2.4.	La ley de rendimientos marginales decrecientes.....	76
3.3.	El modelo de Producción generalizada de Pella y Tomlison .....	80
3.4.	El modelo exponencial .....	82
3.5.	La actividad pesquera sobre el modelo Beverton y Holt .....	84
3.6.	El nuevo enfoque de gestión de los ecosistemas.....	91

## **PARTE II: GESTIÓN DE LA ACTIVIDAD PESQUERA**

### **CAPÍTULO 4.    LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS PESQUEROS**

4.1.	Introducción .....	95
4.2.	Orígenes de la gestión pesquera.....	95
4.3.	La gestión pesquera tras la Segunda Guerra Mundial .....	97
4.4.	La gestión pesquera en la actualidad .....	101
4.4.1.	El estado de los recursos marinos.....	102
4.4.2.	La valoración de los stocks .....	106
4.4.3.	La gestión en un ambiente fluctuante, de incertidumbre y aleatorio.....	108
4.5.	Los instrumentos o herramientas en la gestión pesquera .....	110
4.5.1.	Las pesquerías share managed .....	110
4.5.2.	Los Derechos de Propiedad .....	111
4.5.3.	Las Cuotas Individuales Transferibles (ITQs) .....	113
4.5.4.	El co-management.....	116
4.5.5.	Las reservas marinas.....	119
4.5.6.	Consejos para una gestión efectiva de las pesquerías.....	121

## **CAPÍTULO 5. POLÍTICA PESQUERA**

5.1.	Introducción .....	125
5.2.	La Política Pesquera mundial.....	127
5.2.1	La NAFO .....	129
5.2.2.	Los organismos de gestión de los túnidos .....	132
5.2.3.	La NEAFC .....	133
5.2.4.	La Comisión Internacional Ballenera (IWC) .....	134
5.3.	Política en la UE .....	137
5.3.1.	Acceso a las aguas, comercio y gestión de los recursos .....	141
5.3.2.	Organización Común de Mercados .....	153
5.3.3.	Política Estructural.....	156
5.3.4.	La Política Pesquera y las relaciones con terceros países.....	160
5.3.5.	El Libro Verde.....	162
5.4.	Política Pesquera en España y en la Comunidad Autónoma de Cantabria.....	164

## **PARTE III: ANÁLISIS ECONÓMICO DEL SECTOR PESQUERO CÁNTABRO**

### **CAPÍTULO 6. METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS ECONÓMICO DEL SECTOR PESQUERO**

6.1.	Introducción: hacia un nuevo enfoque metodológico integral para el análisis económico de la actividad pesquera.....	169
6.2.	Modelo de Producción pesquera regional.....	171
6.2.1.	Variables determinantes de la producción pesquera .....	171
6.2.2.	Formalización de un modelo de producción pesquera regional sostenible a corto plazo .....	173
6.2.3.	El Esfuerzo pesquero .....	176

6.3.	Modelo de demanda regional del sector pesquero.....	180
6.3.1.	Aproximación al análisis Input-Output regional.....	181
6.3.2.	El modelo Input-Output de demanda.....	191
6.3.3.	Formalización de los impactos regionales del sector pesquero.....	197
6.4.	Análisis de desigualdad del sector pesquero.....	200
6.4.1	Una aproximación a la curva de Lorentz y al índice de Gini.....	200
6.4.2.	Indicadores tecnológicos.....	203
6.4.3.	Indicadores de productividad.....	208

## **CAPÍTULO 7.      MODELOS DE PRODUCCIÓN PESQUERA A CORTO                           PLAZO DE CANTABRIA**

7.1.	Introducción.....	217
7.2.	Determinación del esfuerzo pesquero y la producción de la flota de arrastre de Cantabria.....	217
7.3.	Modelos de producción pesquera ETRB a corto plazo de Cantabria.....	220
7.3.1.	Modelo ETRB-I (Nivel de actividad 1).....	220
7.3.2.	Modelo ETRB-II (Nivel de actividad 2).....	222
7.3.3.	Modelo ETRB-III (Nivel de actividad 3).....	223
7.4.	Modelos de producción pesquera EKW a corto plazo de Cantabria.....	225
7.4.1.	Modelo EKW-I (Nivel de actividad 1).....	225
7.4.2.	Modelo EKW-II (Nivel de actividad 2).....	227
7.4.3.	Modelo EKW-III (Nivel de actividad 3).....	229
	Apéndice 7.1: Formulario de recogida de datos sobre Esfuerzo y Capturas.....	231
	Apéndice 7.2: Estimación de los modelos de producción tipo ETRB.....	232
	Apéndice 7.3: Estimación de los modelos de producción tipo EKW.....	233



## **CAPÍTULO 8.      IMPACTOS DEL SECTOR PESQUERO EXTRACTIVO DE CANTABRIA.**

8.1.	Introducción .....	237
8.2.	Gasto y vectores de consumo del sector pesquero extractivo de Cantabria .....	238
8.2.1	Etapas para determinar el gasto del sector pesquero extractivo.....	238
8.2.2.	Vector de consumo del sector pesquero de bajura de Cantabria.....	240
8.2.3.	Vector de consumo del sector pesquero de altura de Cantabria.....	240
8.3.	Impactos socioeconómicos del sector pesquero de bajura de Cantabria.....	241
8.3.1	Impactos interiores del sector pesquero de bajura de Cantabria.....	241
8.3.2.	Impactos totales del sector pesquero de bajura de Cantabria .....	245
8.4.	Impactos socioeconómicos del sector pesquero de altura de Cantabria.....	249
8.4.1	Impactos interiores del sector pesquero de altura de Cantabria .....	249
8.4.2.	Impactos totales del sector pesquero de altura de Cantabria .....	253
	Apéndice 8.1: Cuestionarios sobre el gasto del sector pesquero extractivo .....	258
	Apéndice 8.2: Multiplicadores de impactos del sector pesquero de bajura.....	261
	Apéndice 8.3: Multiplicadores de impactos del sector pesquero de altura.....	265

## **CAPÍTULO 9.      ANÁLISIS DE DESIGUALDAD DEL SECTOR PESQUERO CÁNTABRO**

9.1.	Introducción .....	271
9.2.	Análisis de desigualdad en la Unión Europea (1990-97).....	272
9.2.1.	Indicadores tecnológicos .....	272
9.2.2.	Indicadores de productividad.....	281

---

9.3.	Análisis de desigualdad en la Unión Europea (1997-02) .....	289
9.3.1.	Indicadores tecnológicos .....	290
9.3.2.	Indicadores de productividad.....	294
9.4.	Análisis de desigualdad entre la Unión Europea y Cantabria entre 1995 y 200 .....	298
9.4.1.	Indicadores tecnológicos .....	299
9.4.2.	Indicadores de productividad.....	302
9.5.	Análisis de desigualdad en España.....	304
9.5.1.	Indicadores tecnológicos .....	305
9.5.2.	Indicadores de productividad.....	312
9.6.	Análisis de desigualdad en Cantabria .....	317
9.6.1.	Indicadores tecnológicos .....	317
9.6.2.	Indicadores de productividad.....	321
	Apéndice 9: Indicadores tecnológicos y de productividad en la UE .....	326
	<b>CONCLUSIONES</b> .....	331
	<b>FUENTES BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	337
	<b>ACRÓNIMOS</b> .....	347

# ***CAPÍTULO 1***

## ***ORGANIZACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN***

**Planteamiento**

**Antecedentes y objetivo científico**

**Plan de Trabajo**



# ***1. ORGANIZACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN***

## **1.1. Planteamiento**

El presente trabajo está destinado a presentar los aspectos más destacados de una labor de investigación desarrollada en los últimos años sobre el tema general de economía pesquera.

El trabajo llevado a cabo en esos años y sus resultados más importantes han sido estructurados en forma de Tesis, según los requerimientos para la obtención del grado de doctor exigidos por las actuales directrices universitarias españolas.

Al hacerlo así, se ha conciliado el objetivo de un trabajo científico, cuyo desarrollo debe ser concreto y por tanto de duración "cierta", dentro de los límites marcados por la Ley, con el objetivo de una investigación cuyo desarrollo y duración son "inciertos" y dependen, en gran medida, del estado del conocimiento científico, de los medios y de la propia dinámica de investigación.

Por ello desde el principio, al hacer el planteamiento general del trabajo, surgieron dos cuestiones. Una relativa a la ciencia y a lo que debe ser en ella la investigación científica y la otra relacionada con la misión de un proyecto de investigación limitado y preciso que, como en el caso de una Tesis Doctoral, constituye el primer, básico y "necesario" trabajo de investigación del profesor universitario que desarrolla dicha actividad como profesión.

Con respecto a los requerimientos de un trabajo científico, Schumpeter (1971) distingue al economista "científico" del resto de la gente que piensa, habla y escribe de economía, por el dominio que éste tiene de técnicas que clasifica bajo tres títulos generales: historia, estadística y teoría. Los tres juntos constituyen lo que llama análisis económico. Posteriormente añade a los grupos de conocimiento un cuarto: la sociología económica.

Este y otros grandes autores de la ciencia económica coinciden al señalar la necesidad de tener una visión unitaria de los fenómenos económicos y de combinar al analizarlos, tanto la especulación teórica como el análisis de los hechos, la medida de

las variables representativas, la búsqueda de relaciones entre variables y la comprobación de dichas relaciones en el mundo real. Sólo así la economía como ciencia podrá ayudar a explicar el porqué de las cosas en el terreno económico y ser útil para la formulación de políticas de actuación y para la toma de decisiones.

Esta interpretación unitaria y práctica de los conocimientos económicos es lo que en la tradición de dicha ciencia se conoce como "economía aplicada". No se trata de mantenerse sólo en el nivel de buscar e imaginar la lógica que rige el comportamiento de los actores económicos, sino de comprobarla, demostrar que lo que de ella se deduce funciona y aplicarla para hacer y resolver. Lo "científico" según Schumpeter coincide con lo práctico y con lo aplicado y es el punto de vista adoptado en esta Tesis.

En lo referente al contenido y a los objetivos de la Tesis, lo primero a reseñar es que la actividad pesquera constituye su área de análisis y estudio, habiéndose aprovechado para la elección de este sector el desarrollo actual de un convenio de colaboración entre el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, del Gobierno de España, la Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca del Gobierno de Cantabria y la Universidad de Cantabria. Dicho convenio pretende la realización de un estudio del IMPACTO DEL SECTOR PESQUERO EN LA ECONOMÍA DE CANTABRIA COMO PARTE DEL DESARROLLO DE UN PLAN INTEGRAL DE LA PESCA Y DE LA ACUICULTURA.

El hilo conductor desarrollado desde las consideraciones teóricas hasta las aplicaciones prácticas puede entenderse como una aportación a la Economía pesquera. Se ha llevado a cabo una revisión general de las teorías que sustentan la evolución de los recursos pesqueros, su explotación y los aspectos institucionales relacionados. Posteriormente, se ha formalizado una metodología de análisis económico integral del sector pesquero y se ha aplicado al ámbito regional de una Comunidad Autónoma: Cantabria.

## **1.2. Antecedentes y Objetivo científico**

### **1.2.1. Antecedentes**

En la prehistoria el pescado ya era una fuente de alimentación (Stewart, 1994). Son numerosos los hallazgos arqueológicos que muestran que el hombre ya pescaba en el bajo paleolítico, hace más de cien mil años. La muestra de pescado, como alimento, más antigua data de unos 380.000 años. La acuicultura en Italia se remonta hasta el siglo V-VI a. de c., cuando los Etruscos la desarrollaban en las lagunas costeras del mar Tirreno. En las cercanías del puerto de Cosa acometieron la explotación hidráulica de un lago de entre 500 y 1.000 ha. (Ardizzone et al., 1988).

Religiones, tabúes, decisiones políticas y creencias han afectado al consumo de pescado. Durante la Edad Media la Iglesia Católica promovió el consumo de pescado ordenando 166 días de ayuno al año, incluyendo 40 días de ayuno estricto por la Cuaresma, durante los cuales estaba permitido el consumo de pescado (Zugarramurdi et al., 1995).

La importancia del papel que tiene el pescado en la alimentación humana quedó de manifiesto durante el siglo XIV, siglo en el que la hambruna atacó a Europa. La plaga que devastó Europa entre 1347 y 1351 afectó a las poblaciones costeras, poblaciones que consumían pescado como fuentes de proteínas y lípidos, en bastante menos intensidad que las poblaciones interiores sometidas a una mayor hambruna y por lo tanto más propensas a la enfermedad.

En general, el pescado y los productos pesqueros han sido fuente de fricción a lo largo de la historia. Los derechos pesqueros constituían a menudo parte los tratados de paz entre los países europeos. El Tratado de Utrech (1713), aunque en principio reconocía a los pescadores españoles el derecho a pescar bacalao y ballenas en Terranova (los vascos habían pescado allí antes de 1550), en la práctica les privó de tal derecho, lo que obligó a los pescadores españoles a buscar alternativas tales como aumentar la pesca y salado en la zona de Galicia y aumentar las importaciones de pescado. Los cambios en las migraciones para el desove del arenque desde el Mar del Norte al Báltico permitieron a la Liga Hanseática la posibilidad de desarrollar la mayor industria pesquera del momento, reemplazando a Dinamarca que previamente había explotado este recurso, situación que duró hasta el siglo XVI cuando el arenque retornó

a desovar de nuevo al mar del Norte. Durante la 2ª mitad del siglo XVII el pescado salado era una de las principales exportaciones británicas hacia Europa, constituyendo el acceso a los mercados del arenque salado una de las principales causas de fricción entre Gran Bretaña y Holanda.

Los recursos pesqueros no presentaron ningún problema hasta finales de la 1ª Guerra Mundial, momento en el que empieza a hacerse patente la sobreexplotación de la platija del mar del Norte, problema que se extiende al resto de las especies durante el período de entreguerras. En este momento surgen los primeros estudios para la gestión de los recursos (Graham, 1935).

Tras la Segunda Guerra Mundial, a pesar de la espectacular recuperación de los stocks como consecuencia de la obligada inactividad, la sobrepesca era ya una evidencia. Es en este momento, en el que un grupo de científicos del laboratorio de Lovestoft en el Reino Unido junto con otros que trabajaban en la Comisión Interamericana del atún tropical, logran desarrollar unos modelos matemáticos que conforman la disciplina denominada “dinámica de poblaciones”, que sirvió de base para la regulación posterior de las pesquerías. A ellos se deben los trabajos de Gordon (1954); Ricker (1954); Schaeffer (1957); Beverton y Holt (1957); Brock y Riffenburgh (1963); y Pella y Tomlison (1969).

Estos modelos se pueden clasificar en dos grandes grupos: los conocidos como modelos analíticos (“*Dynamic Pool*”) y los modelos logísticos o de producción generalizada. Los primeros son del tipo deductivo, en el sentido de que no se derivan de datos estadísticos reales sino que se obtienen de ciertas características biológicas de la pesquería, en este grupo el más representativo es el modelo de Beverton y Holt. Los modelos logísticos son los que se basan en la ecuación de crecimiento logístico, la cual se puede construir a partir de los datos de capturas y esfuerzo de una determinada pesquería, el modelo de Schaeffer es uno de los más característicos de este grupo.

La sobreexplotación de los recursos pesqueros y la conservación de la biodiversidad marina son elementos de una vieja controversia. Dicha sobreexplotación y una creciente actitud avariciosa hacia los recursos quedó patente tras el movimiento general de países como Perú hacia la declaración de la extensión jurisdiccional a las 200 millas.

La gestión pesquera se puede acometer desde dos puntos de vista diferentes: el biológico y el económico.



El enfoque biológico ha sido prácticamente el tradicional. Es el que únicamente toma en consideración los aspectos relacionados con los stocks y las medidas necesarias destinadas a procurar una rápida recuperación de los mismos.

Desde el punto de vista económico, la gestión de los recursos pesqueros se ha basado generalmente en el objetivo de "Máximo Rendimiento Sostenible" derivado del modelo de producción de Schaeffer.

El ejemplo quizás más ilustrativo de la gestión de los recursos marinos y de cómo pueden entrar en conflicto los intereses económicos y biológicos lo constituye la pesca de las ballenas. Clark (1990) nos lo ilustra con un ejemplo sobre la población de la ballena azul de la Antártida. Asumiendo que la población máxima de ballenas equivale a 150.000 individuos y utilizando las conclusiones del modelo de producción de Schaeffer, el rendimiento máximo sostenible es de 2.000 ballenas al año, que sería el que le correspondería a una población igual a la mitad de la población máxima de 75.000 ballenas. Si nos basamos estrictamente en el punto de vista económico buscando la maximización del beneficio y suponiendo que cada ballena tiene un valor medio de 10.000 \$, manteniendo el objetivo biológico de pescar 2.000 ballenas al año, la renta anual obtenida por la pesquería sería de 20 millones de dólares al año. Sin embargo, si asumimos que podemos capturar las 75.000 ballenas en un solo año, la captura y venta de las 75.000 ballenas importaría 750 millones de dólares, que depositados en un banco al 5% de interés rendirían 37,5 millones de dólares anuales, cifra superior a los 20 millones obtenidos con el Máximo Rendimiento Sostenible.

Las dificultades asociadas con la conservación de las ballenas tipifican en muchos sentidos el problema general de la conservación de recursos biológicos. Una regulación basada sólo en aspectos biológicos puede conducir a un régimen de regulación más preocupado por los peces que por los pescadores. Desde el punto de vista económico el propietario de un stock de un recurso natural tiende a ver dicho stock como un activo fijo que espera genere dividendos por encima de la tasa de rentabilidad establecida, de lo contrario el propietario intentará deshacerse de él.

Tampoco hay que olvidar la problemática social que, además de la que se pueda crear por determinadas circunstancias económicas generales, deriva muchas veces de valores de tipo ético y moral que las comunidades estiman como fundamentales.

La gestión de las pesquerías donde los intereses individuales inmediatos no coinciden con el interés colectivo a más largo plazo no es tarea sencilla. El pescador, al no tener una vocación altruista superior a la del resto de los mortales, se siente poco

predispuesto a renunciar a la captura de un pez, sólo en razón de una buena conciencia hacia el prójimo, sobre todo si sabe que después ese pez será pescado por su competidor, menos escrupuloso que él.

Una pesquería sometida a un régimen de sobrepesca intenso, puede seguir siendo rentable para aquellos que la explotan. Estos se opondrán a cualquier medida de regulación que se quiera establecer, ya que éstas siempre tenderán a imponer restricciones sobre la cantidad de pesca ejercida en la zona. Cuando se imponen medidas restrictivas el argumento es siempre que un sacrificio hecho ahora se verá recompensado por un beneficio en el futuro. No obstante, si no se asegura que los que hoy hacen el sacrificio sean los destinatarios directos del beneficio futuro, las posibilidades de éxito de esa política son francamente escasas.

El objetivo para alcanzar la pesca sostenible y promover la conservación de los recursos consiste, por un lado, en sensibilizar a los pescadores sobre la necesidad de respetar determinadas reglas y, por otro, en establecer barreras divisorias que se apliquen de forma suficientemente equitativa para garantizar que ese pez que no van a pescar, no va a ser la presa de otros pescadores.

Conseguir un equilibrio entre los intereses a corto plazo de los pescadores y la necesidad de preservar el recurso que les hace vivir no es tarea fácil. El resultado ha sido, a menudo, un drástico aumento en la capacidad de las flotas pesqueras, presionando excesivamente tanto a los stocks de los recursos como a las autoridades responsables de la gestión.

La pesca es una actividad fundamental en el funcionamiento de las economías modernas, pero paradójicamente está sometido a una permanente contradicción. Por un lado la creciente demanda de alimentos para una población en constante aumento. Por otro la falta de aceptación social de sus externalidades negativas, principalmente las relacionadas con la sobreexplotación de los recursos y el deterioro del medio ambiente. Se trata de dos necesidades antagónicas que precisan se conciliadas. Por ello, uno de los principales retos a los que se enfrenta la sociedad moderna es desarrollar un sistema de gestión de los recursos pesqueros sostenible, desde el punto de vista biológico, medioambiental, económico y social.

La gestión de los recursos es un proceso complejo que requiere un análisis multidisciplinar amplio. Ello supone no sólo preservar los recursos, sino también procurar una actividad sostenible para el sector económico que los explota. Es necesario analizar los factores socioeconómicos e institucionales que afectan al desarrollo del

sector pesquero, que permitan determinar los niveles sostenibles de producción, renta y empleo regionales; así como garantizar una aplicación equitativa tanto de ayudas como de medidas restrictivas, que impidan un reparto y desarrollo desigual de las flotas de las regiones y países afectados.

De acuerdo con lo indicado anteriormente, son numerosas las publicaciones que avalan de forma incuestionable la trascendencia del sector pesquero en la actividad económica regional, aunque de forma cualitativa. Sin embargo, desde el punto de vista cuantitativo son escasos los trabajos publicados que evalúen la magnitud de dicha trascendencia en cuanto a los impactos socioeconómicos que dicha actividad pudiera originar en la economía regional (Xunta de Galicia, 2003). Asimismo no se conocen modelos que expliquen el comportamiento de la actividad pesquera aplicable a todas las regiones y tampoco indicadores con los que evaluar las diferencias, tecnológicas y productivas, que pudieran darse con otros sectores pesqueros.

Teniendo en cuenta lo indicado anteriormente se procedió a plantear el objetivo del presente trabajo de investigación, que formalizamos en el epígrafe siguiente.

### **1.2.2. Objetivo científico**

Formalizar una metodología para el análisis económico del sector pesquero y, empíricamente, determinar para Cantabria modelos que expliquen el comportamiento de la flota extractiva, multiplicadores que midan su impacto socioeconómico en la economía regional e indicadores de desigualdad que evalúen sus diferencias con otros sectores pesqueros.

En el centro de ese proceso vertical de integración de los conocimientos se encuentra la labor genuina de investigación planteada en la forma clásica de preguntas a contestar, entre las que destacamos:

¿Qué modelos son los que rigen la dinámica de poblaciones en general y la de los recursos pesqueros en particular? ¿Cuáles de ellos han sido utilizados para la explotación de los recursos pesqueros?

¿Cuáles son los orígenes de la gestión pesquera? ¿Con qué herramientas disponemos para su correcta ejecución? ¿Cuáles son los fundamentos sobre los que

descansa la Política Pesquera Común? ¿Cómo se gestionan en el ámbito internacional las especies migratorias?

¿Qué variables determinan el comportamiento del sector pesquero de Cantabria? ¿Hacia donde puede evolucionar en un futuro? ¿Existe la posibilidad de aplicar un modelo específico de gestión? ¿La actividad pesquera puede ser sostenible?

¿Qué aporta el sector pesquero de Cantabria al PIB regional? ¿qué efectos origina el sector sobre la producción interior?, ¿en qué medida el sector pesquero de Cantabria arrastra a otros sectores económicos regionales?, ¿cómo afecta al empleo regional?

¿Cómo se encuentra la flota pesquera de Cantabria en los ámbitos interregional, nacional y supranacional, en cuanto a tecnología, productividad y financiación?, ¿existe desigualdad en dichos ámbitos? ¿Cómo evoluciona la situación a lo largo del tiempo: disminuye o se incrementa?

La "curiosidad científica" o búsqueda de respuestas a los fenómenos planteados ha sido el motor que ha impulsado la presente investigación.

### **1.3. Plan de trabajo**

Con el fin de alcanzar los objetivos propuestos, se elaboró un plan de trabajo cuyos resultados finales se han formalizado en tres grandes bloques, 9 capítulos, un apartado de conclusiones, otro de referencias bibliográficas, y un índice de acrónimos.

En un primer bloque denominado **MODELOS BIOECONÓMICOS PESQUEROS** analizamos los principales modelos que explican la dinámica de las poblaciones y su evolución, tanto si lo hacen de forma independiente, sin interaccionar con otras, o cuando esta evolución está ligada a la de otras especies (Capítulo 2). Posteriormente, estudiamos cuales han sido las principales aplicaciones de estos modelos a la explotación de los recursos renovables. En tal sentido, analizamos como evolucionan las especies cuando las sometemos a la actividad pesquera y como podemos conseguir su máximo rendimiento al tiempo que mantenemos su equilibrio (Capítulo 3).

En un segundo bloque denominado **GESTIÓN DE LA ACTIVIDAD PESQUERA** realizamos un recorrido por la historia de la gestión de las pesquerías,

desde sus orígenes hasta nuestros días. Analizamos el estado de los recursos, como se valoran los stocks, cuáles son las principales herramientas e instrumentos que disponemos para su gestión (Capítulo 4). Seguidamente abordamos el análisis de la Política Pesquera. En el ámbito mundial, estudiamos el papel que algunos de los principales organismos internacionales han tenido en la gestión de los recursos pesqueros en general y en las especies migratorias en particular. En el ámbito de la Unión Europea nos centramos en los pilares básicos sobre los que se asienta. Estudiamos como gestiona los recursos, como controla el acceso a sus aguas, como es su política de mercados, cuáles son los objetivos de su política estructural y las relaciones con terceros países. Por último, analizamos la Política Pesquera a nivel nacional y autonómico (Capítulo 5).

En el tercer bloque ANÁLISIS ECONÓMICO DEL SECTOR PESQUERO CÁNTABRO, se formaliza una metodología para el análisis económico del sector pesquero bajo tres enfoques complementarios distintos: construcción de un modelo de producción pesquera regional, elaboración de multiplicadores que permiten formalizar los impactos regionales del sector pesquero y elaboración de índices que permiten desarrollar un análisis de desigualdad del sector pesquero (Capítulo 6).

La aplicación de la metodología al sector pesquero de Cantabria permite obtener una serie de resultados. En el Capítulo 7 determinamos el esfuerzo pesquero y la producción de la flota de arrastre de Cantabria y elaboramos modelos de producción pesquera a corto plazo. En el Capítulo 8 estimamos el impacto que la actividad pesquera tiene sobre nuestra región. Determinamos el gasto del sector pesquero de bajura y de altura. Los impactos socioeconómicos tanto interiores como totales que la actividad tiene sobre las principales variables económicas de Cantabria (la Producción interior, el Valor Añadido Bruto, el Excedente Bruto de Explotación, la Remuneración de Asalariados y el empleo). Por último, en el Capítulo 9, construimos índices de desigualdad tecnológicos y económicos del sector pesquero. Estos indicadores de concentración nos permitirán determinar, para cada una de las variables analizadas los cambios producidos en los ámbitos espaciales (supranacional, nacional y regional) y temporales analizados.



# ***CAPÍTULO 2***

## ***MODELOS EXPLICATIVOS DE LA DINÁMICA DE POBLACIONES***

**Introducción**

**Los Modelos Unidimensionales**

**Los Modelos Bidimensionales**

**Modelos de interacción con más de dos especies**

**Los Modelos de difusión**





## **2. MODELOS EXPLICATIVOS DE LA DINÁMICA DE POBLACIONES**

### **2.1. Introducción**

El estudio del mundo que nos rodea y la construcción de modelos matemáticos que describen o intentan describir fenómenos naturales o incluso comportamientos humanos, se ha desarrollado ampliamente durante los últimos años. Un modelo matemático es una ecuación o un conjunto de ecuaciones que recoge la información relevante de una determinada situación. Las soluciones al modelo se ajustarán, con un grado de fiabilidad conocido, al comportamiento real del fenómeno en cuestión. Dicho modelo nos permitirá predecir que ocurrirá en circunstancias que no puedan ser reproducidas en laboratorio.

Siguiendo las ideas desarrolladas por Pielou (1977), un modelo matemático también puede ser útil si los datos observados no se ajustan a los de las ecuaciones. En tales supuestos podríamos rechazar alguna hipótesis o deducir que no estamos considerando circunstancias que influyen en el modelo de forma determinante.

Al construir un modelo, si las condiciones del medio están "sometidas" por la interacción de miles de variables, es difícil encontrar leyes que describan las ecuaciones que rijan el modelo. En estos casos, es más útil construir dicho modelo a partir de una visión estadística del medio, con los datos observables, que la construcción mediante abstracciones matemáticas.

Los modelos matemáticos utilizados en biología pesquera han sido durante casi cuarenta años la única base existente, tanto para la regulación de las pesquerías, como para la adopción de medidas de conservación. Constituyen además un intento de representar matemáticamente lo que pasa, primero, en las poblaciones naturales, y a continuación en esas mismas poblaciones cuando son sometidas a la actividad pesquera. Además de contribuir a comprender la dinámica de poblaciones, han realizado importantes aportaciones al desarrollo de los modelos utilizados en ecología en general

(López Veiga, 2000). Sin embargo hay que destacar que un problema asociado con el uso de los modelos matemáticos en la gestión de los recursos naturales es la extrapolación de los datos disponibles. El modelo logístico simple que analizaremos más adelante, puede ser aceptable cuando las tasas de explotación son bajas pero puede producir errores cuando dichas tasas son elevadas, como sugieren los modelos de despensación.

Muchos de los modelos que se utilizan en la dinámica de poblaciones han sido verificados empíricamente. Por ello, ciertas actitudes que tienden a menospreciar la bondad de los modelos biológicos como base para la regulación pesquera carecen de fundamento.

La pesca tiene dos aspectos claramente relacionados pero con notables diferencias mutuas. Por un lado el biológico, afectado tanto por circunstancias intrínsecas a la especie como por externas que la relacionan con el medio en el que habita. Por otra parte, el económico o comercial en el que influyen aspectos tales como el coste de las capturas, los mecanismos de precios, el estado del mercado, etc.

Las pesquerías tienen la propiedad peligrosa de ser biológicamente renovables pero destructibles, los stocks fluctuarán siempre de una forma natural y así lo harán las capturas. Es importante tener en cuenta que la pesca es un recurso natural autorenovable y, al contrario que cualquier materia prima usada en el sistema productivo, tiene patrones biológicos de nacimiento, crecimiento y muerte, influenciada por factores medioambientales. Lo que diferencia un stock de capital natural de uno tradicional (edificios, maquinaria, etc...) es la forma de crecimiento, mientras que el recurso natural crece siguiendo las leyes de la naturaleza, el stock de capital tradicional sólo puede aumentar a través del esfuerzo humano.

Aunque las cantidades de otros inputs se conozcan con certeza, en la pesca uno no puede estar nunca seguro de los resultados en términos de producción. Así como en otros sectores de la economía disponemos de una función de producción razonablemente cuantificable, en la pesca la función de producción es identificable pero mucho menos predecible.

La unión de la economía pesquera con la biología pesquera es tan fuerte que la separación sería inaceptable, aunque esto no significa que al economista se le requieran unos conocimientos profundos de biología (Cunningham et al., 1985).

Los economistas creen que pueden hacer una aportación útil a la actividad pesquera, contribuyendo a su gestión y a los planes de desarrollo. Contribución

importante puesto que las conclusiones y recomendaciones a las que llegan los economistas no son necesariamente las mismas que las de los biólogos. Butlin (1982) argumenta: “*sin la biología pesquera, la gestión de las pesquerías no es posible. Sin la economía pesquera en colaboración con la biología han resultado ser en el mejor de los casos parcialmente exitosa y en el peor autoderrotada*” En el estudio de la economía pesquera, es teóricamente demostrable y empíricamente verificable que emergerán sustanciales problemas económicos y biológicos.

Son varias las clasificaciones de los modelos bioeconómicos utilizados en la economía pesquera. Siguiendo a Dickie (1962) y Schaefer (1957), se pueden clasificar en dos grandes grupos: los conocidos como modelos analíticos (“*Dynamic Pool*”) y los modelos logísticos o de producción generalizada. Los primeros son del tipo deductivo en el sentido de que no se derivan de datos estadísticos reales sino que se obtienen de ciertas características biológicas de la pesquería, en este grupo encontramos el modelo de Beverton y Holt. Los modelos logísticos son los que se basan en la ecuación de crecimiento logístico, la cual se puede construir a partir de los datos de capturas y esfuerzo de una determinada pesquería, el modelo de Schaefer es uno de los más característicos de este grupo. De hecho en la práctica para calcular la curva de rendimiento anual, sólo se utilizan datos estadísticos y en concreto, pares de valores compuestos con algún índice de abundancia de las capturas y por otro la intensidad de pesca o esfuerzo pesquero. El objetivo final en ambos tipos de modelos es el de establecer una relación matemática entre el rendimiento anual de la pesquería monoespecífica y la mortalidad por pesca.

Otro tipo de clasificación es la que realiza Romero y García (1998), según el modelo describa la evolución de una sola especie o de dos especies conjuntamente. En el primer caso disponemos de los modelos unidimensionales y bidimensionales en el segundo. Ambos describen situaciones mediante ecuaciones diferenciales ordinarias en las que las variables involucradas se expresan en función de una única variable independiente, que usualmente es el tiempo. Ahora bien, si además de plantearnos la evolución temporal queremos también analizar la distribución espacial recurriremos a los modelos de difusión.

Siguiendo ésta última clasificación, en el presente capítulo analizaremos los principales modelos que rigen la evolución de las especies.

## 2.2. Los Modelos Unidimensionales

Las dos Guerras Mundiales y el consiguiente cese de la actividad pesquera, mostraron cómo las especies sobreexplotadas, como por ejemplo las del Mar del Norte, podían recobrar la mayor parte de sus niveles previos como resultado del cese de la explotación (Pauly et al., 2002). Fue por entonces cuando un grupo de científicos del laboratorio de Lovestoff (Reino Unido) junto con otros que trabajaban en la Comisión Interamericana del atún tropical, desarrollaron unos modelos matemáticos dentro de la disciplina denominada “dinámica de poblaciones” que sirvieron de base para la regulación de las pesquerías. Entre éstos, encontramos los modelos unidimensionales para aquellas especies cuyo tamaño se ve afectado sólo por la actividad pesquera, sin influir en su evolución otros factores como puedan ser la existencia de una segunda especie. La conclusión de dichos modelos, algunos de ellos todavía en uso, es que ajustando el esfuerzo pesquero a un nivel óptimo, el stock podría producir un Rendimiento Máximo Sostenible. La ecuación diferencial que rige la evolución de dichas especies toma la siguiente forma:

$$\frac{dx}{dt} = f(x) \quad [2.1]$$

donde las soluciones de la ecuación  $f(x) = 0$  corresponden a los puntos de equilibrio del sistema.

Este tipo de modelos, además de aplicarse a la dinámica de poblaciones pueden representar otras situaciones cuyas leyes de comportamiento se traducen como ecuaciones de primer orden, como por ejemplo:

- La temperatura de un cuerpo que se enfría. La ley de enfriamiento de Newton nos dice que la tasa de cambio de la temperatura con respecto al tiempo ( $t$ ) de un cuerpo ( $T$ ) es proporcional a la diferencia entre la temperatura del cuerpo y la del medio en el que se encuentra ( $A$ ):

$$\frac{dT}{dt} = -k(T - A) \quad [2.2]$$

si  $T > A$  la temperatura es función decreciente del tiempo y el cuerpo se enfría y si  $T < A$  ocurre lo contrario.

- La modelización de una corriente determinada. La ley de Torricelli implica que la tasa de cambio del volumen de un líquido ( $v$ ) en un tanque es proporcional a la raíz cuadrada de la profundidad ( $y$ ) del líquido en el tanque.

$$\frac{dv}{dt} = -k\sqrt{y} \quad [2.3]$$

- La tasa de cambio de una población ( $P$ ) con tasas de nacimiento y muerte constantes es, en muchos casos, proporcional al tamaño de la población:

$$\frac{dP}{dt} = kP \quad [2.4]$$

### 2.2.1. El modelo Exponencial

El más conocido de todos los modelos exponenciales es el modelo de Malthus de 1798, quizás, por su visión pesimista sobre la evolución de la población. El modelo se basa en la suposición de que la especie en cuestión está cerrada a toda influencia exterior y, en consecuencia, los únicos cambios que se producen se deben a las nacimientos y a las muertes, siendo el factor de migración nulo. Contemplamos dos casos, según las tasas de nacimiento y muertes de la especie sean constantes o variables:

#### a) *Crecimiento con tasas de nacimiento y muerte constantes*

La variación de una población  $x(t)$  con tasas de nacimiento y muerte constantes es, en muchos casos, proporcional al tamaño de la población. La ecuación que rige la evolución de dicha población es:

$$\frac{dx}{dt} = rx \quad [2.5]$$

donde  $r$  es la tasa de crecimiento proporcional de dicha población (tasa de natalidad menos tasa de mortalidad), y  $x$  representa el nivel de población. Las soluciones a dicha ecuación crecen exponencialmente hacia infinito si  $r > 0$  y decrecen, también exponencialmente si  $r < 0$ .

La ecuación diferencial tendrá numerosas soluciones, una para cada valor de la constante  $c$ , y se obtendrá de la siguiente forma:

$$\int \frac{dx}{x} = \int r dt \Rightarrow x(t) = ce^{rt} \quad [2.6]$$

*b) Crecimiento con tasas de nacimiento y muerte no constantes*

Un modelo de crecimiento más general que incorpora tasas de nacimiento y muerte que no son necesariamente constantes, es el que presentamos a continuación. Supongamos que la población cambia únicamente a consecuencia de los nacimientos y las muertes y no se produce emigración o inmigración con el exterior. Llamamos a las tasas de nacimiento y muerte  $\beta(t)$  y  $\delta(t)$  respectivamente, en un intervalo de tiempo  $[t + \Delta t]$ :

$$\begin{aligned} \text{nacimientos} &= \beta(t)x(t)\Delta t \\ \text{muertes} &= \delta(t)x(t)\Delta t \end{aligned}$$

El incremento de la población en el intervalo de tiempo  $[t + \Delta t]$  será:

$$\begin{aligned} \Delta x &= \text{nacimientos} - \text{muertes} = \beta(t)x(t)\Delta t - \delta(t)x(t)\Delta t \\ \frac{\Delta x}{\Delta t} &= [\beta(t) - \delta(t)]x \\ \frac{dx}{dt} &= [\beta(t) - \delta(t)]x \end{aligned} \quad [2.7]$$

La Figura 2.1 muestra la evolución de la especie para los dos casos contemplados. Si la tasa de nacimientos supera a la de defunciones, la población crece exponencialmente en el tiempo, mientras que si las defunciones superan a los nacimientos, la población tiende a la extinción.

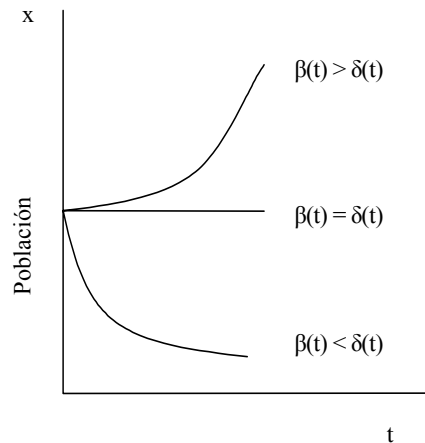


Figura 2. 1: Evolución exponencial de una población

Fuente: Elaboración propia

La visión pesimista de Malthus se debe a que el crecimiento exponencial acabaría produciendo una explosión demográfica. El atractivo modelo de Malthus, no fue precisamente apoyado por la historia de la demografía, aunque periódicamente, en lugares

específicos ha sido confirmado (Constanza et al., 1997). El éxito de este modelo radica en su simpleza, sin embargo la dinámica del crecimiento de la población y cómo ésta depende del medio ambiente son asuntos mucho más complejos que los que el modelo sugiere. Su simplicidad limita su utilidad a la hora de desarrollar políticas.

### 2.2.2. Crecimiento Logístico

La teoría que subyace a los modelos logísticos no descansa en datos particulares sobre la biología poblacional de una especie, sino que se sustenta en las leyes generales que gobiernan el crecimiento de todas las poblaciones naturales, vegetales o animales, que asumen alguna forma de crecimiento logístico. Los más utilizados asumen la forma de Verhulst-Pearl. El modelo de crecimiento logístico parece haber sido usado por vez primera por Verhulst en 1838 como un modelo de crecimiento aplicable a la especie humana y de ahí su nombre genérico.

La premisa básica que subyace bajo estos modelos es que el tamaño de cualquier población natural está limitado por la capacidad de carga o soporte del medio en el que habita. Supongamos que introducimos en un área de mar determinada una pequeña cantidad de peces. El crecimiento en peso ( $G$ ) de esta población durante un periodo de tiempo determinado será función del tamaño inicial de esa especie, es decir,

inicialmente su crecimiento obedecerá a la ecuación de crecimiento exponencial anterior [2.5].

Como el área de mar está limitada en espacio, debe de existir algún tamaño máximo de población que dicha área pueda “soportar”, este máximo es lo que se conoce como capacidad de carga o soporte del medio (“*Environmental Carrying Capacity*”) o nivel de saturación,  $K$ . Por lo tanto, la especie no puede crecer indefinidamente y aunque inicialmente crezca siguiendo el modelo exponencial, sin embargo, a medida que el nivel de población aumenta y se aproxima a  $K$ , el crecimiento marginal descenderá. Es decir la tasa de crecimiento de la especie dependerá del tamaño de la población en ese instante:

$$\frac{dx}{dt} = r(x)x \quad [2.8]$$

donde  $r(x)$  es función decreciente de  $x$ , por lo que se dice que este modelo describe un proceso de *feedback* o compensación que expresamos de la siguiente manera:

$$r(x) = r \left( 1 - \frac{x}{k} \right) \quad [2.9]$$

donde  $r, k$  son constantes positivas.

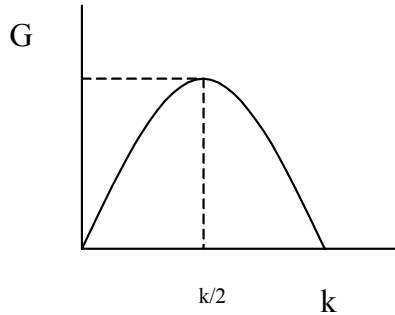
Sustituyendo en la ecuación [2.8]:

$$\frac{dx}{dt} = r(x)x = r \left( 1 - \frac{x}{k} \right) x = rx - \frac{rx^2}{k} \quad [2.10]$$

La expresión 2.10. es la ecuación logística o ley de crecimiento logístico propuesta por vez primera como un modelo de población por Verhulst (1838) en la que el segundo miembro representa una parábola abierta hacia abajo que alcanza su máximo en  $x = k/2$  para un valor  $rk/4$ . El crecimiento exponencial dado por el factor  $rx(t)$  es amortiguado por el término  $rx^2/k$ , término de competición o fricción social proporcional al número de posibles encuentros entre individuos. Si el nivel de población  $x$  se encuentra entre  $0$  y  $k$  la pendiente es positiva ( $dx/dt > 0$ ), mientras que si  $x$  es superior a  $k$  la pendiente es negativa ( $dx/dt < 0$ ).



El segundo miembro de la ecuación nos dice que si la población inicial tiene menos de  $k$  individuos ( $x_0 < k$ ), la población crece indefinidamente pero no llega a alcanzar ese valor (en ese instante  $x(t) = 0$ )



Como muestra la Figura 2.2, en ausencia de pesca la población crecería hasta alcanzar la capacidad de soporte del medio ( $K$ ) y una vez que alcanzase este valor se mantendría en él indefinidamente.

Figura 2. 2: Crecimiento de la población.

Fuente: Elaboración propia.

Podemos determinar las soluciones de la Eq. [2.10] mediante el método de separación de variables:

$$\frac{dx}{x(k-x)} = \frac{r}{k} dt \tag{2.11}$$

integrando a partir de una descomposición previa en fracciones simples del primer miembro:

$$\ln \frac{x}{k-x} = rt + \ln \frac{x_0}{k-x_0} \tag{2.12}$$

donde  $x_0 = x(0)$ .

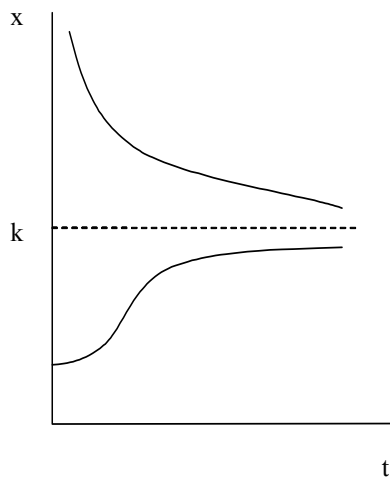
Podemos reescribir la ecuación mediante una fórmula que nos describe el comportamiento de la población en un instante de tiempo  $t$ :

$$x(t) = \frac{k}{1 + ce^{-rt}}, \quad c = \frac{k-x_0}{x_0} \tag{2.13}$$

Dicha ecuación tiene dos soluciones de equilibrio  $x(t) = 0$  y  $x(t) = k$ , llamadas de crecimiento logístico, logísticas o signoides.  $K$  es una solución estable o, para ser más

precisos  $K$  es asintóticamente estable para valores positivos de  $x$  en el sentido de que  $x(t)$  converge exponencialmente hacia  $k$  si  $t$  tiende a infinito:

$$\lim_{t \rightarrow \infty} x(t) = k \quad [2.14]$$



La Figura 2.3 muestra la evolución de la población en el tiempo. La curva inferior es usualmente conocida como curva de crecimiento logístico.

Figura 2. 3: Soluciones típicas de la curva  $x(t)$ .

Fuente: Elaboración propia

Fue el biólogo M.B. Schaefer (1954) quien, basándose en el supuesto del modelo de Graham (1935) según el cual la velocidad de crecimiento de la población no es constante sino que será mayor cuanto más pequeña sea la población y viceversa, aplicó la función de crecimiento logístico a las pesquerías. Posteriormente al incluir Gordon (1954) aspectos económicos en el modelo, que analizaremos más adelante, el modelo se convirtió en el modelo Gordon-Schaefer.

Existen ejemplos empíricos de pesquerías a las que se les ha aplicado este modelo, como por ejemplo la anchoa del Norte (*Eugralis mordax*). Radovich and MacCall en 1979, estimaron la siguiente ecuación de crecimiento:

$$G = 0.36P - 0.0000009P^2$$

donde el crecimiento máximo se producía para un nivel de población igual a 2 millones de toneladas, la mitad de la capacidad de soporte del medio.

A pesar de que el modelo logístico ha sido utilizado como una útil herramienta en la gestión de las pesquerías, también ha sido sometido a numerosas críticas entre las cuales podemos citar:

- Los factores medioambientales abióticos son suficientemente constantes para que no afecten a las tasas de crecimiento y muerte, es decir, al parámetro  $r$ .
- La respuesta de la saturación planteada en la tasa de crecimiento es instantánea. Para solucionarlo, bastaría introducir en el modelo el tiempo de respuesta del sistema al estímulo que en este caso representaría el período de maduración de los individuos de la especie.
- Las interacciones entre individuos están descritas por la saturación del medio en que viven, saturación que afecta a todos los individuos por igual. Esta hipótesis no es válida para individuos que tienden a agruparse, en lugar de distribuirse uniformemente por el hábitat que ocupan.
- La población tiene y mantiene una distribución de edades estable. Se renuncia a considerar los efectos estacionales.
- Las hembras siempre encuentran al macho en la misma proporción con fines reproductivos. Sin embargo, las dificultades para encontrar pareja en muchas especies, impiden desarrollar toda la reproducción potencial, pudiendo incluso, ser mayor la tasa de mortalidad que la de natalidad, fenómeno denominado "efecto *Alle*".
- La capacidad de soporte del medio es independiente del tamaño de la población en el pasado.

A pesar de la limitación de la ecuación de crecimiento logístico, ha sido utilizada para modelizar numerosos sistemas biológicos: Carlson en 1913 la utilizó para analizar el crecimiento de la levadura; Pearl en 1930 consiguió ajustes razonables a la ecuación con datos experimentales para la población de la mosca de la fruta (*Drosophila melanogaster*); Ganse en 1935 para la población del escarabajo del trigo (*Paramecium* y *Tribolium*); Morgan en 1976 utilizó de forma ingeniosa la ecuación para describir el comportamiento del elefante africano; Radovich y McCall, como hemos visto anteriormente, en 1979 investigaron la anchoa Californiana (*Eugralix nordax*); Krebs en el mismo año la anchoa Peruana; Conrad aplicó el modelo logístico a otras especies

marinas como son la anchoa del mar del norte y el “*pacific whiting*”. Otros autores que se basaron en la misma ecuación para otros análisis fueron Pielou (1977) y May (1972).

Otros casos de la dinámica de poblaciones cuya evolución se puede ajustar a modelos de crecimiento logístico son los siguientes:

- La tasa de nacimientos ( $\beta$ ) es función decreciente del nivel de población ( $x$ ), mientras que la tasa de defunciones ( $\delta$ ) se mantiene constante. Este caso se puede producir por varias razones, desde una creciente sofisticación cultural o científica, hasta una cantidad limitada de alimentos para la población.

$$\begin{aligned}\beta &= \beta_0 - \beta_1 x \\ \delta &= \delta_0 \\ \frac{dx}{dt} &= (\beta_0 - \beta_1 x - \delta_0)x = (\beta_0 - \delta_0)x - \beta_1 x^2\end{aligned}\quad [2.15]$$

- En el caso de especies competitivas en el que la tasa de nacimiento ( $\beta$ ) es constante pero la tasa de muertes ( $\delta$ ) es proporcional al volumen de población ( $x$ ), la ecuación que rige el modelo sería:

$$\begin{aligned}\beta &= \beta_0 \\ \delta &= \alpha x \\ \frac{dx}{dt} &= (\beta_0 - \alpha x)x = \beta_0 x - \alpha x^2\end{aligned}\quad [2.16]$$

esta sería una hipótesis razonable en el estudio de una población canibalística, en la cual todas las muertes resultarían de los posibles encuentros que se produzcan entre los individuos.

- Supongamos una población que está infectada por una contagiosa enfermedad incurable, la cual se propaga por encuentros fortuitos. El crecimiento de la población infectada será proporcional al producto del número de individuos que tienen la enfermedad ( $p$ ) y el número  $M-p$  de los que no la tienen. De nuevo la ecuación que representa la evolución de la población será del tipo logístico:

$$\frac{dx}{dt} = kp(M - p) \quad [2.17]$$

Además de estudiarse la ecuación dentro de la dinámica de poblaciones, ha habido aplicaciones fuera del campo de la biología. Fisher y Fry (1971), por ejemplo la utilizaron de forma satisfactoria para describir la penetración en el mercado de los nuevos productos y tecnologías. Marchetti y Nakicenovic (1980) hacen un sumario de la utilización de la energía mundial y las fuentes de sustitución empleando el modelo logístico. Herman y Montrol (1972) mostraron cómo un proceso tan básico y evolutivo como la revolución industrial también se puede formalizar a través del modelo logístico. En este caso, mientras que la revolución industrial evolucionaba, la fracción de la mano de obra en la agricultura descendía mientras que la fracción en la industria crecía.

### 2.2.3. Despensación

Aunque son pocas las especies cuyo crecimiento se ajusta correctamente a un modelo logístico, resultados experimentales demuestran que muchas de ellas se ajustan a un modelo de evolución cuya tasa de crecimiento de carácter absoluta, sin llegar a ser una parábola, mantiene sus características básicas: función cóncava creciente hasta un cierto valor y decreciente a partir de él. En este caso estamos haciendo referencia a modelos de compensación en los que las curvas son parábolas inclinadas hacia la derecha o hacia la izquierda, mostrando tasas de crecimiento absoluto menores para valores pequeños de población que las del modelo logístico. Distinguimos tres casos:

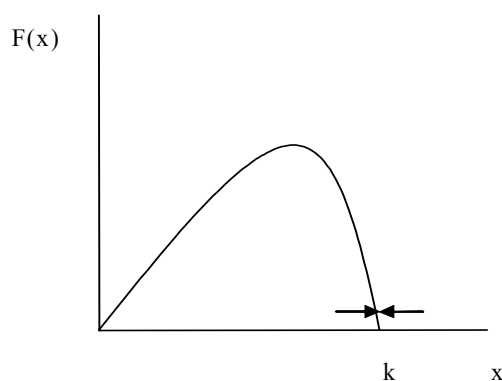


Figura 2. 4: Compensación pura.

Fuente: Elaboración propia

- a) La tasa de crecimiento  $F(x)$  de la especie sea función decreciente de  $x$ , este caso recibe el nombre de *compensación pura*, y sería el representado por la Figura 2.4.
- b) En otros casos la capacidad de reproducción de la especie es pequeña para densidades de población bajas, lo que se conoce como efecto Alle o *despensación* y las curvas que lo representan muestran un punto de inflexión que nos indica un valor en que la población ya es suficiente para que dejen de aparecer dificultades entre los individuos para encontrar pareja. La parte izquierda de la Figura 2.5 representa este caso en el que se observa como la tasa de crecimiento es función creciente de  $x$  para ciertos valores de  $x$ . El modelo muestra despensación para valores situados entre  $0$  y  $K^*$ , mientras que muestra compensación para valores mayores que  $K^*$ .
- c) Cuando la tasa de crecimiento de la especie  $F(x)$  es negativa para ciertos valores de  $x$  cercanos a  $0$ , como muestra la parte derecha de la Figura 2.5, el modelo se dice que describe un proceso de *despensación crítica*. En este caso  $K_0$  recibe el nombre de nivel de población mínimo viable.

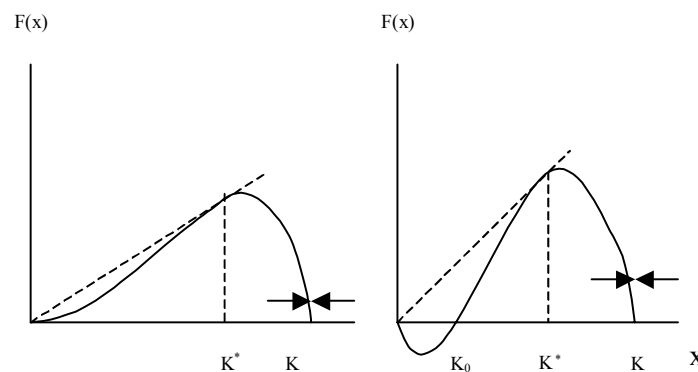


Figura 2. 5: Despensación y Despensación crítica.

Fuente: Elaboración propia.

### 2.2.4. El modelo de Gompertz

Este modelo ha sido ampliamente utilizado para describir el crecimiento de ciertos tumores sólidos. Su base descansa en el conocimiento de que la tasa de crecimiento relativo de la masa del tumor  $x(t)$  decrece exponencialmente con el tiempo y no con la masa del tumor como cabría esperar. La ecuación que rige dicho modelo presenta la siguiente forma:

$$\frac{dx}{dt} = re^{-\lambda t} x \tag{2.18}$$

donde  $x$  es la masa del tumor,  $t$  el tiempo y los parámetros  $r$  y  $\lambda$  son características ligadas a dicho tumor y al tejido donde se desarrolla. Por el método de separación de variables obtenemos la siguiente solución, cuya gráfica se muestra en la Figura 2.6.

$$x(t) = x_0 e^{\frac{r}{\lambda}(1-e^{-\lambda t})} \tag{2.19}$$

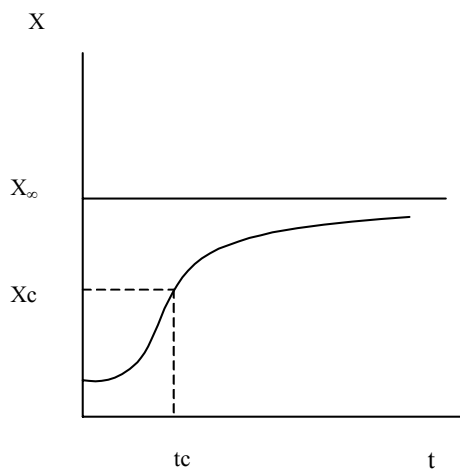


Figura 2. 6: Evolución de la población siguiendo el modelo de Gompertz.

Fuente: Romero y García, 1998, p. 88

La curva evolución de la población tiene dos partes, la primera asociada a un crecimiento exponencial decreciente y la segunda correspondiente a una zona en meseta, con mayor o menor pendiente. Ambas separadas por un punto de inflexión que supone un instante de tiempo determinado ( $t_c$ ) en el que se produce un cambio cualitativo en el crecimiento, a partir del momento en el que el tumor alcance un tamaño determinado.

### 2.2.5. El modelo Von Bertalanffy

A diferencia de otros modelos que se centran en la evolución de la densidad de población a partir de un tamaño de población conocido, este modelo trata de describir el crecimiento pero entendido como crecimiento somático de un individuo particular, bien en lo que se refiere a su talla media  $L(t)$  o bien en lo que se refiere su peso medio  $V(t)$ .

$$\frac{dL}{dt} = Lf(L) \tag{2.20}$$

$$\frac{dV}{dt} = Vf(V) \quad [2.21]$$

donde  $f(L)$  y  $f(V)$  se conocen habitualmente como funciones de crecimiento de Von Bertalanffy (*Von Bertalanffy Growth Function, VBGF*)

El modelo se atribuye al biólogo austriaco Von Bertalanffy aunque sus orígenes descansan en los trabajos de Pütter (Romero y García, 1998) de los años veinte. Según nos refiramos a la talla o al peso del individuo distinguimos dos casos:

- a) El modelo de crecimiento Von Bertalanffy *talla-edad*. Si  $L(t)$  es la longitud como función de su edad, la ecuación que rige el crecimiento del animal es de la siguiente forma:

$$L(t) = L_{\infty} \left(1 - e^{-b(t-t_0)}\right) \quad [2.22]$$

donde  $L_{\infty}$ ,  $b$  y  $t_0$  son parámetros que se determinan a partir de procedimientos estadísticos.

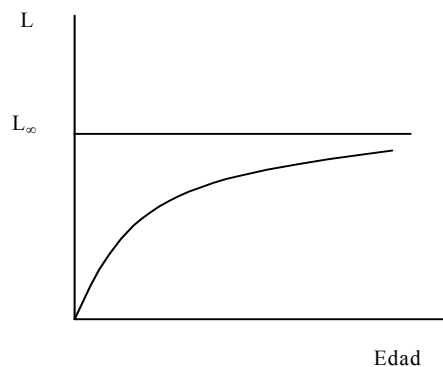


Figura 2. 7: Modelo de Von Bertalanffy talla-edad.

Fuente: Romero y García, 1998, p. 90

En la Figura 2.7 se observa como el aumento de la talla es continuado hasta una edad determinada a partir de la cual continua creciendo pero tendiendo a la estabilización. La facilidad estructural y de computación que presenta, junto con su amplia difusión es lo que ha hecho que se

convierta en uno de los modelos más utilizados.

- b) El modelo de crecimiento Von Bertalanffy *volumen-edad*. Se parte de la idea de que el crecimiento lleva consigo un aumento de volumen, determinando la función que más se ajusta a esta variación de volumen. Para ello el modelo se centra en las siguientes hipótesis de tipo energético:

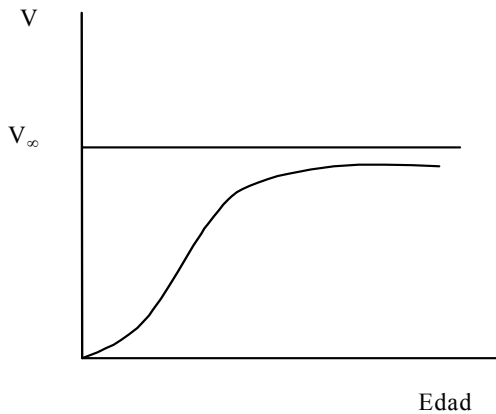
- El individuo obtiene la energía mediante la alimentación. Usa parte de ella para alimentarse y el resto para el crecimiento.



- El individuo toma la energía a través del mundo exterior y depende de su superficie. Si  $V$  es el volumen del individuo,  $S$  su superficie y  $r$  su radio medio, es lógico considerar a  $V$  proporcional a  $r^3$  y  $S$  a  $r^2$ . Por tanto  $S$  es proporcional a  $V^{2/3}$ .
- La energía de mantenimiento es proporcional al peso y por tanto al volumen del individuo.

La ecuación que rige el modelo tendrá la siguiente forma:

$$V(t) = V_{\infty} \left( 1 - e^{-\frac{1}{3}b(t-t_0)} \right)^3 \quad [2.23]$$



La gráfica que muestra el volumen en función de la edad tendría la forma representada en la Figura 2.8.

Figura 2. 8: Modelo de Von Bertalanffy volumen-edad.

Fuente: Romero y García, 1998, p. 92

Las principales críticas que recibe el modelo de Von Bertalanffy son las siguientes:

- El modelo no es siempre válido principalmente por dos razones: es incapaz de describir el comportamiento sigmoide que aparecería al considerar un punto de inflexión que implicaría un instante de cambio en la vida de los peces y a menudo  $L_{\infty}$  es sobreestimado, lo que ocurre cuando peces de crecimiento lento no entran en las muestras, ya que son demasiado pequeños para ser capturados, lo que suele ocurrir con algunas especies de agua fría.

- Es necesario determinar una correcta fecha de nacimiento, computando  $t_0$  para que el instante de nacimiento coincida con la media en la temporada de maduración de los huevos.
- Respecto al ajuste de los parámetros es importante la construcción y elección de métodos estadísticos correctos para determinar valores ajustados a la media de la especie.

### 2.2.6. El modelo de Beverton y Holt

Es el modelo más representativo entre los analíticos, modelos que como ya hemos indicado son de tipo deductivo en el sentido de que no se derivan de datos estadísticos de las pesquerías, como ocurre con los modelos logísticos, sino que se obtienen de una serie de factores y características biológicas promedio de los individuos de cada población de una determinada especie. Una vez que se conocen ciertos datos biológicos y una vez asumidos ciertos valores para ciertas variables, se deriva de ellos la curva de rendimiento anual de una pesquería, curva que, al igual que ocurre con los modelos logísticos, relaciona el rendimiento de la pesquería como variable dependiente con alguna medida de intensidad de pesca.

Antes de desarrollar el modelo es necesario introducir una serie de conceptos que nos ayudarán a un mejor entendimiento del mismo.

Cualquier población de una determinada especie está sujeta a la influencia de distintos factores, algunos de ellos harán que la población aumente de tamaño (factores positivos) como el reclutamiento, el crecimiento agregado y otros (factores negativos) harán que disminuya como por ejemplo la mortalidad bien como resultado de la actividad pesquera o por muerte natural:

a) *factores positivos.*

Como factores positivos consideraremos el *Reclutamiento* y el *Crecimiento agregado*. Se conoce por Stock-Reclutamiento la relación entre el tamaño de la población parental en un momento dado y el número, o peso, de reclutas que entrarán en la pesquería en un periodo posterior como resultado de la actividad reproductora de la población parental. Son varios los modelos que pretenden describir dicha relación, siendo el nombre de Curvas Generacionales (López Veiga, 2000) con el que se conoce a

todos ellos. Aunque el reclutamiento varía de año en año puesto que el número de larvas que son capaces de sobrevivir depende en gran medida de las condiciones oceanográficas, podemos asumir un valor medio que consideramos constante. Distinguimos los siguientes tipos de reclutamiento:

- *Reclutamiento al área*, es el número de individuos que cada año se añaden a la población.
- *Reclutamiento al arte*: número de individuos que cada año alcanzan el tamaño que les hace capturables por las artes de pesca.
- *Reclutamiento final*: cuando los dos tipos de reclutamiento anteriores ocurren simultáneamente.
- *Reclutamiento parcial*: porcentaje de mortalidad por pesca al que cada clase anual está sujeta con respecto a las clases anuales que ya están totalmente reclutadas al arte. Estas clases tendrían un reclutamiento parcial del 100%.

Mientras que en el pasado se consideraba que la biomasa de reproductores (*spawning-stock*) en la mayoría de los stocks era adecuado y, por tanto, estas relaciones no tenían interés práctico, fue a finales de la década de los setenta cuando se comenzó a considerar que una vez que los stocks de reproductores descendiesen por debajo de ciertos niveles, se podría producir un colapso del stock, riesgo mucho mayor en las especies pelágicas que en las demersales. Las medidas de recuperación propuestas se basaban en alcanzar un cierto nivel mínimo de biomasa o stock de reproductores.

Entre los modelos más importantes que establecen el valor del Reclutamiento ( $R$ ) como función del tamaño de la población parental ( $P$ ) destacamos los propuestos por Ricker (1954) y Beverton y Holt (1957). El primero propuso la siguiente relación:

$$R = aP^{-bP} \quad [2.24]$$

donde  $a$  y  $b$  son números reales positivos.

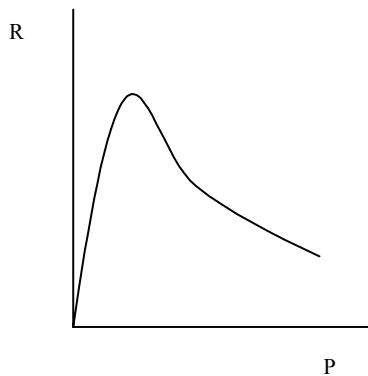


Figura 2. 9: Relación Reclutamiento población parental según Ricker.

Fuente: López Veiga, 2000, p. 199

La Figura 2.9 muestra la curva resultante . En ella se observa como a partir de un cierto tamaño de población parental ( $P$ ) para el que el reclutamiento ( $R$ ) es máximo, el número de reclutas generado descenderá.

El modelo desarrollado por Beverton y Holt en 1957 para determinar la relación entre la población parental ( $P$ ) y el Reclutamiento ( $R$ ), obedece a la siguiente expresión:

$$R = \frac{aP}{(1 + bP)} \tag{2.25}$$

donde  $a$  y  $b$  son números reales positivos

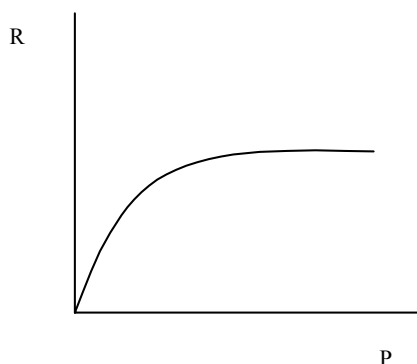


Figura 2. 10: Relación Reclutamiento población parental según Beverton y Holt.

Fuente: López Veiga, 2000, p. 201

En la Figura 2.10 se muestra como a medida que la población parental sea mayor, mayor será el Reclutamiento, hasta un cierto valor donde, independientemente de lo que aumente la población parental, el Reclutamiento se mantendrá en su nivel máximo.

El segundo factor positivo que hemos considerado es el *Crecimiento agregado*. Para representarlo tomamos la expresión más general del crecimiento individual de una determinada especie, como es la ecuación de Von Bertalanffy [2.22] que expresa la longitud de los individuos en función del tiempo. Como además el peso y la longitud están relacionados mediante la expresión:

$$W = aL^b \quad [2.26]$$

Transformamos la ecuación de crecimiento en una relación del peso  $W$  en función del tiempo:

$$W = W_{\infty} \left(1 - e^{-b(t-t_0)}\right)^b \quad [2.27]$$

donde  $W_{\infty}$  es el peso límite que pueden alcanzar los individuos cuando  $t$  tiende a infinito.

b) *factores negativos.*

Asumimos que las migraciones de individuos hacia el exterior e interior del área no existen por lo que la mortalidad sería el único factor negativo. Distinguimos dos tipos de mortalidad, mortalidad natural y mortalidad por pesca:

- *Mortalidad natural.* Se asume que es función del tamaño de la población en número existente en ese momento determinado, lo que se puede expresar de la siguiente forma:

$$\left(\frac{dN}{dt}\right)_M = -MN \quad [2.28]$$

donde  $M$  es el coeficiente instantáneo de mortalidad natural y  $N$  el tamaño de la población en ese instante.

- *Mortalidad por pesca.* También se asume función del tamaño en un instante dado:

$$\left(\frac{dN}{dt}\right)_F = -FN \quad [2.29]$$

donde  $F$  es el coeficiente instantáneo de mortalidad por pesca y  $N$  el tamaño de la población en ese instante.

La mortalidad total será la suma de las tasas instantáneas de mortalidad por pesca y mortalidad natural:

$$\left(\frac{dN}{dt}\right) = \left(\frac{dN}{dt}\right)_M + \left(\frac{dN}{dt}\right)_F = -MN - FN = -(F + M)N = -ZN \quad [2.30]$$

donde  $Z$  es el coeficiente instantáneo de mortalidad total, suma del coeficiente de mortalidad por pesca más el coeficiente de mortalidad natural. Resolviendo la ecuación anterior obtenemos una expresión que proporciona la variación del número de peces en función del tiempo:

$$N_t = N_0 e^{-Zt} \quad [2.31]$$

donde  $N_0$  es el número inicial de individuos y  $N_t$  la población en el momento  $t$  y  $Z$  el coeficiente instantáneo de mortalidad total.

Si asumimos que el momento en que los peces son reclutados al área es el momento inicial, es decir  $N_0 = R$ , según se desprende de la Figura 2.11 que muestra la evolución en el tiempo de una clase anual que parte de una población inicial  $N_0 = 17.000$  individuos y un coeficiente de mortalidad total  $Z = 0,3$ , cuanto mayor sea el valor de este coeficiente más rápidamente desaparecerán los peces de la pesquería. Si bien hay que reconocer que el supuesto es raramente cierto puesto que cualquier población estará compuesta por una mezcla de individuos nacidos en diferentes épocas, es decir diferentes clases anuales.

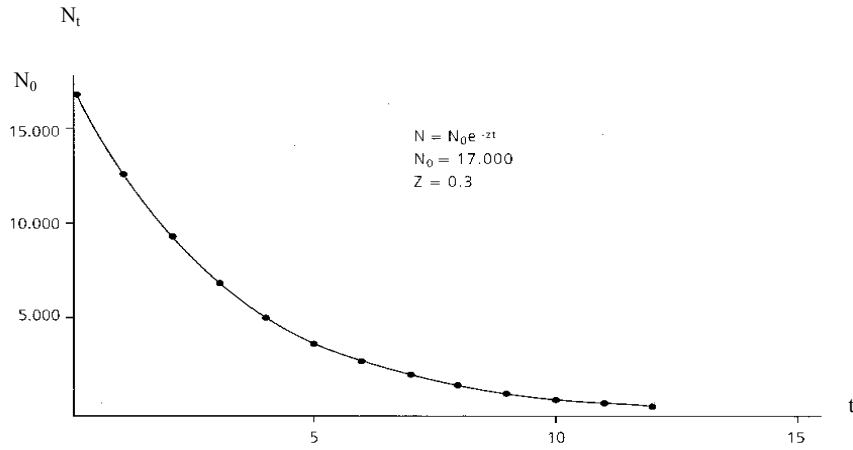


Figura 2. 11: Evolución temporal del número de individuos de una clase anual.

Fuente: López Veiga, 2000, p. 167

Una situación más cercana a la realidad se muestra en la Figura 2.12 donde el número total de individuos será igual a la suma vertical de estas curvas. El resultado indicaría que el número de individuos en la población sería constante si el valor de Z permanece constante para todas las clases anuales, lo que significa que la población, en número, estaría en equilibrio.

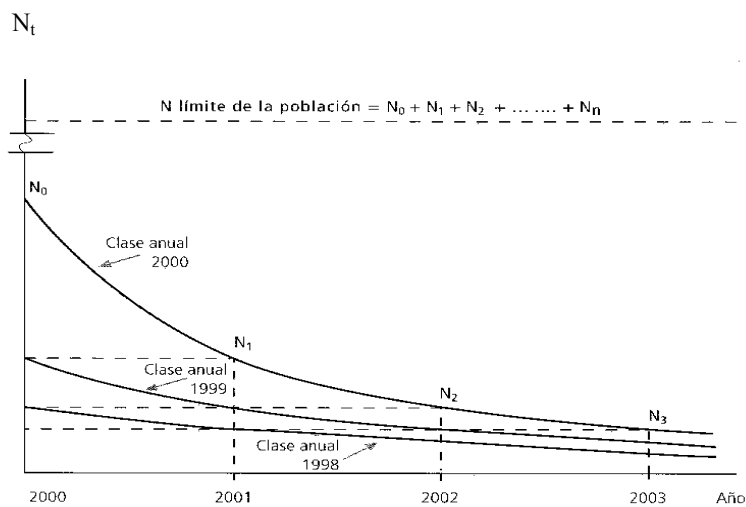


Figura 2. 12: Número total de individuos de una población.

Fuente: López Veiga, 2000, p. 168

La conclusión de los modelos unidimensionales analizados hasta ahora, es que ajustando el esfuerzo pesquero a algún nivel óptimo se puede obtener el máximo rendimiento de una pesquería, aspecto que en la práctica no siempre se ha llevado a cabo. De hecho, los modelos y las medidas de regulación que de ellos se han derivado, han fallado para autores como Pauly et al. (2002), al menos, por las siguientes razones:

- En numerosas ocasiones se han ignorado las recomendaciones que se obtenían de su aplicación, como por ejemplo limitar el esfuerzo pesquero o la mortalidad por pesca, basándose en que dichas recomendaciones no eran lo suficientemente precisas para utilizarse como prueba en la toma de medidas restrictivas a la pesca.
- Los métodos de valoración de los stocks han fallado en pocos, pero importantes casos. Ello ha llevado a infravalorar el fuerte descenso del stock y el creciente impacto “depensatorio” que la actividad pesquera produce durante el descenso.
- No se le ha prestado suficiente atención a las medidas de regulación. Así como los modelos proporcionaban unas estimaciones de las capturas sostenibles a largo plazo, se ha fallado a la hora de implementar y desarrollar unos sistemas de regulación efectivos a corto plazo.
- Usualmente se asumía que un descenso en la producción de huevos traería consigo que sobrevivirían más juveniles (compensación), por lo que el reclutamiento no tendría que caer rápidamente durante el descenso del stock y por lo tanto tal descenso se paralizaría. Algunos stocks han mostrado caídas en el reclutamientos tras descensos severos, posiblemente asociados con cambios en las interacciones alimentarias, lo que se conoce como “*cultivation/depensation effects*”. De acuerdo con este fenómeno, las especies que en estado adulto son depredadores, como por ejemplo el bacalao, pueden controlar la abundancia de los depredadores potenciales y competidores de sus juveniles, control que se pierde cuando estos depredadores escasean.

### 2.3. Los Modelos Bidimensionales

En muchos casos la evolución de una especie no se puede analizar de forma independiente ya que su variación no sólo depende de factores externos que pueden ser considerados constantes, sino de la evolución de una segunda especie. Este aspecto lo



recogen los denominados modelos bidimensionales (Lotka-Volterra, competición, etc...) que recogen la evolución de dos poblaciones ligadas indefectiblemente entre sí.

En general el sistema que describe esta situación correspondería a un sistema con las siguientes ecuaciones:

$$\begin{aligned}\frac{dx}{dt} &= f(x, y) \\ \frac{dy}{dt} &= g(x, y)\end{aligned}\tag{2.32}$$

siendo  $x(t)$  e  $y(t)$  el tamaño, densidad de población o concentración de dos especies.

### 2.3.1. El modelo de Lotka Volterra

Fue a mediados de los años 20 cuando el biólogo italiano Humberto D'Ancona observó en el mar Adriático una comunidad dominada por dos especies, una presa y otra depredadora, existiendo una alta densidad de la especie depredadora con relación a la especie presa. La situación era sorprendente pues se pensaba que tras la considerable disminución de la presa a causa de la actividad pesquera, ambas poblaciones aumentarían, al quedar eliminado un factor que limitaba su crecimiento. Aunque desarrolló una teoría, la Teoría D'Ancona, no llegó a explicar el por que una menor tasa de explotación era más beneficiosa para los depredadores que para las presas. Por este motivo consultó al matemático italiano Vito Volterra quien fue capaz de formular un modelo matemático para responder a la pregunta de D'Ancona.

El modelo lleva también el nombre del químico inglés Lotka que en 1925 llegó a un modelo análogo pero deducido a partir del estudio de cierta reacción química en la que aparecía un comportamiento periódico en las concentraciones de los reactivos y los reactantes.

Supongamos dos especies, cuyas densidades de población vienen determinadas por  $x(t)$  e  $y(t)$ , que conviven en un mismo medio. La especie  $x(t)$  tiene una fuente de alimentación por la que no compite  $y(t)$ , pero en cambio ésta tiene a  $x$  en su dieta. De esta forma  $x(t)$  representa la población de presas en el instante  $t$ , mientras que  $y(t)$  representa la cantidad de depredadores en el mismo momento. Las hipótesis más simples del modelo son:

- a) Las presas, en ausencia de cualquier depredación ( $y = 0$ ), evolucionan de forma natural siguiendo un modelo continuo unidimensional, que en el caso más simple le correspondería el modelo maltusiano en el que el crecimiento es a una tasa relativa constante e igual a  $a > 0$ .

$$x'(t) = ax(t) \quad [2.33]$$

- b) El efecto de la depredación se traduce en la reducción de dicha tasa de crecimiento per capita en una cantidad proporcional a la población de depredadores en cada instante, a una tasa  $b > 0$ .

$$x'(t) = ax(t) - bx(t)y(t) \quad [2.34]$$

- c) En ausencia de presas ( $x = 0$ ), los depredadores mueren con una tasa de mortalidad relativa constante  $c > 0$ .

$$y'(t) = -cy(t) \quad [2.35]$$

- d) La contribución de las presas a la tasa de crecimiento relativa de los depredadores es proporcional a la cantidad de presas en dicho momento:

$$y'(t) = -cy(t) + dx(t)y(t) \quad [2.36]$$

En base a las hipótesis anteriores el modelo clásico de Lotka-Volterra resultaría en un sistema de ecuaciones diferenciales autónomo del tipo:

$$\begin{aligned} \frac{dx}{dt} &= ax - bxy \\ \frac{dy}{dt} &= -cy + dxy \end{aligned} \quad [2.37]$$

donde  $a$ ,  $b$  y  $c$  son constantes positivas. En el sistema podemos interpretar los sumandos que aparecen en el producto  $xy$ , desde el punto de vista del balance de energía como términos que representan la conversión de energía de una fuente a otra:

- $bxy$  representaría la energía que se resta a las presas para dársela a los depredadores y,
- $dxy$  es la energía que obtiene los depredadores de las presas.

A pesar de la difícil aplicabilidad del modelo, recoge algunas características y ciertos tipos de comportamiento que han servido de paradigma para otros modelos más realistas.

Sin embargo las relaciones en la naturaleza son mucho más complejas y variadas que en el caso de un ecosistema simple del tipo depredador presa. Por ejemplo, puede ocurrir que entre dos especies el desarrollo de cada una de ellas dependa de la otra. Se produce entre ellas un tipo de relación de modo que el crecimiento de una inhiba el crecimiento de la otra. Esta competición puede representar, por ejemplo, la lucha directa por conseguir el alimento de una misma fuente común que no es interminable sino que se encuentra limitada. También se puede contemplar como una batalla por el dominio de los territorios donde se encuentra el alimento. De estos modelos se deduce uno de los principios ya clásicos en ecología: el de *exclusión competitiva* o, lo que es lo mismo, que dadas dos especies que compiten por un mismo recurso, de carácter finito, siempre hay una de ellas que tiende a extinguirse. El concepto de *nicho ecológico* resume todos los factores que determinan cómo una especie vive en su hábitat. El principio de exclusión competitiva desde esta óptica afirma que dos especies no pueden ocupar el mismo nicho.

El principio de exclusión competitiva fue inicialmente enunciado por Darwin en 1859 (Romero y García, 1998). Consideremos dos poblaciones  $x_1(t)$  y  $x_2(t)$ . En ausencia de cualquier tipo de interacción entre ellas se supone que se desarrollarán siguiendo un modelo logístico. La variación en tamaño de las especies se ve afectada en cada caso por un término negativo  $h$  (llamado término de competición), que resulta proporcional al número de encuentros entre los individuos de ambas especies. El modelo estaría representado por el siguiente sistema de ecuaciones diferenciales:

$$\begin{aligned}\frac{dx_1}{dt} &= r_1 x_1 \left(1 - \frac{x_1}{k_1}\right) - h_1 x_1 x_2 \\ \frac{dx_2}{dt} &= r_2 x_2 \left(1 - \frac{x_2}{k_2}\right) - h_2 x_1 x_2\end{aligned}\tag{2.38}$$

siendo  $r_1$ ,  $r_2$ ,  $k_1$  y  $k_2$  números reales positivos.

Pero no siempre es cierto que el encuentro de dos especies animales sea perjudicial para alguna de ellas. También hay numerosos ejemplos en la naturaleza en los que la interacción produce ventajas y beneficios para ambas especies. Este comportamiento se conoce como simbiosis o mutualismo y juega un papel crucial en el desarrollo de muchas comunidades tropicales e incluso en la existencia de muchas especies.

El modelo más simple de este tipo es el que postula que la tasa de crecimiento relativo de cada una de las especies, en ausencia de la otra, es constante y que los términos que representan el beneficio ocasionado por la interrelación son proporcionales al número de encuentros entre individuos de ambas especies:

$$\begin{aligned}\frac{dx_1}{dt} &= r_1 x_1 + a_1 x_1 x_2 \\ \frac{dx_2}{dt} &= r_2 x_2 + a_2 x_1 x_2\end{aligned}\quad [2.39]$$

siendo  $r_1$ ,  $r_2$ ,  $a_1$  y  $a_2$  números reales positivos.

Como las tasas de crecimiento absoluto son positivas podríamos asegurar que tanto  $x_1$  como  $x_2$  aumentarían indefinidamente. Un modelo más realista debe permitir la presencia de algún tipo de régimen estacionario estable, o un ciclo límite. El modelo que surge resulta de introducir capacidades de soporte máximas del medio para ambas especies y suponer de este modo un crecimiento logístico para cada una de ellas, en ausencia de la otra. Las ecuaciones resultarían:

$$\begin{aligned}\frac{dx_1}{dt} &= r_1 x_1 \left( 1 - \frac{x_1}{k_1} + a_{12} \frac{x_2}{k_1} \right) \\ \frac{dx_2}{dt} &= r_2 x_2 \left( 1 - \frac{x_2}{k_2} + a_{21} \frac{x_1}{k_2} \right)\end{aligned}\quad [2.40]$$

La diferencia fundamental entre este sistema y el de competición está en que los términos que se refieren a la relación entre las especies aparecen siempre con signos positivos, como aporte al crecimiento.

Existen otras situaciones distintas que describen como las especies tienen su vida ligada entre sí. Fenómenos como el comensalismo, en el que la primera especie se

beneficia de la segunda mientras que a ésta no le afecta su presencia; el amensalismo, en el que la interacción sólo afecta de forma negativa a la segunda, fenómeno conocido como competición a una sola banda. Una buena referencia sobre este aspecto son los trabajos publicados por May (1972).

### 2.3.2. El modelo de Brock-Riffenburgh

Algunas especies, especialmente de la familia *clupeidae* como las anchoas, sardinas, etc. se caracterizan por vivir formando bancos o cardúmenes. Brock y Riffenburgh (1963) desarrollaron un modelo que recoge, como primera razón de este comportamiento, la protección frente a la depredación. De dicho comportamiento podemos deducir una disminución progresiva de la tasa de mortalidad a medida que el cardumen aumenta de tamaño. Los aspectos en los que se basa el modelo son los siguientes:

- el depredador tiene un rango de detección finito y variable de acuerdo a diversos factores, como por ejemplo la calidad del agua, etc.
- el apetito del depredador es finito.
- el número de depredadores es fijo.
- la especie objeto de estudio no es el único alimento de los depredadores.

Supongamos que el banco de peces adopta forma esférica. Expresamos el volumen de dicho banco mediante la siguiente expresión:

$$V = \frac{4}{3}\Pi c^3 x \quad [2.41]$$

donde  $x$  es el número de individuos y  $c$  es el radio medio de una esfera ocupada por un pez, o bien, si asociamos el volumen que ocupa el cardumen a una esfera de radio  $cx^{1/3}$ :

$$V = \frac{4}{3}\Pi \left( cx^{\frac{1}{3}} \right)^3 \quad [2.42]$$

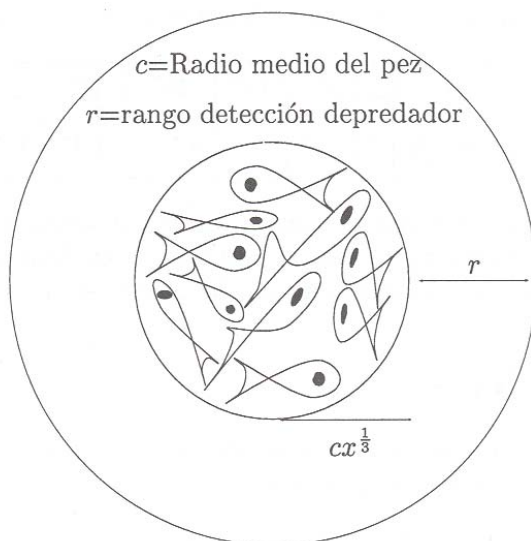
Sea  $r$  el rango de detención visual del depredador, el cual detectará el cardumen si se encuentra en una esfera de radio  $cx^{1/3} + r$ , denominada esfera visual. La ley que describe la evolución de la población  $x(t)$  considera que la tasa de depredación o tasa de mortandad es proporcional al volumen visual ocupado por el cardumen:

$$\frac{dx}{dt} = -kV = -k \frac{4}{3} \Pi \left( cx^{\frac{1}{3}} + r \right)^3 \quad [2.43]$$

o bien,

$$\frac{dx}{dt} = \phi(x) = -c_1 \left( c_2 x^{\frac{1}{3}} + 1 \right)^3 \quad [2.44]$$

con  $c_1 = \frac{4\Pi}{3} kr^3$  y  $c_2 = \frac{c}{r}$



La Figura 2.13 representa el tamaño del banco de peces o cardumen y la esfera de detección visual de acuerdo con el modelo de Brock-Riffenburg.

Figura 2. 13: Cardumen y esfera de detención visual.

Fuente: Romero y García, 1998, p. 121

### 2.3.3. El modelo de Ludwig

El modelo fue propuesto por Ludwig para explicar el crecimiento de una especie de larvas que estaban desfoliando ciertos bosques de abetos canadienses. Las larvas servían de alimento a determinados pájaros, los cuales aunque no tenían su vida ligada a las larvas, en su presencia eran sus depredadores naturales. Ludwig propuso la siguiente ecuación:

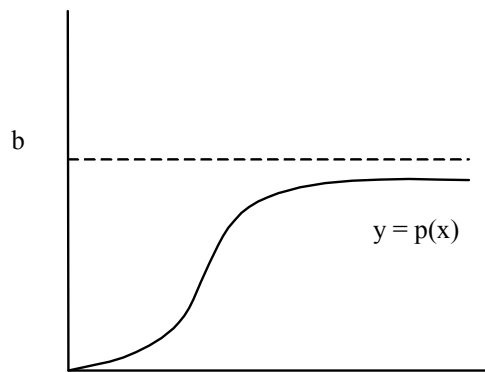
$$\frac{dx}{dt} = rx \left( 1 - \frac{x}{k} \right) - p(x) \quad [2.45]$$

donde  $p(x)$  es el término de depredación,  $x$  la población de larvas y  $r$  y  $k$  números reales positivas. El modelo plantea los siguientes supuestos:

- Si  $x(t)$  es nulo o próximo a cero, los pájaros no pueden alimentarse de las larvas y buscan otro alimento o se van del bosque por lo que  $p(0) = 0$ .
- Los pájaros comienzan a acudir al bosque a partir del momento en que les es “rentable”, lo que ocurrirá cuando la población de larvas alcance un valor crítico ( $x_c$ ). Esto nos indica que la función  $p(x)$  tiene un punto de inflexión próximo o igual a  $x_c$ , donde la derivada, que nos está indicando la velocidad con la que acuden los pájaros pasa de ser creciente a ser decreciente o viceversa, es decir la intensidad con que acuden será mayor o menor.
- Si la población de larvas alcanza un nivel muy grande, dado un tamaño determinado de pájaros con una capacidad limitada de depredación, la función  $p(x)$  es una función acotada, luego la intensidad con la que los pájaros acuden es cada vez menor.

De todas las posibles funciones que describen la situación anterior, Ludwig propuso la siguiente:

$$p(x) = \frac{bx^2}{a^2 + x^2} \quad [2.46]$$



cuya gráfica se muestra en la Figura 2.14.

Figura 2. 14: Evolución de la población siguiendo el modelo de Ludwig.

Fuente: Romero y García, 1998, p. 77

Con lo que el modelo pasa a ser descrito mediante la siguiente expresión:

$$\frac{dx}{dt} = rx \left( 1 - \frac{x}{k} \right) - \frac{bx^2}{a^2 + x^2} \quad [2.47]$$

## 2.4. Modelos de interacción con más de dos especies

Cuando consideramos fenómenos que llevan consigo intentar describir comunidades de más de dos especies que interaccionan, la construcción del modelo no resulta fácil. Se deben utilizar numerosas observaciones, o incluso intuiciones, para determinar posibles valores de los parámetros y simular entonces la dinámica del sistema. Una característica importante es que las ecuaciones del modelo presentan gran sensibilidad a las condiciones iniciales, esto es, pequeños cambios en las condiciones iniciales pueden cambiar por completo a largo plazo el comportamiento de la solución.

Al aumentar el número de variables dependientes, la complejidad del sistema se verá reflejada en la cantidad de parámetros nuevos y en la gran variedad de comportamientos que las órbitas pueden exhibir, ya que, en los modelos unidimensionales o bidimensionales las órbitas estables se resumen en puntos de equilibrio o ciclos límite. Si consideramos 3 especies aparecen órbitas que reciben el nombre de *atractores extraños*. Asociado a este tipo de órbitas suelen estar las denominadas *estructuras fractales*, cuyo análisis entra dentro de la denominada *Teoría del Caos*, que se escapa de lo que es nuestro objetivo.



## 2.5. Modelos de difusión

Los anteriores modelos describen situaciones mediante ecuaciones diferenciales ordinarias, esto es, las variables involucradas se expresan en función de una única variable independiente (usualmente el tiempo). Ahora bien, si nos planteamos no sólo la distribución temporal sino que lo que deseamos es analizar la evolución espacial de las especies tenemos que tener en cuenta fenómenos como la inmigración o la difusión. La migración es una situación habitual de muchas especies y, aunque puedan presumirse en ellas algunos elementos de carácter aleatorio, parece razonable suponer que puede ser descrito en su totalidad por elementos deterministas. La difusión, en cambio, consiste en el movimiento aparentemente sin rumbo fijo, de una especie animal en un hábitat determinado, no demasiado amplia. Cuando se analizan conjuntos de partículas (grupos de células, cultivos bacterianos, o poblaciones de animales que viven en un hábitat determinado, observamos cómo cada partícula de las que forman el conjunto se mueve de una forma “aleatoria”, es decir el movimiento de cada partícula admite varios grados de libertad con independencia de que presente cierta predisposición a moverse en una u otra dirección. Muchas veces este movimiento microscópico se traduce en un amplio movimiento de todo el grupo. Cuando esto ocurre, se considera el fenómeno como un proceso de difusión. Estos casos se analizan utilizando razonamientos habituales en mecánica de fluidos, bien a partir de la función de densidad asociada a la probabilidad de determinadas variables aleatorias, bien en términos de la concentración de población, para llegar a deducir una ecuación en derivadas parciales que describa el modelo en forma determinista.



## ***CAPÍTULO 3***

# ***MODELOS APLICADOS A LA EXPLOTACIÓN DE RECURSOS RENOVABLES***

**Introducción**

**La actividad pesquera sobre el modelo logístico**

**El modelo de producción generalizada de Pella y Tomlison**

**El modelo exponencial**

**La actividad pesquera sobre el modelo Beverton y Holt**

**El nuevo enfoque en la gestión pesquera**



### **3. MODELOS APLICADOS A LA EXPLOTACIÓN DE LOS RECURSOS RENOVABLES**

#### **3.1. Introducción**

Una vez analizados los modelos más importantes que han formalizado los investigadores para explicar la evolución de las poblaciones de especies, en el presente capítulo veremos cómo se comportan dichos modelos cuando son sometidos a la actividad pesquera. Comenzaremos con el modelo logístico, lo que nos llevará a deducir el modelo de Schaeffer y dos aproximaciones al mismo como son el modelo de Pella y Tomlison y el modelo exponencial, para finalizar con el modelo de Beverton y Holt.

Sin embargo es importante tener en cuenta que ninguno de los modelos que se describen alcanza el 100% de precisión. Es más, incluso resulta complicado determinar cuál puede ser su grado de precisión. Todos ellos son herramientas distintas para resolver los mismos problemas y, por tanto, deberían ser aplicados, cuando sea posible, y sus resultados comparados. Pueden ser muy útiles si se usan adecuadamente, pues en política y en las medidas de ordenación pesquera, el interés más grande reside con frecuencia en establecer las orientaciones globales a la hora de diseñar las directrices generales (López Veiga, 2000)

#### **3.2. La actividad pesquera sobre el modelo logístico**

Comenzamos aplicando al modelo logístico la actividad pesquera. Según como se desarrolle la actividad pesquera distinguimos dos casos en función de que la tasa de capturas sea constante o variable:

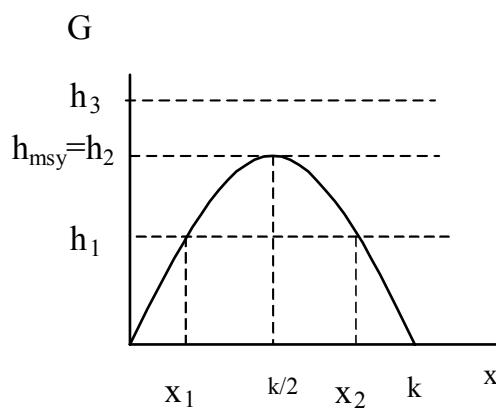
##### *a) Tasa de capturas constante*

Lo que Romero define como pesca específica, aquel caso en el que los pescadores conocen donde se encuentran los peces y deciden capturar una cantidad

determinada, aplicando una tasa de capturas constantes  $h$ , con lo que la ecuación que rige el modelo tendría la forma:

$$\frac{dx}{dt} = rx \left(1 - \frac{x}{k}\right) - h \quad [3.1]$$

siendo  $x$  la población de peces,  $h$  las capturas y  $r$  y  $k$  números reales positivos.



Este caso plantea a su vez tres posibilidades que se muestran en la Figura 3.1 según la tasa de capturas ( $h$ ) sea menor, igual o mayor que el nivel de crecimiento ( $G$ ) máximo de la población:

Figura 3. 1: Modelo logístico sometido a pesca constante.

Fuente: Romero y García, 1986, p. 100

- Si la tasa de capturas es menor que el máximo de  $G$  (caso  $h_1$ ), el cual sabemos se produce cuando el nivel de población alcanza la mitad de la capacidad de soporte del medio ( $K/2$ ), en este caso la ecuación presenta dos puntos de equilibrio:  $x_1$  y  $x_2$ . Para puntos a la izquierda de  $x_1$  al superar la tasa de capturas a la de crecimiento, la población tiende a descender, mientras que para puntos situados entre  $x_1$  y  $x_2$  la población tiende a aumentar pues el crecimiento es superior a las capturas.
- Si la tasa de capturas es igual que el máximo de  $G$  (caso  $h_2$ ), la recta y la parábola se cortan en el punto en el que  $x = K/2$ , y la población se mantendrá a un nivel constante, con lo que la población no variará.
- Cuando la tasa de capturas supere al máximo de la función de crecimiento (caso  $h_3$ ) la población descenderá.

El caso de pesca con tasas de capturas constante nos suministra una serie de predicciones relacionadas con la explotación de los recursos naturales, que serán fundamentales a la hora de tomar medidas de ordenación. Entre ellas podemos citar:

- 1) existe un máximo de capturas denominado,  $h_{MSY}$  que coincidirá con el máximo de la función de crecimiento ( $h_{MSY} = \max G$ ), tal que cualquier tasa de capturas que sobrepase dicho máximo conducirá el stock hacia la extinción.
- 2) El nivel de población  $x = x_{MSY}$  al cual la productividad del recurso es máximo no es el nivel de equilibrio natural, es sólo la mitad de este nivel ( $K/2$ ). Incluso no hay rendimiento sostenible al nivel de población máximo  $x = K$ .
- 3) Si, como consecuencia de la sobreexplotación, el volumen del stock se ha reducido a un nivel por debajo del nivel al que se produce el máximo rendimiento sostenible ( $K/2$ ), la recuperación de dicho stock a los niveles anteriores requerirá una tasa de capturas por debajo de la tasa de crecimiento.

b) *Tasa de capturas variable o pesca ciega o de arrastre*

En este tipo de pesca los pescadores no deciden capturar una cantidad constante de peces sino la que resulte de la propia actividad pesquera. Al incluirla en el modelo logístico, este se convierte en el modelo de Gordon-Schaefer, nombrado así al basarse en los trabajos que Gordon desarrolló durante los años 1953 y 1954, tal y como fueron reelaborados y utilizados de forma extensiva por Schaefer en 1957, quién a su vez se basó en los supuestos del modelo de Graham de 1938. El modelo, basado en la curva parabólica “esfuerzo-sustento”, constituye la aproximación más simple a los modelos bioeconómicos de las pesquerías, mostrándonos cómo un stock de una determinada especie puede ser explotado de forma sostenible indefinidamente si se captura una cantidad igual al excedente que el stock produce cada año. En ausencia de regulación, la pesquería tenderá al equilibrio, momento en que los beneficios sean cero. Los supuestos básicos de dicho modelo son los siguientes:

- El precio de la pesca ( $p$ ) se considera constante, al asumir que la pesquería en cuestión sólo suministra una pequeña parte del total de la oferta y consecuentemente variaciones en la pesca ofertada por esa pesquería no se espera que afecten el precio. La demanda es, por tanto, perfectamente elástica ( $E = \infty$ ).

- Los costes de la actividad pesquera son directamente proporcionales al esfuerzo pesquero ( $f$ ), es decir  $C = cf$ , donde  $c$  sería el coste de explotación de una unidad de esfuerzo pesquero.
- El modelo asume que todo el pescado que se captura se vende entero y sin desperdicio, por lo tanto asumimos que el sustento  $Y$  es igual a la cantidad vendida  $Q$ .

Partimos de la expresión del modelo de crecimiento logístico sometido a pesca ciega o de arrastre:

$$\frac{dx}{dt} = F(x) - h(x) \quad [3.2]$$

donde  $h(x)$  son las capturas resultantes de dicha actividad, que resultarán en una disminución de la tasa de crecimiento. Si la tasa de capturas  $h(x)$  es mayor que el crecimiento  $G$ , el nivel de población descenderá, si es menor aumentará y si son iguales la población se mantiene en un nivel constante. De esto se deduce que un stock podría ser explotado manteniendo un nivel de población fijo donde los pescadores despliegan sus redes, y las capturas sean proporcionales al volumen del stock. En este caso de pesca ciega o de arrastre, la función que describe las capturas  $h(x)$  se suele formalizar utilizando sólo dos parámetros como son el esfuerzo pesquero  $E$  y la tasa de capturabilidad  $q$  y se basa en la hipótesis de que la tasa de capturas por unidad de esfuerzo pesquero es igual a la tasa de capturabilidad de la especie por la densidad de la población del stock:

$$h(x) = Eqx \quad [3.3]$$

De la expresión anterior se obtiene el ratio de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE),  $h/E$ , que se suele utilizar como un indicador claro del estado en el que se encuentra el stock:

$$CPUE = \frac{h}{E} = qx \quad [3.4]$$



### 3.2.1. La tasa de capturabilidad $q$ o el coeficiente tecnológico

El coeficiente  $q$  representa la tasa de capturabilidad, es decir la fracción de la población que es capturada por una unidad de esfuerzo. También expresa directamente la efectividad del arte de pesca, por ello  $q$  se debería controlar tanto como el propio esfuerzo pesquero. Las mejoras tecnológicas tienden a aumentar el coeficiente de capturabilidad  $q$ , de ahí que algunos autores le denominen coeficiente tecnológico (Pauly et al., 2002) y por lo tanto las capturas, lo que podría hacer absurdo cualquier intento de reducir la mortalidad por pesca limitando sólo el esfuerzo pesquero.

Mackinson, et al, 1997 nos presenta tres modelos de tasas de capturabilidad: el modelo de capturabilidad constante derivado del modelo de Schaeffer, el modelo de Csirke MacCall y el modelo constante CPUE.

#### a) el modelo constante de Schaeffer.

Bajo este modelo el ratio CPUE descrito por la ecuación [3.4] desciende a medida que el nivel de esfuerzo  $E$  aumenta y provoca el descenso del sustento a medida que la población es explotada.

#### b) El modelo Csirke-MacCall

Llamado así por los estudios de MacCall en 1976 de la sardina de California y de Csirke en 1989 de la anchoa peruana. Durante periodos de colapso de stock, tanto las especies pelágicas como las demersales exhiben un incremento en la capturabilidad, por lo que la explotación de un stock con escasa abundancia de biomasa puede provocar su extinción. Estos autores observaron como algunas pesquerías pelágicas mostraban dos formas de comportamiento que las hacía vulnerables a la captura, incluso en periodos de escasa biomasa, reducían su rango mientras mantenían el mismo tamaño medio del cardumen. Así, la densidad media de dicho cardumen permanecía prácticamente invariable, con la consecuencia de que los pescadores podían conseguir casi la misma CPUE. Expresado en términos de capturabilidad la relación era tal que las capturas aumentaban a medida que el stock descendía. MacCall observó como en la sardina de California la capturabilidad era inversamente proporcional a la biomasa del stock:

$$q' = aB^{-b} \quad [3.5]$$

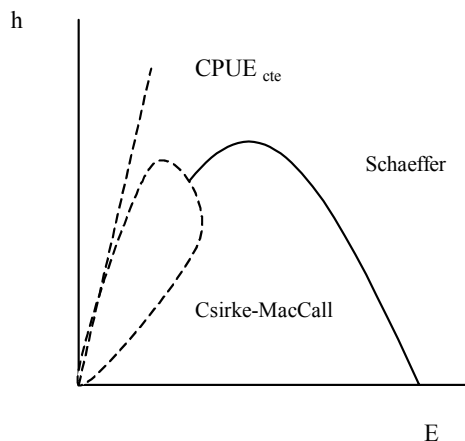
donde  $a$  es una constante de proporcionalidad y  $b$  es una constante que determina el grado según el cual la capturabilidad aumenta a medida que la biomasa  $B$  desciende. Para esta especie en particular  $b$  tenía el valor 0.611. Tasas similares de capturas en función de la densidad las observó Csirke en la anchoa peruana con  $b = 0.97$ . Respecto a las pesquerías demersales fueron Rose y Kulka en 1999 quienes estimaron para el parámetro  $b$  un valor de 0,47 para el bacalao del norte (Katsukawa y Matsuda, 2003).

c) *El modelo CPUE constante.*

El modelo define una tasa de capturabilidad que produce efectos aún más extremos que los dos anteriores. Si el valor  $h/E$  del modelo de Schaeffer permanece constante, define:

$$q' = \frac{B_{\infty}}{B} \quad [3.6]$$

de forma que el rendimiento aumenta en proporción directa al esfuerzo hasta un valor máximo a partir del cual desciende a lo largo de la misma línea.



La Figura 3.2 muestra el ratio CPUE para los tres modelos descritos anteriormente, el modelo constante de Schaeffer, el modelo de Csirke-MacCall y el modelo CPUE constante.

Figura 3. 2: Tres modelos de tasa de capturabilidad según Pitcher.

Fuente Matkinson et al., 1997, p.13

### 3.2.2. El Máximo Rendimiento Sostenible

Partiendo de la ecuación [3.2] de crecimiento logístico sometido a pesca a ciegas o de arrastre y considerando que la tasa de capturabilidad es la del modelo constante de

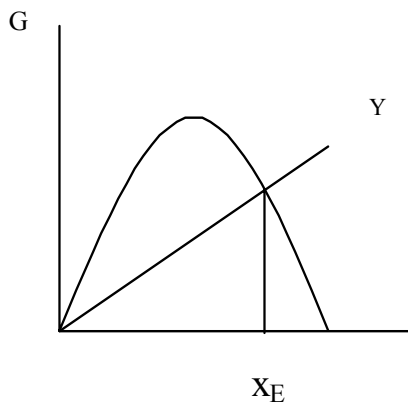
Schaeffer, ecuación [3.3], la expresión de crecimiento logístico sometido a pesca ciega o de arrastre quedaría de la siguiente forma:

$$\frac{dx}{dt} = F(x) - h(x) = F(x) - qEx = rx\left(1 - \frac{x}{k}\right) - qEx \quad [3.7]$$

donde  $x$  es el volumen de población,  $E$  el esfuerzo pesquero,  $q$  la tasa de capturabilidad y  $r$  y  $K$  constantes positivas.

El nivel de población de equilibrio, se alcanzará cuando la tasa de explotación o capturas iguale al crecimiento de la población  $G$ , es decir:

$$\frac{dx}{dt} = 0 \Rightarrow rx\left(1 - \frac{x}{k}\right) = qEx \quad [3.8]$$



Despejando  $x$  obtenemos el nivel de población de equilibrio que llamaremos  $x_E$ . Como muestra la Figura 3.3. corresponde a un nivel en el que la tasa de crecimiento iguala a la tasa de explotación:

Figura 3. 3: Población de equilibrio para pesca a ciegas o de arrastre.

Fuente: Romero y García, 1998, p. 102

$$x_E = k\left(1 - \frac{qE}{r}\right) \quad [3.9]$$

La pesca, sustento de equilibrio o renta estabilizada de capturas ( $Y_E$ ), correspondiente al nivel de población de equilibrio  $x_E$  estará determinada por la ecuación:

$$Y_E = qEx_E = qkE\left(1 - \frac{qE}{r}\right) \quad [3.10]$$

El máximo de esta función es lo que se conoce como el Máximo Rendimiento Sostenible. Un concepto que ha servido para gestionar las pesquerías durante décadas, al que le corresponde, como veremos más adelante, un nivel de esfuerzo  $E_{MSY}$ .

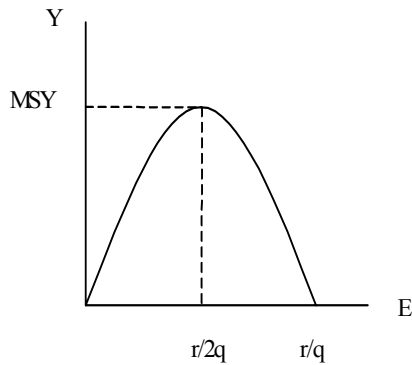


Figura 3. 4: Curva de sustento según el modelo de Schaeffer.  
Fuente: Elaboración propia.

Como muestra la Figura 3.4, el modelo de Schaefer nos dice cómo con crecientes niveles de esfuerzo la curva de sustento se eleva suavemente hacia el nivel máximo en  $E_{msy} = r/2q$ , para un nivel de población igual a la mitad de la capacidad de soporte del medio ( $K/2$ ) y después desciende también de forma suave hasta cero en  $E = r/q$

para  $x = 0$ . Este descenso para niveles de esfuerzo superiores a  $r/2q$  no implica que aumentos del esfuerzo a partir de este nivel resulten en una reducción inmediata del rendimiento.

La ecuación [3.3] ( $h = qEx$ ) implica que la tasa de capturas a corto plazo siempre aumentará con el esfuerzo, es sólo en el largo plazo cuando los procesos de dinámica de poblaciones deriven en un descenso del stock y el rendimiento definitivamente descienda. De igual manera un descenso en  $E$  siempre resulta en un descenso a corto plazo en la tasa de capturas pero puede conducir a un aumento en el largo plazo.

La pregunta que pretendemos contestar es ¿Como elegimos el nivel de esfuerzo para maximizar los beneficios? o ¿Cómo conseguir el máximo de capturas con el mínimo esfuerzo sin esquilmar la población?

### 3.2.3. Tres niveles de esfuerzo

Como hemos asumido que  $Y_E$  es igual a la cantidad vendida, sustituimos  $Q$  en su expresión, [3.10]:

$$Q = qEx_E = qkE \left( 1 - \frac{qE}{r} \right) \quad [3.11]$$

Los ingresos serán iguales a la cantidad  $Q$  por el precio  $p$  de forma que:

$$I = pQ = pqkE \left( 1 - \frac{qE}{r} \right) \quad [3.12]$$

Por operatividad y con el objeto de trabajar con una función más sencilla que nos proporcione los ingresos en función del esfuerzo pesquero realizamos los siguientes cambios de variables:  $a = k$ ;  $b = k/r$  y  $f = qE$ , de modo de que la función de ingresos adquiere la siguiente forma:

$$I = pQ = p(af - bf^2) \quad [3.13]$$

La representación de esta función de ingresos sería una curva homotética a la curva de sustento al ser el precio constante. La diferencia entre los ingresos y los costes, que les hemos considerado proporcionales al nivel de esfuerzo ( $C=cqE$ ), nos darán los beneficios, lo que algunos autores han denominado renta económica de sustento.

$$B = I - C = p(af - bf^2) - cf \quad [3.14]$$

Dado que el modelo no considera los costes fijos, damos por hecho que se trata de un modelo de equilibrio a largo plazo, en el que todos los costes son variables.

Pretendemos conocer el nivel de esfuerzo para el que los beneficios sean máximos, para ello derivamos respecto al esfuerzo ( $f$ ) y hacemos la primera derivada igual a cero. No es necesario analizar el signo de la segunda derivada puesto que ya conocemos la forma cóncava de la función. Por lo tanto:

$$\frac{dB}{df} = 0 \Rightarrow \frac{dB}{df} = pa - 2bpf - c = 0 \Rightarrow 2bpf = pa - c$$

Despejamos  $f$  para obtener el nivel de esfuerzo que maximice el beneficio y volvemos a dar a las variables  $a$  y  $b$  los valores iniciales:

$$f_{B \max} = \frac{a}{2b} - \frac{c}{2bp} \quad [3.15]$$

$$f_{B \max} = \frac{\frac{k}{2} - \frac{c}{2kp}}{\frac{k}{r}} = \frac{r}{2} - \frac{rc}{2kp} = r \left( \frac{1}{2} - \frac{c}{2kp} \right) = \frac{r}{2} \left( 1 - \frac{c}{kp} \right) \quad [3.16]$$

El segundo cambio de variable  $f = qE$ , nos permitirá obtener el nivel de esfuerzo para el que los beneficios son máximos:

$$E_{B \max} = \frac{r}{q} \left( \frac{1}{2} - \frac{c}{2kp} \right) = \frac{r}{2q} \left( 1 - \frac{c}{kp} \right) \quad [3.17]$$

Además del esfuerzo que maximiza el beneficio, el modelo también nos permite conocer el nivel de esfuerzo de equilibrio bioeconómico, que será ese nivel de esfuerzo al que tiende toda pesquería abierta (*open access*), entendiéndose como tal aquellas zonas donde existen leyes fuera de los argumentos puramente económicos que impidan a los barcos acudir y además no existe ni la propiedad ni el control sobre el recurso. En dicho nivel de esfuerzo los ingresos se igualan a los costes de forma que:

$$B = I - C = p(af - bf^2) - cf \Rightarrow paf - pbf^2 = cf \Rightarrow p(a - bf) = c$$

Despejamos  $f$  y realizamos los cambios de variables:

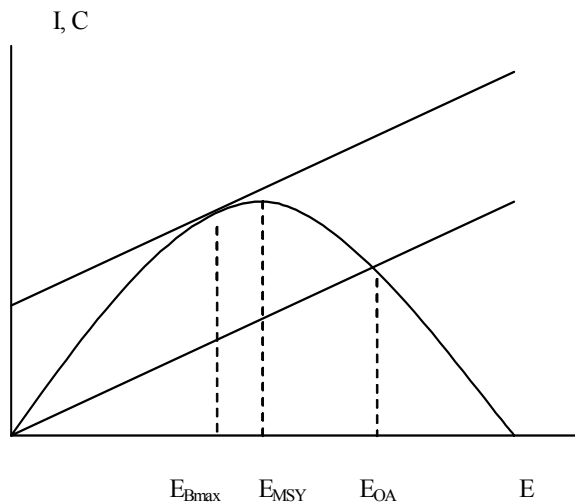
$$f_{\infty} = \frac{a}{b} - \frac{c}{bp}$$

$$f_{\infty} = \frac{\frac{k}{2} - \frac{c}{2kp}}{\frac{k}{r}} \Rightarrow f_{\infty} = r \left( 1 - \frac{c}{kp} \right)$$

$$E_{\infty} = \frac{r}{q} \left( 1 - \frac{c}{kp} \right) \quad [3.18]$$

Ningún nivel de esfuerzo, ni superior ni inferior a dicho nivel de equilibrio, se puede mantener de una forma indefinida en una pesquería por dos razones:

- Si el nivel de esfuerzo es superior al de equilibrio, los costes superan a los ingresos, y algunos pescadores se verán obligados a abandonar la pesquería.
- Si el nivel de esfuerzo es menor que el de equilibrio, los pescadores obtendrán beneficios al superar los ingresos a los costes, lo que a su vez, al no existir regulación política que impida el libre acceso, atraerá a nuevos pescadores hasta que se alcance la situación de equilibrio.



La Figura 3.5 representa gráficamente los tres niveles de esfuerzo: el que maximiza los beneficios  $E_{Bmax}$ ; el que maximiza el rendimiento  $E_{MSY}$ ; y al que tiende toda pesquería de acceso abierto (*open access*)  $E_{OA}$ .

Figura 3. 5: Tres niveles de esfuerzo.

Fuente: Elaboración propia.

Como el valor del esfuerzo pesquero que maximice a la vez los ingresos y el rendimiento tendrá que satisfacer simultáneamente las condiciones de máximo, es decir que sus primeras derivadas sean igual a cero. De la ecuación [3.13] y de la hipótesis  $Y = Q$ , se obtiene

$$\frac{dI}{df} = 0 \Rightarrow \frac{dI}{df} = pa - 2pbf$$

$$\frac{dY}{df} = 0 \Rightarrow \frac{dY}{df} = a - 2bf$$

Igualando ambas expresiones a cero tendremos la misma solución en  $E_{MSY} = r/2q$ . Toda vez que podemos expresar:

$$f_{B_{\max}} = f_{MSY} - \frac{c}{2pb} \quad [3.19]$$

$$E_{B_{\max}} = \left( \frac{r}{2q} \right) - \left( \frac{cr}{2kp} \right) \quad [3.20]$$

Lo que nos permite concluir que el valor de  $E$  que maximiza los beneficios se producirá siempre para niveles de esfuerzo menores que  $E_{MSY}$ .

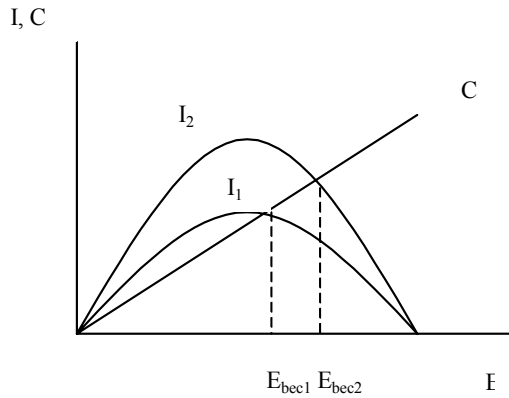
La relación que existe entre los niveles de esfuerzo nos lleva a contemplar los siguientes casos:

- Si el precio del pescado aumenta ( $p \rightarrow \infty$ ), el término  $cr/2kp$  tendería a cero, y por lo tanto el nivel de esfuerzo para el que el beneficio es máximo ( $E_{B_{\max}}$ ) tendería a  $E_{MSY}$ . Es decir que la presión económica, o lo que Adam Smith llamó la mano invisible del mercado, haría evolucionar la pesquería hacia una situación de sobrepesca y extinción. En el modelo de Schaeffer esto ocurre para un nivel de esfuerzo de  $E_{\infty}$ . En los modelos exponenciales este nivel de esfuerzo no tiene un valor finito y la extinción no sería posible, aunque la libertad de acceso podría originar una situación de sobrepesca grave. Según el modelo, un nivel de precios elevado es un incentivo para que se produzca la sobreexplotación de un recurso y esto es lo que parece haberse observado en el pasado en algunas pesquerías mundiales (Lopez Veira, 2000).
- Si lo que aumenta es el valor del coste por unidad de esfuerzo  $c$ , mayor será el valor de  $cr/2kp$  y por tanto menor será  $E_{B_{\max}}$ , con lo que en este caso el riesgo de sobrepesca se minimiza, lo que probablemente ha sido el caso de muchas especies de carángidos (*trachurus sp.*) de escaso valor en el mercado cuya sobreexplotación no se da con facilidad.
- Un efecto combinado de altos costes y bajos precios, situaría el término  $cr/2kp$  tan alto que  $E_{\infty}$  estaría entre 0 y  $E_{MSY}$  situación que impediría la sobrepesca. Esta situación podría ser el caso de algunas especies pelágicas, como la sardina atlántica en las costas de España y Portugal, cuyas capturas parecen haberse mantenido hasta los últimos años en torno a  $E_{MSY}$ . Un nivel de precios bajos y una fuerte dependencia de la industria conservera, unido al carácter tradicional de estas flotas, poco renovadas tecnológicamente, puede explicar por qué estas pesquerías se han



mantenido a esos niveles mientras que las dermesales de la misma zona se encuentran intensamente explotadas (López Veiga, 2000).

- Si además de elevarse los precios mejora la tecnología con el paso del tiempo, el efecto combinado de estos dos efectos provocaría, como muestra la Figura 3.6, una

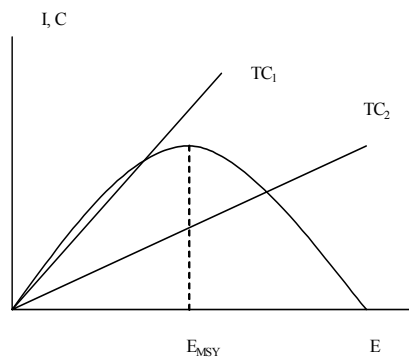


elevación de la curva de ingresos desde  $I_1$  a  $I_2$ , como consecuencia de este efecto se produciría un cambio del nivel del esfuerzo de equilibrio que aumentaría con el tiempo.

Figura 3. 6 Efecto combinado de subida de precios y mejora tecnológica.

Fuente: Elaboración propia

- Manteniendo los precios constantes y variando sólo los costes como nos muestra la Figura 3.7 observamos que si los costes son muy elevados con respecto al precio del pescado, es decir  $c > pqk$  (curva  $TC_1$ ) la pesquería no sería explotada en su totalidad.



Para niveles de costes más bajos (curva  $TC_2$ ), el nivel de esfuerzo sobrepasaría al nivel de Máximo rendimiento Sostenible y se produce la situación de sobrepesca.

Figura 3. 7: Curva de Ingresos con dos curvas de costes.

Fuente: Elaboración propia

A pesar de que el modelo ha mostrado cierto grado de concordancia con aplicaciones empíricas de algunas pesquerías, como nos muestra Bené et al. (2001) presenta ciertas limitaciones, tanto desde el punto de vista económico como biológico:

- a) Desde el punto de vista *biológico*:
  - Es un modelo global que trata al stock como una unidad, sin tener en cuenta cambios en la estructura de edades que pueden ser muy importantes.
  - Asume un entorno medioambiental estable, cuando cambios en los parámetros medioambientales pueden jugar un papel crucial en el estado del stock, lo que pudo ser el caso de la anchoa peruana.
  
- b) Desde el punto de vista *económico* hay que considerar que es un modelo valorado en términos de esfuerzo, el cual es un input en el proceso de producción, por ello a veces, es difícil analizar los efectos de una variación en el precio del output. Además es esencialmente un modelo de largo plazo, razón por la cual presenta además tres inconvenientes:
  - El concepto del largo plazo es un poco engañoso en las pesquerías, donde el capital tiende a tener una vida técnica muy larga y donde varios factores institucionales, tales como el sistema de pago a la parte a la tripulación tienden a amortiguar el retorno del capital, por ello el período de amortización podría ser muy largo.
  - La concentración en el largo plazo puede haber llevado a que algunos economistas pesqueros hayan lanzado prescripciones erróneas en sus medidas de ordenación.
  - En una pesquería abierta, los propios pescadores no toman conciencia del largo plazo, sino que explotan el stock como éste existe en un momento dado.

Sin embargo, siguiendo a Lopez Veiga (2000), el modelo presenta también algunas ventajas:

- Se puede aplicar y de hecho se ha aplicado a numerosas pesquerías utilizando únicamente datos como capturas totales, esfuerzo y CPUE, datos fácilmente disponibles en las estadísticas de cualquier pesquería.
- En pesquerías multiespecíficas se ha utilizado con más éxito que los modelos analíticos, los cuales requieren mayor sofisticación.
- Permite “predecir” la historia reciente de la pesquería al utilizar datos reales.

La gestión de los stocks de numerosos recursos naturales siguieron el camino de Schaefer aplicando modelos de producción a series temporales de capturas y niveles de esfuerzo pesquero. Las, aparentemente escasas, necesidades de información y número limitado de parámetros para realizar la aproximación a dicho modelo, provocó que surgieran durante el periodo de expansión del esfuerzo pesquero, principalmente desde 1950 en adelante, numerosos defectos en su aplicación. Durante esta fase de expansión de las pesquerías industriales, el incremento del esfuerzo coincidió con continuos incrementos tanto en la pericia de los pescadores como en los desarrollos tecnológicos de los medios de pesca.

Gordon, (1954) describió los problemas intrínsecos de las pesquerías de acceso abierto viendo cómo los pescadores tenían poco interés en controlar el esfuerzo pesquero porque “si él es lo bastante tonto como para esperar a utilizar el tiempo de uso que le corresponde se encontrará que ha sido utilizado por otro”. Históricamente, los recursos marinos se consideraban lo suficientemente inmensos como para que no fuesen esquilados por la pesca. Por ello, el peso de la prueba de que para mantener de forma sostenible los recursos naturales era necesario establecer medidas de ordenación descansaba sobre los propios gestores, prevaleciendo el sistema de acceso abierto. Bajo este sistema, al no existir derechos de propiedad sobre los recursos, las probabilidades de que se produzca sobreexplotación o incluso la extinción, son altamente probables. La solución a este problema pasaría por reconocer la necesidad de definir correctamente los derechos de propiedad sobre un recurso y saber que tales derechos implican también deberes y responsabilidades. Rossenberg (1993) define el sistema de acceso abierto como aquel en el que no se han determinado los derechos de propiedad o la gestión ha sido inefectiva. A pesar de ello, en las últimas décadas se ha avanzado considerablemente hacia sistemas que pretenden controlar el acceso a los recursos pesqueros, por ejemplo a través de cuotas individuales y transferibles que eliminan la competencia entre los pescadores, con el objetivo añadido además de promover pesquerías económicamente más viables.

### 3.2.4. La ley de rendimientos marginales decrecientes

La ecuación [3.3] que nos proporciona las capturas en función del estado del stock, establece que para un nivel dado de esfuerzo las capturas variarán de forma lineal con el tamaño de la población. A partir de aquí podemos razonar que cuanto mayor sea el tamaño de la población, mayor será el sustento y además si doblamos el nivel de esfuerzo doblaremos las capturas. Ambos supuestos no parecen cumplirse en la realidad. Para explicarlo Cunningham et al. (1985) introduce los rendimientos marginales decrecientes y los afecta tanto a la población como al esfuerzo.

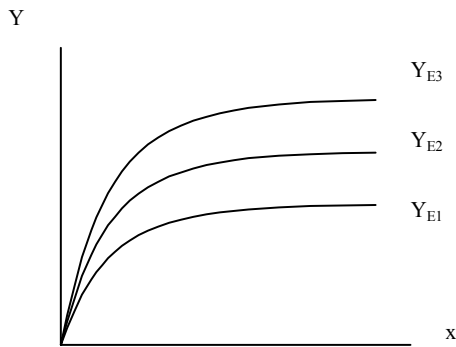
a) *rendimientos marginales decrecientes a la población.*

Cuanto mayor sea el volumen del stock, se puede pensar que mayores serán las capturas, sin embargo existen razones para pensar que las capturas variarán menos que proporcionalmente cuando el stock aumente. Una razón es que el nivel de esfuerzo, al menos a corto plazo, es dado. Por lo tanto, a medida que la población aumenta de tamaño, la cantidad dada de esfuerzo se repartirá a lo largo de la población. Por esta razón podemos suponer que en el corto plazo, el sustento no sea una función lineal de la población. La ecuación que representa el rendimiento, que en este caso lo denotamos por  $Y$ , a corto plazo tendría la forma:

$$Y = qEx^\alpha \quad [3.21]$$

donde  $\alpha$  representa el grado de rendimientos decrecientes a la población. Se encuentra comprendido entre 0 y 1, cuanto más cercano este su valor a cero más severos serán dichos rendimientos y no existirán en el caso de que  $\alpha$  sea igual a 1. Los rendimientos decrecientes son extremadamente importantes, particularmente cuando el tamaño de la población descende a consecuencia de la actividad pesquera. Tal situación se agrava en el caso de las especies pelágicas por el comportamiento del cardumen, el llamado “*schooling behaviour*”. Parece que la principal razón de este comportamiento es reducir la fuerte depredación a la que tales especies están sometidas. Como hemos visto en el capítulo anterior, Brock y Riffenburg demostraron que la tasa de depredación es función decreciente del tamaño del cardumen. Si, además, la pesca reduce dicho tamaño, el stock puede colapsar por que es incapaz de soportar el nivel natural de depredación o, incluso, cualquier cambio medioambiental desfavorable. De aquí que, en

el caso de especies pelágicas, éstas deban ser protegidas de la amenaza de la sobrepesca, puesto que si no es así, una vez que el volumen del stock atraviesa un punto crítico, descienden de forma dramática, fenómeno que ya hemos visto recibe el nombre de despensación.



La Figura 3.8 nos muestra tres niveles de rendimientos o capturas distintos según los valores que tome el parámetro  $\alpha$

Figura 3. 8: Distintos niveles de rendimiento en función del valor de  $\alpha$ .

Fuente: Cunningham et al, 1985, p. 54

b) *rendimientos marginales decrecientes al nivel de esfuerzo.*

A corto plazo la población se mantiene en unos niveles dados, de ahí que si doblamos el nivel de esfuerzo no podemos pensar que las capturas se doblarán. Parece probable que, cuanto más cercano esté el sustento actual a su nivel máximo, más pequeños serán los incrementos de las capturas conseguidos a través de incrementos en el esfuerzo. Una forma de expresar esta situación sería a través de la siguiente ecuación:

$$Y = qE^\beta x \tag{3.22}$$

donde  $\beta$  representa los rendimientos variables a esfuerzo. Al igual que en el caso anterior  $\beta$  se encuentra entre 0 y 1, si es igual a la unidad podemos decir que no existen rendimientos decrecientes al esfuerzo.

Si consideramos la ecuación [3.22] y de acuerdo a lo indicado en la ecuación [3.2] podríamos expresar el modelo de Schaeffer:

$$\frac{dx}{dt} = F(x) - qE^\beta x = rx \left( 1 - \frac{x}{K} \right) - qE^\beta x \tag{3.23}$$

si hacemos  $dx/dt = 0$  podemos calcular la población de equilibrio:

$$x_E = k \left( 1 - \frac{qE^\beta}{r} \right) \tag{3.24}$$

Para calcular la curva de sustento en este caso, como para cada nivel de  $\beta$  surgirá un nivel de esfuerzo al cual le corresponderá una curva de sustento, podemos establecer la siguiente función:

$$Y_s = kqE^\beta \left( 1 - \frac{qE^\beta}{r} \right) \tag{3.25}$$

Si  $\beta$  es igual a la unidad la curva de sustento es el reflejo de la curva de productividad biológica pero con una importante diferencia entre ambas: la primera se define con respecto al esfuerzo, mientras que la segunda con respecto a la población.

Al existir rendimientos marginales decrecientes con respecto al esfuerzo ( $0 < \beta < 1$ ) la curva de sustento se va alargando hasta alcanzar su máximo para, a partir de ese punto, comenzar a descender. Como muestra la Figura 3.9, cuanto más grande sea el valor de  $\beta$  más pronunciada será su forma:

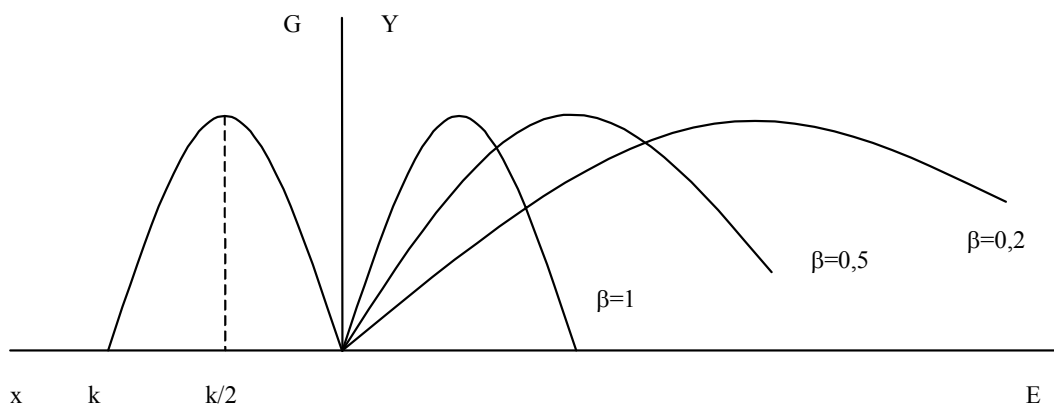


Figura 3. 9: Curva de sustento con rendimientos decrecientes al esfuerzo.

Fuente: Cunningham et al, 1985, p. 37.

Igualando a cero la ecuación que proporciona el sustento  $Y_s$  y despejando el esfuerzo  $E$  obtenemos el nivel de esfuerzo máximo para que se produzca la extinción del stock ( $E_{max}$ ):

$$Y_{max} = \left( \frac{r}{q} \right)^{\frac{1}{\beta}} \quad [3.26]$$

Si lo que queremos es obtener el nivel de esfuerzo correspondiente al rendimiento máximo sostenible  $E_{msy}$  diferenciamos con respecto al esfuerzo e igualamos a cero:

$$E_{msy} = \left( \frac{r}{2q} \right)^{\frac{1}{\beta}} \quad [3.27]$$

De esta expresión se deduce que si  $\beta$  es igual a la unidad, el esfuerzo que proporciona el rendimiento máximo sostenible es la mitad del esfuerzo máximo, pudiendo establecer la relación entre los dos niveles de esfuerzo de la siguiente forma:

$$E_{msy} = \left( \frac{1}{2} \right)^{\frac{1}{\beta}} E_{max} \quad [3.28]$$

A medida que se reduce el nivel de esfuerzo,  $E_{msy}$  se va haciendo una fracción cada vez más pequeña de  $E_{max}$ , siendo este  $E_{max}$  la cantidad total de esfuerzo que la pesquería puede soportar sin que se produzca la extinción del stock.

Hasta ahora hemos supuesto que el valor de la tasa de capturabilidad  $q$  es menor que la mitad del valor de la tasa de crecimiento  $r$ . Si este no fuese el caso, es decir si la tasa de crecimiento es menor que el doble de la tasa de capturabilidad, el efecto de los rendimientos decrecientes sería, como muestra la Figura 3.10, "empujar" a la curva de sustento en la dirección opuesta a la que lo ha hecho en el caso anterior:

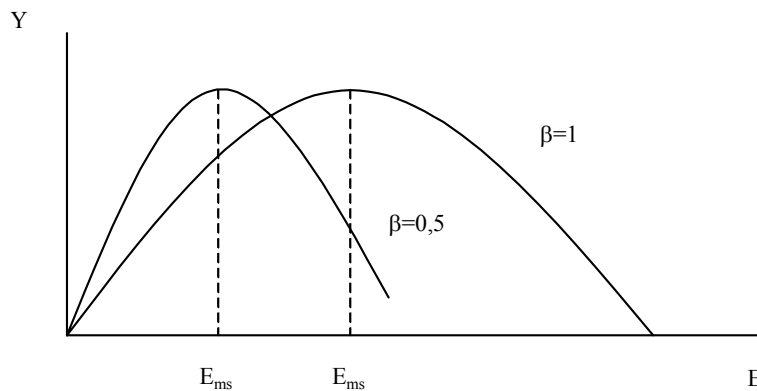


Figura 3. 10: Curva de sustentación cuando la tasa de crecimiento es menor que el doble de la tasa de capturabilidad.

Fuente: Cunningham et al, 1985, p. 39

Cuando el nivel de capturas excede el máximo sostenible, y el nivel de esfuerzo no se reduce, a corto plazo nos podemos encontrar con la extinción de la especie. Una forma de evitar esto sería introducir una restricción en la ecuación anterior, como por ejemplo:

$$Y = qE^\beta x, \text{ para } 0 \leq E \leq E_{Y_{max}}, \text{ donde } Y = Y_{max}, \text{ para } E > E_{Y_{max}} \quad [3.29]$$

donde  $E_{Y_{max}}$  es el nivel de esfuerzo requerido para que se produzca la extinción del stock. Alternativamente se han utilizado diferentes formas de esta expresión de la curva de sustentación a corto plazo, como por ejemplo:

$$Y = Y_{max} (1 - e^{-E}) \quad [3.30]$$

en esta ecuación si el nivel de esfuerzo es 0, no existen capturas mientras que si aumenta el esfuerzo las capturas tienden a  $Y_{max}$ . Sin embargo la ecuación presenta el inconveniente que no "anuncia" la extinción, excepto en el caso de que el nivel de esfuerzo sea infinito.

### 3.3. El modelo de Producción generalizada de Pella y Tomlison

Pella y Tomlison desarrollaron en 1969 una generalización del modelo de Schaeffer que permitía considerar familias de curvas de rendimiento con respecto al



tamaño de la población y al esfuerzo pesquero. Utilizando la ecuación de Bernoulli propusieron la siguiente tasa de crecimiento:

$$\frac{dB}{dt} = k_1 B^m - k_2 B \tag{3.31}$$

donde  $B$  es la biomasa del stock y  $m$ ,  $K_1$  y  $K_2$  constantes positivas. Al añadir la actividad pesquera obtuvieron la siguiente relación entre el rendimiento ( $Y$ ) y el esfuerzo pesquero ( $E$ ):

$$Y = k_3 E \left( \frac{(k_3 E + k_2)}{k_1} \right)^{\frac{1}{m-1}} \tag{3.32}$$

donde  $m$ ,  $K_1$ ,  $K_2$  y  $K_3$  son constantes positivas.

Dividiendo la expresión anterior entre el esfuerzo obtenemos la relación que nos proporciona las capturas por unidad de esfuerzo:

$$\frac{Y}{E} = k_3 \left( \frac{(k_3 E + k_2)}{k_1} \right)^{\frac{1}{m-1}} \tag{3.33}$$

Expresión de la que se derivan una familia de curvas en función del valor de  $m$ . Como se muestra en la Figura 3.11, si  $m$  es igual a 2 el modelo se convierte en el modelo de Schaeffer, mientras que si  $m$  se aproxima a 1 el modelo se convierte en el exponencial.

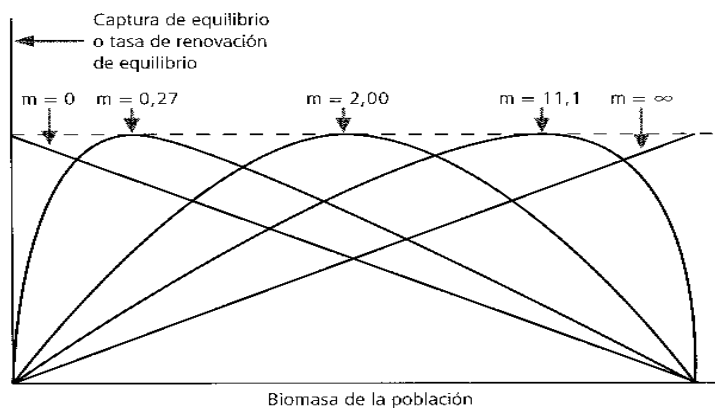


Figura 3. 11: Familias de curvas en función del parámetro  $m$ .

Fuente: López Veiga, 2000, p. 183

De lo anterior se deduce que mientras en el modelo de Schaeffer, quizás el modelo de producción más sencillo, la curva de producción es simétrica alrededor de la biomasa  $B_{msy}$  que puede producir el  $MSY$ , en el modelo generalizado más complejo que desarrollaron Pella y Tomlison, la curva de producción puede desviarse en cualquier dirección. Para algunos autores como López Veiga, (2000) este modelo es más realista o al menos más adaptable a posibles realidades, mientras que para otros como Pragger (2002) el modelo logístico ofrece más simplicidad, al considerar que la estimación de los coeficientes en el modelo generalizado es compleja.

### 3.4. El modelo exponencial

Algunos autores como Ricker consideraban que la relación parabólica entre las capturas y el esfuerzo pesquero no era la que mejor describía la situación real de una pesquería. Basándose en experiencias empíricas formularon soluciones prácticas para establecer dichas relaciones. Sin embargo fue en 1970 cuando Fox dio los fundamentos teóricos a las observaciones prácticas basándose en la función de crecimiento de Gompertz (Lopez Veiga, 2000). Este modelo constituye una aproximación más adecuada a la realidad que el modelo de Schaeffer y permite mantener a las pesquerías en equilibrio con niveles de esfuerzo superiores al  $E_{msy}$  sin que se llegase a extinguir a la población. La ecuación que proporciona el rendimiento ( $Y$ ) según el modelo exponencial tiene la siguiente forma:

$$Y = k^2 E e^{-bE} \quad [3.32]$$

donde  $E$  es el esfuerzo y  $k$  y  $b$  constantes positivas.

En la Figura 3.12 se representan varias curvas: la curva de producción obtenida a partir de la ecuación general del modelo exponencial multiplicado por el precio, dos curvas de costes con diferente valor  $y$ , con el objeto de hacer una comparación, también se representa la curva de sustento correspondiente al modelo de GS.

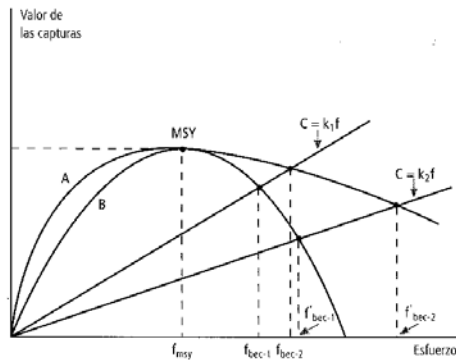


Figura 3. 12: Puntos de equilibrio bioeconómico para distintos modelos

Fuente: López Veiga, 2000, p. 270

Si los costes de explotación son elevados ( $C=k_1f$ ), los puntos de equilibrio bioeconómico serían  $f_{bec-1}$  y  $f_{bec-2}$  para los modelos de Gordon Schaeffer y exponencial respectivamente. Para este nivel de costes la sobrepesca no sería muy elevada según el modelo de Gordon Schaeffer y ambos modelos conducirían a conclusiones similares puesto que  $f_{bec-2}$  sería aproximadamente  $f_{bec-1}$ .

Con un nivel de costes inferiores ( $C=k_2f$ ) los puntos de equilibrio bioeconómico se producirían a niveles más elevados en el modelo exponencial que en el de Gordon Schaeffer,  $f_{bec-2}$  y  $f_{bec-1}$  respectivamente, incluso el nivel de esfuerzo de equilibrio correspondiente al modelo exponencial, sería más del doble del nivel  $f_{msy}$ . La razón entre ambos niveles de esfuerzo sería aproximadamente 1,3 (López Veiga, 2000) lo que en términos reales y prácticos tendrá unas consecuencias económicas y biológicas muy distintas.

El modelo exponencial, a pesar de no añadir nada que sea básica o conceptualmente diferente al modelo de Schaefer, sugiere la posibilidad de que el punto de equilibrio bioeconómico se pueda producir a niveles muy superiores a los correspondientes con el máximo rendimiento sostenible. El modelo nos permite realizar las siguientes consideraciones:

- El tamaño de la población al que corresponde una tasa de crecimiento mayor ocurre a un nivel más bajo que en el modelo de Schaeffer. Mientras que en éste se produce en la mitad de la capacidad de soporte del medio ( $k/2$ ), en el modelo de Fox tiene lugar a  $0,37 k/2$ .
- Lo anterior implica que el esfuerzo pesquero puede ser más intenso que en el modelo de Schaeffer. Las diferencias entre los niveles de esfuerzo pueden ser de hasta un 26% (López Veiga, 2000), lo que puede tener consecuencias importantes al tomar medidas de ordenación que pretendan reducir el esfuerzo pesquero.

- Aunque existen diferencias entre los niveles de esfuerzo asociados al rendimiento máximo sostenible, los valores de dicho rendimiento son similares para ambos métodos.
- El modelo de Schaeffer predice la extinción de la especie por sobrepesca, mientras que en el exponencial la zona de sobrepesca es mucho más amplia.

### 3.5. La actividad pesquera sobre el modelo de Beverton y Holt

Beverton y Holt contemplaron cómo la mayoría de los peces no mamíferos producían gran cantidad de huevos, por lo que no se ajustaban a un régimen lento de crecimiento como el que sugiere el modelo logístico, sino que en los primeros estadios de su desarrollo atraviesan un período larvario. Este hecho les llevo en 1957 a desarrollar el modelo que lleva su nombre. Dicho modelo permite calcular el rendimiento total de una clase anual o cohorte (conjunto de individuos de una población nacidos en el mismo año) durante todo el periodo de su vida explotable y demuestra que, permaneciendo constantes el resto de factores, el rendimiento anual de dicha clase es equivalente al rendimiento de todas las clases anuales presentes en la pesquería durante un año.

El modelo propone una ecuación que proporciona el rendimiento anual ( $Y$ ) considerando dos variables independientes: el reclutamiento ( $R$ ) y la mortalidad por pesca ( $F$ ), la cual depende a su vez del esfuerzo pesquero y de la edad de primera captura.

Partiendo de las ecuaciones desarrolladas en el capítulo anterior, si asumimos que la tasa instantánea de cambio en el rendimiento de una clase anual depende de la tasa instantánea de peces capturados  $F$ , que asumimos constante, del número de individuos  $N(t)$  y del peso  $W(t)$ , podemos expresar el rendimiento total de esa clase anual por :

$$\frac{dy}{dt} = FN_t W_t \quad [3.33]$$

el rendimiento total será:

$$Y = \int_{t_c}^{\infty} FN_t w_t dt \tag{3.34}$$

donde  $t_c$  es la edad de primera captura.

La ecuación [3.34], además de representar la biomasa total obtenida de un solo cohorte durante toda su vida, describe también el sustento anual en equilibrio obtenido de un stock que se constituye de cohortes de todas las posibles edades, si suponemos que el coeficiente  $F$  y el reclutamiento anual  $R$  permanecen constantes.

De las tres variables independientes la única no controlada por el hombre es el Reclutamiento, el cual sufre numerosas variaciones de año en año, lo cual es un inconveniente a la hora de derivar la curva de rendimiento. Por este motivo se utiliza la expresión que proporciona el rendimiento por recluta:

$$\frac{Y}{R} = \int_{t_c}^{t_\lambda} \frac{FN_t W_t}{R} dt \tag{3.35}$$

en la que los valores de los factores que maximizan el valor del rendimiento por recluta ( $Y/R$ ) también maximizan el rendimiento anual total ( $Y$ ).

De esta forma Beverton & Holt suponen que la pesquería está descrita por la tasa de mortalidad por pesca y por el tamaño de la malla o la selectividad del arte de pesca, entendiendo como tal el porcentaje de individuos correspondiente a cada talla que son retenidos en las redes, el cual establecerá la edad de primera captura.

El modelo permite obtener dos tipos de curvas según variemos el coeficiente de mortalidad por pesca o la edad de primera captura, a través del tamaño de la malla.

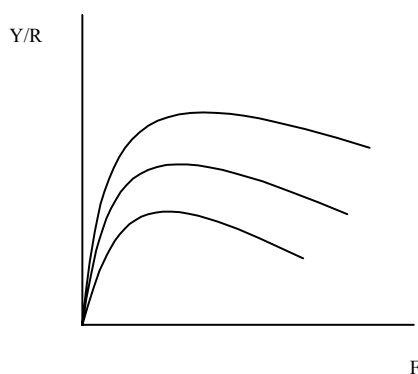


Figura 3. 13: Curvas de rendimiento según el valor de F  
Fuente: Elaboración propia

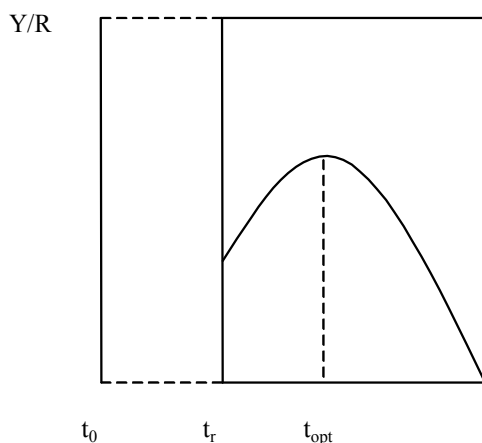
Si variamos la tasa de mortalidad por pesca manteniendo constante la edad de primera captura obtenemos unas curvas similares a la obtenida con el modelo logístico, con la diferencia de que en este caso,  $Y/R$  aumenta rápidamente a medida que aumenta  $F$ , hasta alcanzar el valor máximo  $Y/R_{max}$  correspondiente a una tasa máxima de mortalidad por pesca

$F_{max}$ . Más allá de este valor, los valores del rendimiento por recluta disminuyen de una forma más suave que en los modelos logísticos.

La Figura 3.13 muestra cómo para cada valor de  $F$  existirá un tipo de malla que proporcionará un rendimiento máximo. Si unimos todos estos puntos obtenemos lo que los autores llamaron “curva de sustento eumétrica”.

Dicha curva de sustento es la envolvente de todos los puntos que producen el máximo rendimiento sostenible o máximo rendimiento por recluta, según el tipo de curva que se use. López Veiga la define como “*el lugar geométrico de todos los valores máximos del rendimiento que pueden obtenerse para un determinado nivel de esfuerzo y para todas las posibles combinaciones de un patrón de explotación*”. Representa el rendimiento máximo sostenible que se puede obtener para cualquier nivel de esfuerzo. Sólo los puntos de dicha curva se pueden considerar óptimos desde el punto de vista de la pesca. Si adoptamos el supuesto usual de que el precio es constante y los costes son proporcionales al esfuerzo, podemos obtener un diagrama de ingresos y costes.

Otro tipo de curvas que proporciona el modelo son las que nos muestran la variación del valor del rendimiento por recluta ( $Y/R$ ) cuando la talla de primera captura y  $F$  se mantienen constantes. En la Figura 3.14 se observa como para cada valor de  $F$  existe un tamaño óptimo de primera captura ( $t_{opt}$ ), que dependerá de la selectividad del arte de pesca.



El momento de eclosión del huevo es  $t_0$  y  $t_r$  es el momento de reclutamiento. El tiempo entre estos dos momentos es lo que se conoce como fase de prereclutamiento.

Figura 3. 14: Tamaño óptimo de primera captura.

Fuente: Elaboración propia

A pesar de que el análisis de este modelo es mucho más complicado que el modelo logístico, en la historia de las pesquerías se ha aplicado a especies tales como la platija del Mar del Norte, el merlán, el bacalao del Atlántico y la anchoa peruana.

Aún cuando la relación entre las poblaciones parental y filial no es muy clara, puesto que el reclutamiento varía de un año a otro, es prudente no descartar la posibilidad de su existencia. Ricker (1977) señala la importancia de conocer la forma de la curva de reproducción, ya que para algunos stocks con un máximo muy pronunciado, la caída del rendimiento una vez que se traspasa el nivel del MSY pudiera ser mucho más acusado de lo que pudiera derivarse de los modelos logísticos o analíticos, con el grave riesgo de una severa disminución del stock.

Este tipo de consideraciones ha llevado a que, en algunos casos, y especialmente en los stocks pelágicos, se halla aplicado un tipo de medidas de regulación mucho más restrictivas que las que resultarían de aplicar los modelos logísticos, estableciendo como objetivo el alcanzar un cierto nivel en la masa de población de reproductores. Como las últimas medidas adoptadas en base a estas hipótesis, se tomaron en los últimos años de la existencia del ICNAF, no se puede descartar el origen puramente político de las mismas (López Veiga, 2000).

La incertidumbre acerca del conocimiento de la relación stock-reclutamiento es tal que se han propuestos diversos métodos indirectos para derivarla. Algunos autores como Larrañeta (1979), consideraban que incluso la actividad pesquera puede alterar la forma de las curvas de reproducción o generacionales.

La historia más reciente de las pesquerías muestra que, a pesar de la fuerte sobreexplotación de algunas de ellas, el nivel de reproductores se ha mantenido en niveles que han permitido reclutamientos normales, con la única excepción de las especies pelágicas.

El modelo de Beverton and Holt, al igual que los modelos descritos anteriormente, presentan ventajas e inconvenientes. Entre los últimos podemos citar:

- Los modelos analíticos sólo son aplicables a un stock y especie en particular.
- La curva de rendimiento o rendimiento por recluta, al obtenerse tras un proceso deductivo, tendrá un grado de ajuste a la realidad que dependerá de la bondad de los datos utilizados.

- Para conocer con absoluta certeza el crecimiento de esa especie en ese stock determinado, se requiere el apoyo de evidencias empíricas y un buen sistema para determinar la edad de los individuos.
- Por razones de operatividad es necesario establecer algún tipo de relación entre el coeficiente instantáneo de mortalidad por pesca ( $F$ ) y el esfuerzo pesquero ( $E$ ), es decir conocer el coeficiente  $q$ , puesto que entre las medidas de ordenación que se tomen, estará la regulación del esfuerzo pesquero.
- Como el reclutamiento ( $R$ ) varía de año en año, para obtener una buena curva de rendimiento por recluta se necesita una buena estimación del valor medio de  $R$ .
- Se ha asumido que la tasa instantánea de mortalidad natural ( $M$ ) y es constante a lo largo de toda la vida del individuo, lo cual no tiene por que ser así, puesto que dependerá de la edad.
- Se asume que para un cierto nivel de esfuerzo pesquero, arte de pesca y edad de primera captura  $t_c$ , el valor del coeficiente instantáneo de mortalidad por pesca ( $F$ ) es el mismo para todos los grupos de edad, lo que no tiene por que ser así.

Entre las ventajas que nos proporciona este modelo podemos citar:

- Son un poderoso instrumento de razonamiento lógico para una pesquería en particular, pudiendo conocer las tendencias de la pesquería al variar uno o varios elementos, lo que no se puede lograr con los modelos logísticos.
- Aún cuando la curva de rendimiento o la curva de rendimiento por recluta, no represente la realidad de una pesquería con una precisión del 100%, no se puede discutir su construcción lógica, ni el sentido, al menos cualitativo de sus predicciones.
- Permite establecer valores del coeficiente instantáneo de mortalidad por pesca ( $F$ ), lo que puede ser un instrumento útil en las medidas de ordenación pesquera.
- Este tipo de modelos son útiles cuando se utilizan conjuntamente con otras técnicas como proyecciones de capturas o análisis de cohorte.

Para determinar el nivel de esfuerzo que proporcionase los beneficios máximos, Beverton y Holt utilizaron los mismos conceptos que usaron Gordon Schaefer en el desarrollo del modelo, como por ejemplo el de la disipación de la renta como punto de



equilibrio de las pesquerías. Su poder explicativo es muy superior al modelo de Gordon Schaeffer. Sin embargo, desde un punto de vista práctico es más difícil de aplicar, puesto que utilizan el valor del coeficiente instantáneo de mortalidad por pesca  $F$  y no el esfuerzo pesquero  $E$ . En este sentido  $F$  es una medida aún más inconcreta en términos económicos de lo que era en términos biológicos. Así como desde el punto de vista de la política el esfuerzo pesquero es la medida más directa y práctica, la mortalidad por pesca no tiene esta identificación tan inmediata. Tendremos que recurrir a la relación  $F = qE$  para poder calcular  $E$ , lo que nos permitirá tomar medidas de ordenación más prácticas y concretas.

En la siguiente figura (3.15) se muestra un diagrama simple de ingresos y costes. Como la curva eumétrica que, como hemos dicho, representa el máximo rendimiento sostenible que se puede obtener para cualquier nivel de esfuerzo  $E = F/q$ , sabemos que sólo los puntos de dicha curva se pueden considerar óptimos bajo los supuestos del sustento de equilibrio. Si asumimos el precio constante, dicha curva representará además el valor de las capturas. De igual forma adoptamos el supuesto básico de que los costes son proporcionales al esfuerzo

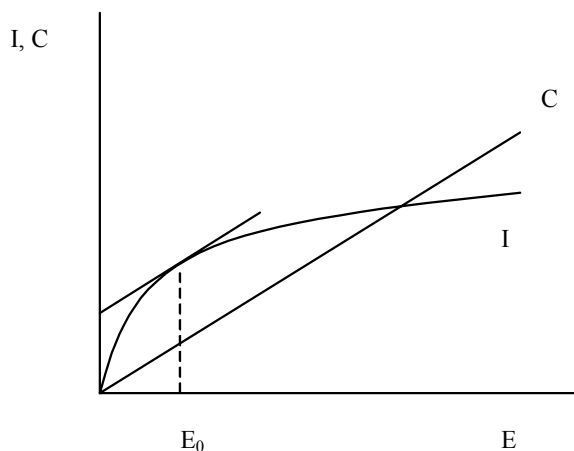


Figura 3. 15: Nivel de Esfuerzo óptimo.

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 3.15 se observa como la pesca "óptima" ocurre al nivel de esfuerzo  $E_0$ , al cual los costes se igualan a los ingresos, dicho punto nos permitiría determinar de una forma óptima tanto el nivel de esfuerzo como el tamaño de red.

La simplicidad de este diagrama puede hacernos pensar que la única diferencia entre el modelo de B&H y el de Schaeffer es la introducción del parámetro que nos indica el tamaño de malla, sin embargo el modelo es mucho más complejo.

La Figura 3.16 muestra tres curvas de rendimiento  $Y_1$ ,  $Y_2$  e  $Y_3$  para el mismo stock de una determinada especie, junto con la curva eumétrica. El tamaño medio de las

capturas con  $Y_1$  será menor que el obtenido con el patrón de explotación  $Y_2$ , y este a su vez menor que el obtenido con  $Y_3$ . Se asume que el costo total de explotación será en los tres casos el mismo. En la figura se observa cómo, a largo plazo, simplemente cambiando el patrón de explotación de la flota, se puede cambiar el punto de equilibrio bioeconómico. Supongamos que estando en el punto de equilibrio  $E_{OA1}$  correspondiente a la curva  $Y_1$ , se toma la medida política de cambiar el patrón de explotación sin restringir la entrada a la pesquería. Dicha medida hará que la pesquería evolucione lentamente hacia el estado de equilibrio a largo plazo descrito por la curva  $Y_3$ . Las consecuencias de tal medida serían que el nivel de esfuerzo  $E_{OA1}$  ya no proporciona el equilibrio bioeconómico correspondiente al nivel  $E_{OA3}$ . Con el nuevo patrón de explotación, el rendimiento es mucho mayor, y el esfuerzo pesquero podría expandirse considerablemente.

Si al cambiar el patrón de explotación se congela el esfuerzo pesquero, la pesquería se mantendría al nivel de esfuerzo  $E_{OA1}$  que en la curva  $Y_3$  no se correspondería ya con el punto de equilibrio bioeconómico, sino con el punto donde se generaría, aproximadamente, los máximos beneficios individuales.

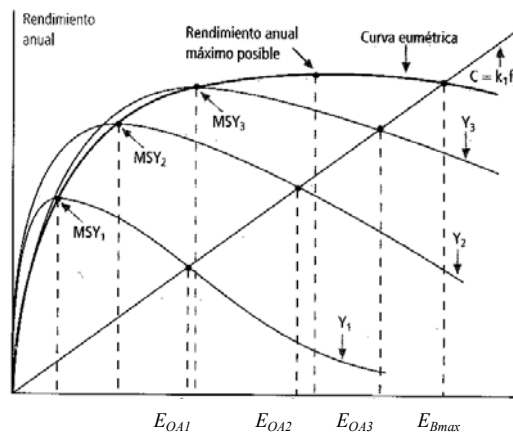


Figura 3. 16: Modelo de Beverton y Holt para tres curvas de Rendimiento Máximo Sostenible.

Fuente: López Veiga, 2000, p. 273.

Otra posibilidad que nos ofrece el modelo de B&H es la de conocer el valor máximo de esfuerzo pesquero con el que se pueda alcanzar un punto de equilibrio bioeconómico con todas las combinaciones posibles de tipos de explotación y con una estructura de costes determinada.

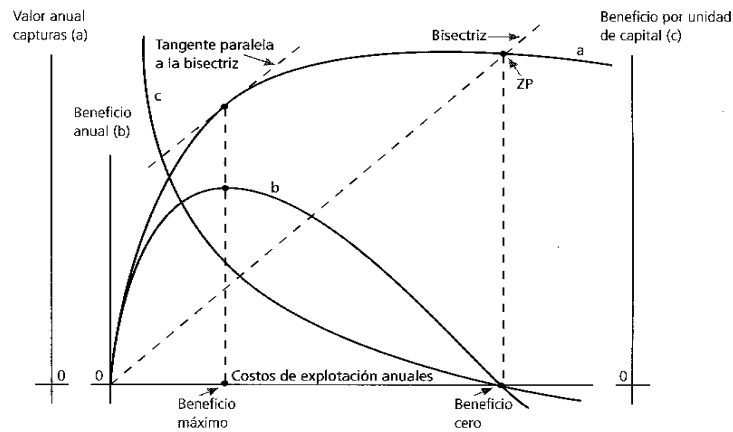


Figura 3. 17: Equilibrio bioeconómico en el modelo de Beverton y Holt.

Fuente: López Veiga, 2000, p. 275.

En la Figura 3.17 se representan tres tipos de curvas: la curva eumétrica de rendimiento (a) traducida a su equivalente económico, que nos proporcionará el valor del rendimiento anual contra los costes de explotación; la curva de beneficios totales (b); y la curva de beneficios por unidad de output como función de los costes de explotación (c). El punto de equilibrio bioeconómico a muy largo plazo se encontraría situado en la intersección de la curva que representa el beneficio por unidad de output con la bisectriz, sería el punto ZP que representaría, con una estructura de costes determinada, el valor máximo de esfuerzo pesquero con el que puede alcanzarse el equilibrio bioeconómico con todas las posibles combinaciones de tipos de explotación.

### 3.6. El nuevo enfoque de gestión de los ecosistemas

La dificultad en determinar el grado de precisión de los modelos descritos anteriormente y los numerosos errores cometidos en la historia de la gestión de las pesquerías, han puesto en duda la validez de los mismos, propiciando en los últimos años, la aparición de un nuevo enfoque en la gestión de los recursos basado, tanto en una visión global de los ecosistemas como en la gestión de pesquerías multiespecies. Muchos investigadores (Katsukawa y Matsuda, 2003; Pauly et al. 2002) han reconocido los límites de los modelos unidimensionales y han desarrollado modelos de ecosistemas que, aunque aún no se tiene una idea muy clara sobre su formalización, es necesario que contemplen aspectos tales como las interacciones entre especies, los impactos sobre el

hábitat marino de las artes de pesca, etc.. Este tipo de modelos pueden tener su exponente más claro en una de las herramientas de gestión más importantes que se ha desarrollado en los últimos años como es la creación de reservas marinas, que analizaremos más adelante. Aún son pocos los estudios que nos ilustran cómo este nuevo enfoque se debe aplicar. Uno de los más conocidos es el de la Comisión para la Conservación de los Recursos Marinos Vivos del Antártico que establece este tipo de enfoque en la gestión de sus recursos (Caddy y Cochrane, 2001).

Con respecto a la gestión de pesquerías multiespecies, donde flotas diferentes capturan especies de la misma cadena alimenticia, al establecerse las cuotas se han empezado a considerar aspectos como las interacciones entre especies, como es el caso de los TACs del capelán en las aguas del Atlántico Norte de Canadá, donde se han tenido las interacciones depredador-presa de esta especie con el bacalao, así como el considerar al establecer los TACs del *Krill*, un tipo especial de gamba, de las necesidades de los mamíferos marinos, sus depredadores naturales.

## ***CAPÍTULO 4***

# ***LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS PESQUEROS***

**Introducción**

**Orígenes de la gestión pesquera**

**La gestión pesquera tras la Segunda Guerra Mundial**

**La gestión pesquera en la actualidad**

**Los instrumentos o herramientas en la gestión**



## **4. LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS PESQUEROS**

### **4.1. Introducción**

Una falacia común del siglo pasado es que somos la primera generación que nos enfrentamos con los difíciles problemas de la gestión de los recursos naturales. La gestión de las pesquerías tiene una rica e importante historia, algunas de cuyas lecciones se han descubierto en los últimos 20 años. En este capítulo comenzamos dando un repaso al desarrollo de la gestión pesquera desde sus comienzos hasta nuestros días, para luego analizar los principales instrumentos o herramientas utilizados en dicha gestión.

### **4.2. Orígenes de la gestión pesquera**

Ya en el año 1376 se le solicitó al rey Eduardo III, la utilización de un nuevo tipo de arte de pesca, que parece haber sido el origen de una pequeña red de arrastre, a causa del daño que las artes utilizadas hasta entonces causaban, no sólo al substrato marino, sino también a los huevos de ostras y mejillones, y el excesivo número de peces pequeños que dichas artes capturaban.

La organización en la gestión de las pesquerías parece haber sido una característica común de muchas pesquerías en el pasado. En Francia existían las “*prud’homies*”, cuyas funciones incluían el asegurar una justa asignación de los recursos dentro de la jurisdicción local de la *prud’homie*, protegiendo a través de la regulación, tanto el territorio de intrusiones externas, como los recursos. En España las cofradías jugaban un papel similar. En Japón durante el período que va desde 1603 hasta 1868, se establecieron territorios de pesca y las aguas costeras se consideraron extensiones de la tierra y por lo tanto una parte del dominio feudal. Este sistema permanece prácticamente intacto en la actualidad, aunque durante el último siglo han sido las cooperativas pesqueras las encargadas de gestionar los territorios costeros.

Prácticas similares existían en Filipinas, Oceanía, la costa del Pacífico de Norte América y Méjico. Podemos decir que la propia existencia de estas normas indicaba que las comunidades sabían del valor de los recursos y de la importancia de conservarlos.

En la etapa previa a la explotación industrial, las pesquerías se gestionaban de una manera sostenible utilizando únicamente el conocimiento, transmitido a través de las generaciones, y unas prácticas y tecnologías primitivas, aún sin una información científica como la que se dispone en la actualidad, sobre los ecosistemas marinos. El desarrollo de la economía de mercado y los aspectos que ésta trae consigo, como por ejemplo la aplicación del precio a un producto como el pescado y el consiguiente incentivo para pescarlo, el desarrollo de buques de pesca a motor, resultado no sólo de avances tecnológicos sino también de un mercado creciente y de unos medios de almacenaje, procesado y transformación que se desarrollaron para satisfacerle, trajeron consigo la necesidad de realizar inversiones sustanciales. Ello motivo que los centros de decisión y gestión se trasladasen desde las comunidades costeras hacia las comunidades de negocios, bancos y gobiernos locales y centrales. Así se pasó de la pesca artesanal a la explotación industrial.

Las primeras regulaciones pesqueras que se aplicaron en el ambiente marino tendían a reflejar las prácticas originales y derechos establecidos en los lugares donde se cultivaban peces de agua dulce, por ejemplo en los monasterios, donde la prohibición de consumo de carne los viernes llevó a la necesidad de cultivar y conservar productos de la pesca. Durante un largo tiempo se elaboró abundante normativa referente a aspectos tales como el establecimiento de épocas de veda para proteger la freza, las tallas mínimas y la prohibición de utilizar artes de pesca que se creía eran destructivas. El concepto de TAC basado en un análisis científico data de 1960, sin embargo la imposición de cantidades de capturas máximas y el acceso limitado son medidas que tienen una historia mucho más larga. Algunas de las normas impuestas referentes a las tallas reflejaban aspectos no sólo biológicos de la especie, así por ejemplo unas medidas que controlaban la pesquería holandesa del arenque acerca del tamaño, se basaban en las necesidades impuestas por un método de secado desarrollado en el siglo XIV.



### 4.3. La gestión pesquera tras la Segunda Guerra Mundial

Tras la Segunda Guerra Mundial se produjo un período de expansión. Conducido por una creciente demanda y el desarrollo de la tecnología utilizada para satisfacerla y la internacionalización de una serie de instrumentos que pusieron a prueba la gestión pesquera. García y Newton (1994) y Caddy y Cochrane (2001) dividen el período posterior a la 2ª guerra mundial en las siguientes fases:

- Desde 1945 a 1958 fue el período de “*Construcción y Reconstrucción*” que siguió a la Segunda Guerra Mundial. Durante este período los desembarcos aumentaron desde 18 a 28 millones de toneladas. Fue un período en el que la Conferencia Internacional de las Naciones Unidas sobre Sobrepesca de 1946 y el primer Comité Técnico de la FAO establecido en 1945 identificaron los problemas clave que todavía hoy afectan a las pesquerías: sobrecapacidad, sobrepesca y el agotamiento de los recursos. El Comité técnico de la FAO dirigió su atención a la existencia de los stocks infrautilizados en el hemisferio Sur, lo que llevó a los países más ricos del norte a usar su superioridad tecnológica para explotar dichos recursos. La sobreexplotación a que se les sometió llevó a países como Perú a reclamar en 1947 jurisdicción sobre las 200 millas. La extensión de la soberanía nacional más allá de la costa se debatió en 1958 durante la Conferencia de las Naciones Unidas sobre la Vida en el Mar (UNCLOS). Esta conferencia marcó el origen de la separación del concepto de jurisdicción sobre pesquerías del de la soberanía nacional.
- El período que va desde 1959 a 1972 se caracterizó como un período de “*Expansión e Intensificación*” de la investigación sobre los recursos. Durante el mismo se produjeron dos acontecimientos a nivel internacional que, posteriormente, iban a influir en la gestión de las pesquerías de manera fundamental. El primero de ellos fue la celebración de la segunda conferencia de la UNCLOS en 1960, siendo el principal problema a tratar en dicha conferencia, el llegar a un acuerdo en la separación de las aguas territoriales y la jurisdicción pesquera. El segundo evento clave durante este período fue la celebración de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre la Pesca y la Conservación de los Recursos Vivos en Alta Mar. Durante esta fase ya se tomó conciencia del estado de los stocks de algunas especies sobreexplotadas como las ballenas, lo que llevaría a establecer posteriormente, a

partir de 1974, límites a las capturas de dicha especie. El establecimiento, de acuerdo a informaciones científicas, de un conjunto de normas para la gestión de los cetáceos denominado “*New Management Procedure*”, marcó el primer intento de diseñar un procedimiento científico completo para la gestión de los recursos marinos. En los comienzos, el Procedimiento pareció surtir efecto. Sin embargo a finales de los 70, comenzaron a surgir problemas originados al establecer los límites a las capturas no de forma constante sino variable. En 1982 la IWC tuvo que establecer una moratoria de diez años para las ballenas comerciales.

- El período siguiente alcanza desde 1973 a 1982 fue lo que García y Newton denominaron “*Nuevo orden económico y variabilidad en los stocks*”. Comenzó con la celebración en 1973 de la Conferencia Técnica en Gestión y Desarrollo Pesquero de la FAO, en la que se discutieron aspectos que ya afectaban a las pesquerías tales como la sobrecapitalización, los subsidios y la ineficiencia económica, problemas relacionados sobre todo con las pesquerías de acceso abierto, de ahí que fuese durante este período cuando se contempló la necesidad de controlar el acceso a las pesquerías limitando la entrada. De igual manera, los fallos en la gestión cometidos hasta entonces obligaban a establecer el principio de precaución. A partir de 1975 algunos países extendieron de forma unilateral su jurisdicción hasta las 200 millas, una práctica que se formalizó en 1982 cuando se celebró la UNCLOS III que incluyó la provisión de una Zona Económica Exclusiva (ZEE).
- Desde 1983 a 1992 fue un período marcado por la creciente preocupación por la “*Conservación medioambiental y Sostenibilidad*” de los recursos pesqueros. Una manifestación de dicha conciencia con los aspectos medioambientales fue la prohibición de la pesca de especies pelágicas mediante redes de deriva. En 1991, el problema de este tipo de arte de pesca llegó hasta la Asamblea General de las Naciones Unidas, la cual tuvo que adoptar una resolución recomendando que se terminase con la utilización de dichas artes de pesca. Durante este período, los Estados Unidos prohibieron de forma unilateral la importación de túnidos cuya pesca no cumpliera con sus propios requisitos acerca de la protección sobre los delfines, con el objeto de forzar a los países involucrados en la pesca de túnidos, a evitar las capturas accesorias de delfines. Un proceso similar se siguió con respecto a las importaciones de camarones, y las medidas tomadas por los países pesqueros de estas especies para reducir las capturas de tortugas. Recientemente, esta tendencia ha llevado a la aplicación de lo que se conoce como eco-certificación,

práctica que puede ser vista como una respuesta activa de los consumidores hacia a aquellas prácticas pesqueras que nos son sostenibles.

Estos aspectos medioambientales fueron todos ellos puestos sobre la mesa en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medioambiente y Desarrollo (UNCED) celebrada en 1992. Esta conferencia llevó a la adopción de la Agenda 21 en la que todo un capítulo, el 17, trataba de las pesquerías con especial énfasis en la gestión de los ecosistemas.

Los últimos años de este período estuvieron marcados por un hecho trascendental, con importantes consecuencias internacionales, como fue el colapso de la pesquería del bacalao canadiense del Atlántico norte, la cual se cerró en julio de 1992. Los exhaustivos informes científicos elaborados respecto a las causas de este colapso, revelaron fallos tanto técnicos como políticos. Todavía en la actualidad se están considerando y digiriendo las consecuencias de este colapso, las cuales supusieron un fuerte empuje para la adopción del “*Precautionary Approach to fisheries*” (FAO-1995).

- El período entre 1993 y 2000 fue llamado por García y Newton (1994) período de “*Cambio Sostenible*”. Además podría ser un período de consolidación, donde varias iniciativas comenzaron a digerir las lecciones que se habían aprendido en las negociaciones de los acuerdos internacionales. Quizás el más logrado de estos nuevos instrumentos internacionales fue el Código de Conducta para la Pesca Responsable de 1995. El Código establecía los principios que se deben tener en cuenta en todos los aspectos de la pesca, con el objeto de asegurar prácticas responsables y sostenibles. Aunque tenía un carácter voluntario, incluía disposiciones que en muchas legislaciones nacionales se incluyeron de forma obligatoria. Precediendo al Código se estableció el FAO *Compliance Agreement*, cuya intención era prevenir que se transfiriesen los buques a registros de otros estados, con el objeto de tener que cumplir con la normativa internacional sobre medidas de gestión y conservación.

El segundo instrumento legal desarrollado durante este período de consolidación fue el *Fish Stock Agreement* de las Naciones Unidas el cual establecía las medidas necesarias para asegurar tanto la conservación a largo plazo como el uso sostenible de los stocks de especies migratorias. Una de estas medidas para la consecución de dicho objetivo era obligar a los estados pesqueros a cooperar a

través de las organizaciones o instituciones apropiadas para la gestión de estas pesquerías.

- El último de los períodos que comienza con el nuevo milenio es lo que Caddy y Cochrane (2001) llaman período de “*Confrontar Derechos y Responsabilidades*”. En los comienzos del siglo XXI la comunidad internacional es consciente de la crisis que afecta a las pesquerías y a los recursos pesqueros. A través de la UNCED y del Código de Conducta, se han dado los pasos necesarios para implementar unas pesquerías sostenibles y responsables dentro de las Zonas Económicas Exclusivas y en alta mar. A través de UNCLOS, el FAO *Compliance Agreement* y el UN *Fish Stock Agreement*, se han creado los instrumentos legales necesarios para reforzar las pesquerías responsables en alta mar. El problema del siglo XXI sería implementarlos de forma satisfactoria, trasladando la política desde un nivel nacional e internacional a un ámbito local por todos los participantes de la actividad pesquera, como son los pescadores, armadores, compañías y las comunidades costeras en general.

Tabla 4. 1: Evolución de la Gestión de las pesquerías desde la 2ª Guerra Mundial

<b>Período</b>	<b>Denominación</b>
De 1945 a 1958	<i>Construcción y reconstrucción</i>
De 1959 a 1972	<i>Expansión de las pesquerías e intensificación de la investigación</i>
De 1973 a 1982	<i>Nuevo orden económico y variabilidad de los stocks</i>
De 1983 a 1992	<i>Conservación medioambiental y sostenibilidad</i>
De 1993 a 2000	<i>Cambio sostenible y Consolidación</i>
De 2001	<i>Confrontar Derechos y Responsabilidades</i>

Fuente: García y Newton, 1994; Caddy y Cochrane, 2001

#### 4.4. La gestión pesquera en la actualidad

El concepto de gestión de pesquerías, incorporando aspectos biológicos, económicos, sociales e institucionales ha hecho progresos considerables durante las últimas décadas del siglo XX. Sin embargo, a pesar que la gestión de las pesquerías es en la actualidad mucho más autocrítica e intensiva que hace unos años, el gran debate en los comienzos del nuevo milenio, es si seremos capaces de salvar de la extinción muchas de las especies comerciales.

¿Por qué a pesar del enorme progreso en nuestra habilidad para monitorizar y valorar el estado de los stocks y comprender las fuerzas económicas y sociales que mueven los ecosistemas, el estado de los recursos pesqueros se ha deteriorado?

Para algunos autores (Caddy y Cochrane, 2001) las razones por las que ha fallado la gestión de los recursos, no consiste sólo en mantener las tasas de capturas dentro de unos límites sostenibles, sino en reconocer las interconexiones de los ecosistemas y el tan difícil problema de la gestión de sistemas complejos. Katsukawa y Matsuda (2003) distinguen dos enfoques de gestión pesquera básicamente diferentes: un enfoque holístico, que utiliza el ecosistema en su totalidad como punto de partida; y un enfoque mono-especie, que evalúa las especies de interés de forma aislada y nos proporciona una forma de gestión como si el resto del ecosistema fuese una caja negra. Algunos estudios concluyen que los fallos en la gestión de los recursos se pueden resumir en los siguientes puntos:

- Una elevada incertidumbre tanto biológica como ecológica en la dinámica de los recursos.
- El conflicto entre objetivos sociales y económicos y la falta de definición u observancia de las restricciones impuestas por los límites de la producción de los recursos.
- Objetivos pobremente definidos y debilidad institucional, particularmente en relación al proceso decisorio y de corresponsabilidad.
- Ignorancia pública general respecto a la interrelación de los ecosistemas marinos.

Corregir los fallos de mercado, controlar el acceso e intentar alcanzar un nivel sostenible de esfuerzo y capturas se puede conseguir a través de un sistema de derechos

de uso claramente definido y que se pueda hacer cumplir. La asignación de derechos de cuasi propiedad (*quasi property rights*) corrige algunos de los fallos de mercado del sistema de acceso abierto, asegurando que se contemplan la totalidad de los costes de producción y que la curva de oferta refleja, claramente, los costes de la actividad pesquera para el conjunto de la sociedad, incluidos los denominados costes sociales. Los derechos de cuasi propiedad son un sistema que proporciona a los pescadores un incentivo para actuar, otorgándoles el derecho a pescar cierta cantidad de pescado cómo, cuándo y dónde ellos quieran, de forma que no se produzca la “carrera” para pescar.

Gestionados de forma correcta, los recursos naturales del mar deberían suministrarnos en el futuro rendimientos de una forma continuada, sin disminuir su productividad. A pesar de todo, en el caso de muchos de estos recursos, una gestión eficiente y la explotación sostenible ha sido la excepción, más que la regla. La sobreexplotación ha llevado a muchas especies al borde de la extinción.

Antes de analizar las herramientas o técnicas de gestión más utilizados, daremos un repaso al estado en el que se encuentran los stocks en la actualidad, conoceremos las distintas formas de evaluarlos y la enorme incertidumbre que afecta a toda la gestión de los recursos marinos.

#### **4.4.1. El estado de los recursos marinos**

La historia de la explotación de los recursos marinos ha demostrado que éstos se han sobreexplotado, a veces hasta el colapso o la extinción. Las causas de esta sobreexplotación, entendida como la tasa de explotación que excede la tasa de capturas sostenible (Rossenberg, 1993), siguiendo a Ludwig et al. (1993), son las siguientes:

- La creación de riqueza genera un poder político y social que se utiliza para promover la explotación ilimitada de los recursos.
- El acuerdo científico y el consenso están obstaculizados por la falta de control.
- La complejidad de las estructuras de los sistemas biológicos y físicos impide un enfoque reduccionista en la gestión. En muchos casos los niveles óptimos de capturas se deben determinar mediante el sistema de prueba y error.

- Niveles elevados de variabilidad natural enmascaran los efectos de la sobreexplotación, la cual no es, en muchos casos, detectable hasta que alcanza unos niveles irreversibles.

La explotación de los recursos pesqueros irregulares o fluctuantes está sujeta, según algunos autores como Ludwig et al. (1993) a un efecto trinquete. Durante períodos relativamente estables, las tasas de capturas tienden a estabilizarse en tasas que la teoría bioeconómica de las pesquerías predice. Tales niveles son, a veces, excesivos lo que provoca que durante unos años se realicen inversiones considerables en buques o en plantas de procesado. Cuando las condiciones retornan a una situación normal, la industria pesquera apela a la ayuda gubernamental, numerosos puestos de trabajos e inversiones considerables están en peligro. La respuesta del gobierno suele ser mediante subsidios directos o indirectos. Esto, que a menudo se piensa es temporal, alienta la sobreexplotación de los recursos pesqueros. El efecto trinquete está causado por la falta de inhibición para invertir durante los mejores años, pero no para desinvertir durante los peores. El desenlace a largo plazo es una industria fuertemente subvencionada que sobreexplota el recurso.

Los recursos pesqueros no presentaron ningún problema hasta finales de la 1ª Guerra Mundial, momento en el que empieza a hacerse patente la sobreexplotación de la platija del mar del Norte, problema que se extiende al resto de las especies durante el período de entreguerras. Tras la Segunda Guerra Mundial, a pesar de la espectacular recuperación de los stocks como consecuencia de la obligada inactividad, la sobrepesca era ya una evidencia. No sólo por los avances tecnológicos y la consiguiente presión sobre los recursos pesqueros, sino por que las circunstancias internacionales permitieron que elevados niveles de esfuerzo contribuyesen a esta situación. Había comenzado una carrera que condujo a un exceso de capitalización y a una reducción de los stocks, lo que hacía cada vez más urgente y necesario establecer medidas de regulación. Es en este momento, en el que un grupo de científicos del laboratorio de Lovestoft en el Reino Unido junto con otros que trabajaban en la Comisión Interamericana del atún tropical, logran desarrollar unos modelos matemáticos que conforman la disciplina denominada “dinámica de poblaciones”, que sirvió de base para la regulación posterior de las pesquerías (López Veiga, 2000).

En la actualidad existen numerosos ejemplos de sobreexplotación de los recursos marinos. En los Estados Unidos, aproximadamente el 45% de las 156 poblaciones que

han sido valoradas, se han clasificado como sobreutilizadas, al igual que el 59% de los 78 stocks de las aguas Europeas (Rossenberg, 1993). La incertidumbre tanto sobre el estado de los recursos como en el proceso ecológico que controla la dinámica de poblaciones ha llevado, indudablemente, a unas recomendaciones científicas inadecuadas en algunos casos. Sin embargo, la mayor parte de los casos de sobreexplotación se han debido a la falta de seguimiento de los informes científicos por parte de los gestores, quienes consentían tasas de capturas superiores a las indicadas por los científicos. Esto fue lo que ocurrió en la pesquería del merlán del banco *George*, una pesquería interior, relativamente estable desde sus comienzos en la década de los 30 hasta la llegada de numerosas flotas extranjeras en la década de los 60. En contra de las recomendaciones científicas las tasas de capturas se elevaron considerablemente, lo que hizo que el stock se situase en niveles alarmantemente bajos.

Sin embargo el descenso de un stock no es necesariamente irreversible. Existen numerosos ejemplos de stocks que se han reestablecido después de que la actividad pesquera les haya situado al borde del agotamiento. La historia del salmón del Pacífico viene a corroborar esta afirmación. Las capturas de dicha especie crecieron rápidamente en la primera parte del siglo XX, a medida que se desarrollaban los mercados y la tecnología mejoraba. Esto llevó a la sobreexplotación de muchos stocks y el consiguiente exterminio de muchos de ellos, debido a la sobrepesca y a la pérdida del hábitat. Sin embargo, en los últimos 30 años, las favorables condiciones oceanográficas han permitido el desove de muchos salmones y las capturas en alta mar se han reducido, lo que ha permitido una mejor gestión del stock. Como prueba de ello Alaska ha registrado records de capturas, (Ludwig et al., 1993). Otros autores (Hutchings, 2000) consideran que hay pocas evidencias de una rápida recuperación tras descensos prolongados, en contraste con la percepción de que las especies marinas tienen una alta capacidad de recuperación. Hutchings muestra que, con la posible excepción del arenque y especies similares que crecen rápidamente, otros como por ejemplo el bacalao, el merlán y algunos no-clupeidos, han experimentado poca o ninguna recuperación tras las prolongadas reducciones de la biomasa reproductora.

El consenso científico sobre la forma de explotación de los recursos pesqueros es difícil de alcanzar, incluso la historia de las pesquerías no ha mostrado una serie de fracasos espectaculares en el intento de explotar dichos recursos de forma sostenible, sin que exista un acuerdo sobre las causas de dichos fallos. Radovitch en 1981 analizó el caso de la sardina de California y señaló que en los inicios de la explotación los



informes científicos de la entonces *California División of Fish and Game* advertían que la explotación comercial de la pesquería no podía aumentar de año en año sin establecer unos límites y recomendaban el establecer una cuota anual para prevenir la sobreexplotación de la especie. La industria pesquera se opuso a tal medida, alegando que era virtualmente imposible sobreexplotar una especie pelágica.

Después del colapso de la sardina del Pacífico, la anchoveta peruana se convirtió en la especie que sirviese para elaborar harina de pescado para la elaboración de piensos para ganado. Durante la década de los 60 las capturas anuales de esta especie se situaban en torno a los 10 millones de toneladas, lo que casi representaba el 15% de total de las capturas mundiales. En 1972 la capacidad pesquera era, al menos, el doble del nivel necesario para alcanzar el Máximo Rendimiento Sostenible. En 1973 se produjo la incursión de la corriente tropical cálida “*El Niño*” y, en contra de los informes científicos, la pesquería continuó abierta. El resultado fue el colapso más espectacular en la historia de la explotación pesquera. El rendimiento descendió desde casi los 10 millones de toneladas a casi cero en unos pocos años. El stock, el colapso y las condiciones oceanográficas han sido objeto de un extenso estudio y debate, sin alcanzar un acuerdo sobre la importancia que los efectos del fenómeno *El Niño* y la explotación continuada de la pesquería, como causas del colapso de la pesquería (Ludwig et al., 1993). Otros ejemplos de especies similares que han sufrido colapsos tras tasas de capturas demasiado elevados han sido la sardina Japonesa, la sardina del suroeste de Africa y la anchoa del Mar del Norte (Clark, 1990).

La sobreexplotación pesquera ha provocado la inquietud de que los colapsos de las especies pueden significar la extinción, probablemente no sólo de las especies pescadas intencionadamente, si no también de las capturadas accidentalmente como por ejemplo la raya. Esto lo demuestra el hecho de que se han creado numerosas agencias nacionales e internacionales responsables de asignar categorías de riesgo a especies potencialmente en peligro. Por ejemplo, en 1996 se clasificó el bacalao atlántico como “vulnerable”, el mismo status que le aplicó dos años después el Comité sobre el Estado de la Vida Animal en Canadá. Otras especies a las que se ha asignado categorías de riesgo han sido la sardina del Pacífico y la platija del Atlántico. Sin embargo, no hay que olvidar que clasificar estas especies en categorías tales como “en peligro de extinción” o “vulnerables” basándose en tendencias temporales sobre sus niveles de abundancia, puedan sobreestimar las amenazas de la propia extinción y habría también que considerar su elevado potencial reproductivo y su habilidad para recuperarse de

niveles verdaderamente bajos, factores característicos de algunas especies marinas (Hutchings, 2000).

#### 4.4.2. La valoración de los stocks

El debate, entre los que consideraban que la productividad de los océanos era ilimitada y por lo tanto no era necesario gestionar las pesquerías y aquellos que no compartían este punto de vista, se comenzó a producir a finales del siglo XIX. La fundación del Instituto para la Conservación y Exploración del Mar (ICES) en 1902 fue el comienzo de la investigación científica de las poblaciones marinas, con vistas a un mejor entendimiento de las mismas que produciría, eventualmente, unas mejoras en su gestión. Había una necesidad especial en diseñar métodos de evaluación para estimar, no sólo el rendimiento sostenible basándose en la biomasa y las tasas de capturas, sino también la necesidad de indicadores de la “salud” de los recursos, o más generalmente indicadores de un desarrollo sostenible (Die y Caddy, 1997).

Un primer enfoque sobre la cuestión del tamaño de población limitada surgió con el concepto de unidad de stock (*unit stock*), cuando Gilbert en 1912 (Caddy y Cochrane, 2001) observó cómo las poblaciones de salmón de diferentes ríos eran cada una distintas.

Baranov en 1918 introdujo la primera estructura numérica para calcular sustentos. Sin embargo fueron posteriormente elaborados por Beverton y Holt en 1957 y Ricker en 1958, quizás ayudados por el cese obligado de la actividad pesquera durante la Guerra Mundial, lo que permitió una de las pocas oportunidades para comprobar los efectos del cambio de la presión pesquera sobre el crecimiento de la población y sobre su estructura tamaño/edad (Caddy y Cochrane, 2001).

Otra línea de investigación sobre la valoración del estado de las pesquerías comenzó con la visión pesimista de Malthus sobre el crecimiento exponencial incontrolado de la población. Más tarde Pearl y Read modificaron ésta al introducir límites al crecimiento, transformando, como hemos visto en el Capítulo 2, la ecuación exponencial en una logística. Este modelo de crecimiento fue retomado por Graham en 1935 y constituyó otra rama matemática de lo que se ha venido a llamar Teoría de Valoración de los Stocks (*Stock Assessment Theory*). La tercera rama de esta teoría la suministró Ricker en 1954 al mostrar que la reproducción y renovación de un stock era

en parte autocontrolada y que un número de factores dependiente de la densidad reducían el éxito de la reproducción si la población de reproductores (*spawners*) era demasiado grande.

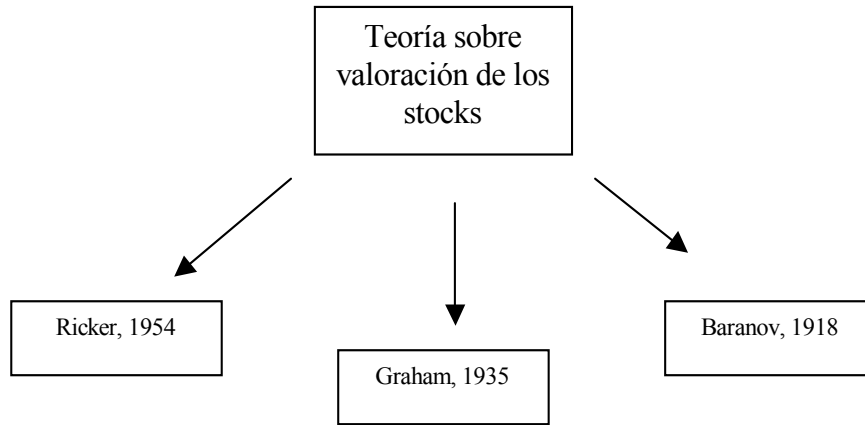


Figura 4. 1: Teorías sobre la valoración de los stocks.

Fuente: Elaboración propia

Salvo raras excepciones, estas tres ramas que se muestran en la Figura 4.1 se han aplicado reiteradamente en aquellas pesquerías en las que se dispone de fuentes de datos adecuadas. Así la teoría de Baranov y Beverton y Holt “*yield per recruit*” se adapta bien al Mar del Norte donde datos con estructuras de edades son fácilmente accesibles. Aquí, sin embargo la falta de una unidad de esfuerzo estandarizada e información económica de una serie de flotas pertenecientes a distintos países, hacen la aplicación de los modelos de producción de Graham difícil. Estos modelos de producción logística, debido a su simplicidad y a la utilización de datos que se han ido recogiendo durante años sobre una determinada zona, se aplican con más facilidad en la costa del Pacífico de Norte América, para especies como los túnidos por ejemplo, donde la información biológica detallada no está disponible. Este modelo se ha aplicado no sólo a especies marinas sino también a especies terrestres salvajes como por ejemplo Hjort et al en 1933 aplicaron dicho modelo de producción para analizar la población del oso negro en Noruega (Jensen, 2002). La teoría de Ricker se aplicó al salmón en la costa del Pacífico de Norte América y más tarde a pesquerías puramente marinas.

Estas tres ramas de la teoría clásica han avanzado de forma paralela a tres formas u objetivos de la gestión biológica de los stocks, como son maximizar el sustento, optimizar el esfuerzo pesquero y la mortalidad y en último lugar maximizar la biomasa de reproductores.

En otras pesquerías donde los datos sobre estructuras de edades son analizados de una forma laboriosa, la principal forma de valoración ha sido el uso del Análisis Virtual de la Población (*Virtual Population Analysis*) o análisis de Cohort. En este caso los problemas de ajustar el modelo a los datos se relacionan más con aspectos como por ejemplo el crecimiento variable y las tasas de mortalidad natural.

Una dificultad con la que se encuentran muchos de los modelos existentes es la intratabilidad de modelizar sistemas con muchos parámetros y variables. En la frontera de la teoría y práctica de valoración de los stocks se encuentra el inconveniente de tratar con las pesquerías multiespecíficas y la información espacial. En el primer caso autores como Walter et al. (1997) han conseguido importantes avances en la modelización de ecosistemas complejos, en el segundo el uso de modelos espacialmente desagregados han permitido elaborar estrategias de flota, tiempos de viaje hacia los bancos de pesca, etc. Sin embargo, el incorporar esta información en una estructura de gestión pesquera donde hay pescadores con derechos específicos sobre especies y sobre áreas y con artes de pesca que seleccionan diferentes especies y tamaños, es una tarea difícil.

#### **4.4.3. La gestión en un ambiente fluctuante, de incertidumbre y aleatorio**

La inherente variabilidad en la dinámica de los stocks pesqueros, la dificultad y el coste de medir la abundancia y parámetros demográficos de poblaciones ampliamente distribuidas o incluso migratorias y la complejidad de los sistemas ecológicos altamente dimensionados, prácticamente aseguran la incertidumbre sobre el estado de los recursos.

Las poblaciones marinas fluctúan ampliamente bajo condiciones medioambientales altamente variables, y las implicaciones de esta variabilidad han recibido una atención considerable en el desarrollo de las estrategias de pesca sostenible. En un ambiente que fluctúa de forma aleatoria, la teoría predice una distribución probabilística de rendimientos sostenibles para cada nivel de población. Los encargados de la gestión pesquera se han visto obligados, en muchos casos, a permitir tasas de capturas constantes ignorando las recomendaciones científicas. Los peligros de extraer una tasa de capturas constante, de un recurso variable, ya se han demostrado. Sin embargo son escasas las estrategias de gestión que contemplan esta

situación, con algunas excepciones donde se han establecido cuotas de capturas basándose en el principio de precaución (Rossenberg, 1993).

No cabe duda de que la incertidumbre, que afecta a los ecosistemas marinos en general y a la pesca en particular, es un aspecto fundamental a tener en cuenta para la implementación del principio de precaución. Esta incertidumbre es la que, probablemente, ha provocado que se cometieran numerosos fallos en la gestión pesquera (Béné et al., 2001).

Flaaten (1998) distingue tres tipos de situaciones de incertidumbre en la modelización de las pesquerías, en función de tres tipos de interacciones como son las biológicas, las técnicas y de mercado:

- Fluctuaciones aleatorias en los stocks, en los precios, etc.
- Incertidumbre en los parámetros debido a imprecisiones en su determinación para un modelo pesquero establecido.
- Ignorancia básica sobre el modelo apropiado para describir la pesquería.

Los modelos deterministas a pesar de que ignoran la incertidumbre que existe en los sistemas pesqueros son particularmente útiles por la comprensión cualitativa que suministran. Sin embargo, el tercer grado de incertidumbre, la ignorancia básica, es la que a menudo representa la situación real, pero a su vez, la más difícil de modelizar. En los últimos años se han desarrollado en el ICES distintos enfoques de modelización que pretenden evaluar las estrategias de gestión bajo una situación de incertidumbre (Flaaten, 1998). Igualmente se ha avanzado considerablemente en el desarrollo de aproximaciones probabilísticas que ayuden a una mejor gestión. Las valoraciones de riesgo “*Risk assessments*” que explícitamente consideran la variabilidad en la abundancia de los recursos y la productividad, se han convertido en un componente fundamental de la ayuda científica para los responsables de la gestión pesquera. De hecho se incorporan habitualmente en muchas valoraciones de stocks en países como Estados Unidos, Canadá, Europa y Nueva Zelanda (Rossenberg, 1993).

## **4.5. Los instrumentos o herramientas en la gestión pesquera**

### **4.5.1. Las pesquerías "share managed"**

Las pesquerías share managed son un enfoque innovador en la gestión de los recursos naturales que incluyen el uso de instrumentos económicos en combinación con medidas de regulación.

James (1977) definió los instrumentos económicos como aquellos que operan a través de los procesos del mercado aplicando un valor monetario. Según él, estos instrumentos son más eficientes para la gestión medioambiental que los que están basados en enfoques de control, como por ejemplo medidas gubernamentales que establezcan normas con las que deban cumplir tanto las empresas como los individuos.

Al incorporar un valor monetario por el uso de los recursos naturales, el mecanismo de precios nos da información clara en el mercado tanto, a los consumidores sobre el coste de producir un producto, como a los productores sobre el valor relativo basado en el deseo de pagar por parte de los consumidores. La sociedad necesita de un sistema que informe respecto a la disponibilidad o escasez de los recursos. El sistema de precios nos indica que puede haber recompensas o sanciones para consumidores y productores.

La explotación ineficiente o despilfarradora de los recursos naturales tiene consecuencias sobre la prosperidad futura. Las generaciones futuras estarán privadas del recurso o sufrirán las consecuencias de las acciones de la generación presente.

Los instrumentos económicos podrían corregir estos fallos de mercado valorando los recursos naturales y los servicios medioambientales y asegurando que dichos valores se incorporan en el precio. La dificultad de dicha valoración ha sido, quizás, una de las razones por las que el uso de estos instrumentos en la gestión de las pesquerías apenas ha sido utilizada. Por esta razón, en nuestro estudio nos hemos centrado en otras herramientas para cuyo análisis comenzamos con el concepto de Derechos de Propiedad.

### 4.5.2. Los Derechos de Propiedad

Los fallos constantes en la gestión de las pesquerías han llevado a una llamada casi universal a revisar de una forma crítica las políticas de gestión de los recursos. Muchas naciones continúan mostrando problemas de sobrecapacidad, descensos en las capturas, una competencia excesiva, etc. Los sistemas basados en controlar los inputs tales como el sistema de licencias, restricciones en las artes o reducir las épocas de pesca, no han prevenido la sobreexplotación a la que están sometidas numerosas especies. Una parte de los recursos pesqueros son considerados como de acceso abierto lo que trae consigo su sobreexplotación incontrolada.

Son muchos los países que intentan evitar tal situación limitando las capturas y dividiéndolas entre un número determinado de pescadores, estableciendo lo que se conoce como derechos de propiedad "*property rights*". Constituyen un conjunto importante de instituciones que afectan al régimen de explotación de un recurso natural autorrenovable como es la pesca.

Algunas de las características de estos derechos de propiedad según Scott y Johnson, (1985) son la exclusividad, el derecho a ejercer y determinar el uso, la transferibilidad a terceros, etc. De igual forma los autores distinguen entre las siguientes categorías de propiedad en relación a la gestión de los recursos:

- El arrendamiento, caracterizado por que se establece para una duración determinada.
- *Profit à prendre* y *easement*, derechos que se adquieren sobre la tierra de la que son propietarios otros.
- La licencia, permiso otorgado por el inquilino de la tierra o el recurso para su explotación.

Básicamente, podemos distinguir cuatro tipos de regímenes de propiedad, siguiendo a Davis y Gartside, (2001) y a Sen y Nielsen, (1997):

- La propiedad privada donde los derechos de propiedad descansan en un particular o en una entidad jurídica.
- La propiedad estatal en la que los derechos pertenecen al gobierno.

- La propiedad comunal en la que los derechos son de una comunidad de usuarios perfectamente identificable.
- La propiedad de acceso abierto donde el acceso es libre y abierto a todos.

Formas de propiedad que pueden solaparse o formar combinaciones. En el ámbito pesquero son el acceso abierto y la propiedad comunal las dos formas que han acarreado los mayores problemas, que han dado lugar a la sobreexplotación y el posterior colapso de las especies. Incluso la perspectiva excesivamente biológica de algunos de los gestores de los recursos naturales ha exacerbado estos problemas. La aplicación de los modelos de producción biológica mostrados en el capítulo 2, que se centran en la obtención del Máximo Rendimiento Sostenible, ignorando a veces aspectos económicos tales como los costes de los pescadores, han hecho que estos propios pescadores compitan unos con otros. Los resultados de esta sobreexplotación de los recursos y de las penurias económicas y sociales fue lo que Hardin (1968) definió como la “Tragedia de los Comunes”. Un problema al que ya se refirió Pigou en los años 20, pero que no se entendió de forma universal hasta que Hardin publicó el artículo en la revista “*Science*”.

Una respuesta habitual de los organismos de conservación de los recursos marinos a los problemas que origina el no especificar la propiedad de dichos recursos de forma correcta, ha sido el establecimiento de los derechos individuales de propiedad, cuyo objetivo principal es eliminar la competencia entre los pescadores.

El establecimiento de cuotas o parcelas de propiedad es una de las formas más habituales que se emplean en la actualidad y se basa en la división de los TACs del stock de una especie determinada en partes, cuya propiedad se refleja en una especie de acciones. Este sistema de gestión es particularmente adecuada para aquellas pesquerías en las que existen relativamente pocas licencias de pesca, el producto tiene un precio en el mercado elevado, es posible establecer un TAC anual, evitar la venta ilegal y sobre todo en pesquerías de una sola especie. Dos casos australianos como son la pesquería del abalone de Tasmania y la langosta de Nueva Gales del Sur, son algunos de los ejemplos más característicos. En ambas pesquerías la introducción de tallas mínimas cada vez mayores, cuotas y determinadas medidas de gestión, parecen haber logrado las recuperaciones de los stocks, con el consiguiente incrementos de los TACs a medida que el stock se recuperaba (Davis y Gartside, 2001).



Sin embargo, a pesar de que el sistema sufre de deficiencias similares a las de otros sistemas de gestión basados en cuotas, las principales ventajas son:

- Proporciona una cierta seguridad a medio y largo plazo a los propietarios y usuarios de las cuotas.
- Reduce las capturas de los pescadores ilegales.
- Desarrolla un sistema que concede una parte del recurso para el sector de la pesca recreativa
- Asegura que la renta económica se distribuye apropiadamente.

### **4.5.3. Las Cuotas Individuales Transferibles (ITQs)**

Constituye uno de los sistemas más comunes para el control del acceso a las pesquerías, siendo una de las consecuencias de la necesidad de limitar dicho acceso. Básicamente son derechos que garantizan cuotas individuales sobre un recurso pesquero particular y que se pueden transferir a terceras personas. El valor que se le atribuye al derecho de uso, tal como el obtenido por el propietario de una cuota ITQ, representa la “renta” del recurso, entendiendo como tal el beneficio que excede a los beneficios normales, y refleja lo que los pescadores están dispuestos a pagar por pescar esa cantidad de pescado.

Este instrumento ya se ha aplicado en numerosas pesquerías. Los historiales más antiguos parece que fueron en Nueva Zelanda e Islandia (Caddy and Cochrane 2001; Bess y Harte, 2000) y en casi todas ellas se han observado reducciones en los niveles de esfuerzo pesquero, con la consiguiente mejora de la situación de los stocks (Garza-Gil et al., 2003; Campbell et al., 2000)

A través de la propiedad y su posible transferibilidad alientan la eficiencia económica, bien reduciendo los costes ya que eliminan la competencia entre pescadores por mejores “posiciones” de pesca e incluso por el propio recurso, o bien mediante la venta de los derechos de pesca. Sin embargo, un sistema de gestión basado en ITQs no se puede aplicar en todas las pesquerías.

Básicamente es una herramienta para pesquerías de una sola especie. Presenta numerosos problemas en aquellos casos donde varias especies son capturadas simultáneamente (*multi-especies*), siendo uno de los principales inconvenientes de estas

pesquerías multi específicas los descartes de las especies capturadas pero no deseadas. Puede ocurrir que se establezca una cuota para cada especie que habita en los mismos bancos de pesca, pero los pescadores no serán capaces de pescar la cantidad exacta de la cuota de cada especie, puesto que algunas se agotarán antes que otras. El cierre de la pesquería cuando se ha alcanzado la cuota de una especie concreta implica el dejar cantidades de otras sin pescar, lo que sería ineficiente desde el punto de vista económico. Por el contrario, si la pesquería no se cierra, los pescadores tendrán que realizar excesivos descartes o transferirlos a otros buques.

Las ventajas que presenta el sistema de ITQs son, según Cunningham et al., (1985):

- Proporcionan al organismo de gestión un control férreo sobre las cantidades de pescado a desembarcar.
- Las mejoras tecnológicas no implicarán un aumento innecesario del esfuerzo pesquero, aumentando así la presión sobre el stock.
- Los propios pescadores tendrán un incentivo para conservar su propio recurso.

Además podríamos decir que los ITQs parecen ser una herramienta de gestión especialmente útil en las Zonas Económicas Exclusivas por dos razones: en primer lugar, porque las pesquerías pueden ser particularmente importantes en ciertas regiones, donde a veces no existen formas alternativas de actividad económica. El establecimiento de ITQs en estas zonas podría favorecerlas e incluso garantizar su futuro. En segundo lugar sería un instrumento que facilitaría la entrada de nuevos miembros en la ZEE, pudiéndose establecer un intercambio de derechos de pesca entre los países negociadores.

El ejemplo más utilizado de ITQs lo constituyen los TACs (*Total Admisible Cuotas*), habitualmente utilizados por la Unión Europea para la gestión de sus pesquerías. La Tabla 4.2 muestra la evolución de los TACs desde 1999 a 2003 de las especies en las que España tiene alguna participación. Prácticamente todas han descendido excepto el Atún rojo, el Fletán negro, y el Pez espada. La Caballa, a pesar de subir durante unos años, en el 2003 experimentó una reducción que la situó en los mismos niveles de 1999. El resto de especies han descendido, correspondiendo los mayores descensos al Arenque, el Abadejo, el Rape y el Gallo.

Tabla 4. 2: Evolución de los TACs asignados a España desde 1999 a 2003

<b>Especie</b>	<b>1999</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>%</b>
Abadejo	1.640	1.640	1.640	1.328	729	-56
Anchoa	35.920	33.580	34.480	33.526	33.526	-7
Arenque	130	120	80	80	41	-68
Atún rojo	5.555	6.365	6.365	6.365	6.384	15
Bacaladilla	74.000	75.730	79.910	44.166	44.166	-40
Bacalao	10.888	8.840	8.954	8.954	8.954	-18
Caballa	28.870	32.330	33.140	33.894	28.866	0
Cigala	3.195	2.795	2.395	1.828	1.593	-50
Fletán negro	9.042	9.593	10.964	10.964	11.512	27
Gallineta	3.200	2.462	1.645	1.645	1.949	-39
Gallo	14.250	11.700	10.620	9.050	7.632	-46
Jurel	66.820	61.660	61.660	47.095	44.062	-34
Lenguado	765	770	770	762	611	-20
Merlán	2.800	2.800	2.240	2.240	2.240	-20
Merluza	21.210	17.340	11.969	12.678	12.890	-39
Pez espada	10.262	10.046	10.046	10.046	11.229	9
Rape	9.550	7.820	6.950	5.610	4.578	-52
Solla	120	120	95	93	75	-38

Cantidades en Toneladas.

Fuente: Comisión Europea. Dirección General de Pesca.

Elaboración propia

La tabla 4.3 muestra la parte del total de los TACs que le han correspondido a España en el año 2003. En ella se observa como el Pez Espada y la Anchoa son las dos especies en que a nuestro país le corresponde casi la totalidad del TAC, un 88% y un 82% respectivamente. Le siguen a ambas especies el Fletán negro con un 67%. En lo que respecta a la Merluza, el Gallo y el Atún rojo, los porcentajes superan un 30%. De la Bacaladilla y el Chicharro nos corresponden para ambas especies un 19%, un 14% para el Rape, mientras que el resto de especies no superan el 10%.

Tabla 4. 3: Porcentaje del TAC correspondiente a España el año 2003 para cada especie

<b>Especie</b>	<b>España</b>	<b>UE</b>	<b>%</b>
Anchoa	33.526	41.000	82
Bacalao	8.951	119.284	8
Arenque	41	589.453	0
Abadejo	729	20.432	4
Bacaladilla	44.166	229.080	19
Chicharro	44.062	233.067	19
Merlán	2.240	54.367	4
Merluza	12.890	37.000	35
Caballa	28.866	383.594	8
Solla	75	99.848	0
Lenguado	611	30.217	2
Gallo	7.932	25.460	31
Rape	4.578	33.552	14
Cigala	1.593	54.033	3
Gallineta	1.949		
Fletán negro	11.512	17.226	67
Pez espada	11.229	12.748	88
Atún rojo	6.384	19.232	33

Cantidades en Toneladas.

Fuente: Comisión Europea. Dirección General de Pesca.

Elaboración propia

#### 4.5.4. El "Co-management"

Las constantes crisis que han afectado a las pesquerías han empañado muchas de las propuestas que hasta ahora se han desarrollado para la gestión de las mismas. Los gobiernos no sólo han sido incapaces de prevenir a las poblaciones marinas de la sobreexplotación, sino que en muchas ocasiones han exacerbado los problemas a través del desgobierno. Son cada vez más los autores que reconocen que el concepto de gestión de pesquerías necesita ser "reinventado" y se deben experimentar nuevos

procedimientos. Conceptos tales como “*adaptive management*”, “*ecosystem management*”, “*pesquerías responsables*” (FAO, 1995), representan, todos ellos, alternativas a las prácticas de gestión actuales.

En ninguno de estos nuevos modelos está el enfoque de Leviathan, es decir un mayor control por el gobierno, sino que en ellos se observa que los pescadores deben estar más involucrados en el proceso de gestión, permitiéndoles participar en el proceso de establecimiento de normas, implementación y ejecución. Son dos las líneas de argumento que soportan este punto de vista:

- Los pescadores poseen el conocimiento, basado en su experiencia, que puede contribuir fructíferamente a la ciencia pesquera y, por lo tanto, producir remedios más efectivos y equitativos.
- La participación de los usuarios intensifica la legitimidad del régimen normativo y por lo tanto facilita su cumplimiento.

Un término que se usa cada vez más bajo este nuevo enfoque es el “*co-management*” o co-gestión en la que participan la comunidad o los usuarios (Caddy y Cochrane, 2001; Jentoft et al., 1998), entendido como el proceso regulatorio, de decisión, colaboración y participación entre representantes de los pescadores, agencias gubernamentales e institutos de investigación. Bajo este sistema las funciones de gestión se descentralizan y delegan en una organización de usuarios a nivel nacional, regional o local.

Formas de ordenación, formales o informales, que contemplan alguno o todos estos conceptos han existido en las pesquerías en diferentes partes del mundo durante décadas, e incluso siglos. El *co-management*, más que una forma de reinención es el redescubrimiento del compromiso renovado hacia el sistema gubernamental “*meso-level*” involucrando a la sociedad civil y a las asociaciones voluntarias.

Los escépticos contemplan este sistema de gestión como remanentes del pasado, ideales pero, salvo casos especiales, no aplicables en los sistemas modernos. Incluso los críticos argumentan que para que el sistema tenga éxito se requieren unos fundamentos culturales determinados con valores cooperativos y comunales, que apenas existen en el contexto de unas pesquerías cada vez más industrializadas. No sólo existe el problema del interés individual sino incluso a nivel colectivo el *co-management* sufrirá del oportunismo. En otras palabras, los usuarios que ocupan órganos de gestión dentro del

sistema pueden aprovecharse de la confianza que se les ha depositado como guardianes del recurso y tener un comportamiento oportunista.

Los conceptos de gestión son rebatidos no sólo por motivos empíricos sino también por que se les contempla como contradictorios de los valores sociales básicos y visiones del mundo. Por ejemplo, los defensores de ITQs contemplan el mundo en términos individuales, calculando auto intereses y mercados. Su principal preocupación es la maximización de los beneficios que se supone, las ITQs generará. Por el contrario, los proponentes del *co-management* piensan que el sustento de las comunidades costeras, la involucración y participación de los pescadores son objetivos importantes que se pueden alcanzar mediante la distribución y delegación de la gestión. En las pesquerías sobreexplotadas se requiere algún tipo de acción colectiva para mantener los recursos en niveles sostenibles. Esta estrategia puede ser preferible a la privatización o a la intervención estatal puesto que éstas formas de gestión no suelen producir los resultados esperados (Al-Oufi et al., 2000)

Existen varios ejemplos de pesquerías donde el *co-management* cohabita con diferentes regímenes de derechos de propiedad. Por ejemplo en Noruega, el *co-management* actúa bajo el principio de que el pescado y las aguas no son propiedad de un individuo o comunidad en particular. Por el contrario en Japón los derechos de propiedad son exclusivos de la comunidad pesquera y un pescador se tiene que convertir en miembro de una cooperativa y seguir sus estatutos para poder desarrollar su actividad, incluso los miembros que no sigan dichas reglas pueden ser expulsados. En zonas de Canadá y Nueva Zelanda, el *co-management* se encuentra en sistemas donde los derechos sobre partes de cuotas están privatizados. Un ejemplo de *co-management* es el programa “*Community Development Quota*” de Alaska donde a la comunidad se le asigna una cuota para distribuir y gestionar de acuerdo con un plan de desarrollo comunal que debe ser aprobado por el gobierno.

Si pensamos que el hombre es por naturaleza egocéntrico, pasivo, atomístico y que la constitución humana nos lleva a maximizar la ganancia individual, es evidente que las esperanzas de éxito del *co-management* son escasas. Sin embargo si pensamos que el desinterés, la solidaridad y las aspiraciones compartidas son rasgos básicos de la especie humana, el éxito del sistema de gestión será indudablemente mayor.

#### 4.5.5. Las reservas marinas

Las reservas marinas o reservas ecológicas (*no-take* áreas) son áreas de mar completamente protegidas de todas las actividades extractivas. Dentro de una reserva, todos los recursos biológicos están protegidos mediante la prohibición de la pesca o cualquier actividad que pueda alterar dichos recursos, excepto las necesarias para evaluar científicamente la efectividad de la reserva. Las reservas marinas son una categoría especial de las áreas marinas protegidas y su principal objetivo no es sólo la protección de los ecosistemas de las especies marinas o los hábitats salvajes, sino prohibir o restringir las actividades industriales o potencialmente destructivas dentro de sus confines. Además, también pueden servir para promover actividades como el ecoturismo, o ciertos tipos de pesca recreativa. Su grado de protección puede variar considerablemente, permitiéndose en algunas ciertas actividades extractivas mientras se prohíben otras como las perforaciones petrolíferas (NCES, 2001).

El decadente estado de los océanos, quizás por el tardío reconocimiento de que éstos, como la tierra, podían degradarse, y el colapso de muchas pesquerías ha provocado la necesidad crítica de una nueva y más efectiva gestión de la biodiversidad marina, de las poblaciones de especies marinas y de la salud general de los océanos. (NCES, 2001). Casi el 70% de los stocks pesqueros están clasificados por el *World Resources Institute* como sobreexplotados, mermados o en recuperación (Dee Boersma y Parrish, 1999). Algunos autores como Pauly et al (2002) están exigiendo un cambio de política general hacia la recuperación de los ecosistemas, contemplando el establecimiento de las reservas marinas, junto con medidas como la reducción de los subsidios, como soluciones necesarias para alcanzar tal cambio (Russ y Zeller, 2003).

Durante la pasada década ha habido un creciente apoyo entre biólogos y gestores para una expansión en el uso de reservas marinas o áreas protegidas de la explotación pesquera u otros usos, entre los que podemos citar a Davis, Polacheck, Roberts y Polunin, Carr and Reed, (Sanchirico y Wilen, 2001).

El concepto de reserva marina como área diseñada para proteger el hábitat marino y suministrar laboratorios dentro de los cuales estudiar ecosistemas marinos relativamente tranquilos no es nuevo. Los cierres estacionales o de largo plazo estaban ya entre las herramientas que por primera vez se utilizaron en la gestión pesquera. Lo que es nuevo es el impulso, tras las propuestas de una alianza de grupos

medioambientales, organizaciones no gubernamentales y biólogos conservacionistas, de incrementar significativamente el área del hábitat marino protegido, tras el amplio reconocimiento de su utilidad multifacética a medida que nos movemos hacia una gestión basada en los ecosistemas. Tal es el caso de la recientemente revisada Ley Magnuson-Stevens para la Conservación y Gestión Pesquera para gestionar las pesquerías de Estados Unidos (Sanchirico y Wilen, 2001; Fogarty, 1999).

Las razones para el establecimiento de una reserva marina son variadas y pueden incluir factores científicos, económicos, culturales y éticos. Dee Boersma y Parrish (1999) eligen 30 artículos y examinan las razones para el establecimiento de las reservas así como la importancia que subyace bajo su designación. Casi su totalidad, el 90%, alegan la necesidad de una forma de proteger los recursos marinos locales. Otras razones incluyen la necesidad de mantener la biodiversidad (67%), o de promover o controlar el turismo (67%), y por último la necesidad de aumentar los recursos pesqueros a través de la protección o la gestión (53%). De estos resultados se deducen que se contemplan las reservas marinas desde dos vertientes: la primera, desde el enfoque de economía sostenible hacia la conservación de la biomasa en la que la reserva sería una herramienta de gestión pesquera; mientras que el segundo enfoque de conservación de la biodiversidad la contempla como un parque nacional para proteger el hábitat y las especies marinas.

Respecto a la importancia que subyace bajo una reserva marina, el principal objetivo sería el económico (90%), basado en la necesidad de un desarrollo sostenible o intensificar el turismo. Valores relacionados incluían medioambientales (87%), expresados por la necesidad de proteger los productos o servicios costeros, y la investigación y la educación (80%) en el sentido de la necesidad de controlar el cambio medioambiental y los recursos biológicos. Estrechamente relacionada con los aspectos mencionados eran los valores ecológicos (70%) tales como proteger especies raras o ecológicamente importantes.

El establecimiento de las reservas marinas se ha promovido como una alternativa cuando otras herramientas de gestión pesquera son impracticables o ineficaces (Sumaila, 1998). Cuando no se puede modificar el comportamiento humano directamente, a menudo se deben adoptar soluciones físicas para resolver los problemas de la gestión de los recursos (Dee Boersma y Parrish, 1999). Dado el elevado nivel de incertidumbre que afecta a la gestión pesquera y los colapsos que se han producido, algunos contemplan esta doble herramienta de gestión y conservación como la última



esperanza de las pesquerías en muchas partes del mundo (Pauly et al., 2002). Sin olvidar que, aunque son herramientas valiosas, para conseguir sus objetivos de forma satisfactoria deberían ir acompañadas de otras medidas, como la reducción general de la actividad pesquera, pues en caso contrario sólo servirían para desplazar el esfuerzo pesquero desde las áreas cerradas al acceso abierto (Fogarty, 1999).

Históricamente, las propuestas, no sólo para crear reservas marinas sino para cerrar las zonas pesqueras, se han encontrado con una fuerte oposición. Los precursores de las reservas marinas alegan que éstas son importantes para proteger la biodiversidad, suministran refugios a las especies, protegen contra la degradación humana y suministran un laboratorio fiel para la investigación científica. Sin embargo, los oponentes sugieren que tales zonas no son efectivas y pueden tener impactos adversos en los usuarios tradicionales de las áreas. ¿Cómo podemos justificarlas si no somos capaces de predecir los beneficios que generarán? (Dee Boersma y Parrish, 1999). Sin lugar a dudas la creación de reservas marinas continuará siendo debatida e investigada (Sumaila, 1998; Russ y Zeller, 2003).

#### **4.5.6. Consejos para una gestión efectiva de las pesquerías**

Tras haber analizado las principales herramientas e instrumentos utilizados en la gestión pesquera, introducimos algunos factores que, autores como Ludwig et al. (1993), consideran necesarios para una gestión pesquera efectiva, ya que la falta de conocimientos y la imposibilidad para predecir situaciones futuras hacen necesaria una forma de gestión mucho más cauta:

- Incluir la motivación humana como parte del sistema a estudiar y a gestionar. La poca visión y la avaricia humana dificultan la gestión de los recursos, aunque los problemas se pueden manifestar por si mismos como problemas biológicos del stock bajo explotación.
- Actuar antes de que se alcance el consenso científico. No son necesarios estudios científicos adicionales antes de emprender acciones para frenar la actividad humana que ha provocado efectos tales como el calentamiento terrestre, el descenso de la capa de ozono, la polución y el agotamiento de los combustibles fósiles. El solicitar informes científicos adicionales pueden ser tácticas meramente dilatorias.

- Confiar en los científicos para reconocer los problemas pero no para remediarlos. La opinión de éstos está, a menudo, demasiado influenciada por su formación en sus respectivas disciplinas. Sin embargo, los aspectos más importantes que afectan a los recursos y el medio ambiente incluyen numerosas interacciones entre diferentes sistemas, para cuya comprensión sería necesario el conocimiento de numerosas disciplinas.
- Desconfiar de las peticiones de sostenibilidad desde un enfoque excesivamente ecologista. Las formas de explotación pasadas raramente han sido sostenibles. Más que reclamar la explotación sostenible de los recursos, a veces sin especificar el modo de conseguirla, deberíamos de preguntarnos cómo las dificultades con que nos hemos encontrado en el pasado podrían solucionarse.
- Confrontar la incertidumbre. Una vez que estemos libres de la ilusión de que la ciencia o la tecnología pueden suministrarnos la solución para resolver los problemas de conservación, sería el momento de tomar las acciones apropiadas. Bajo un ambiente de incertidumbre se pueden abordar políticas efectivas, pero siempre y cuando tomen en consideración dicha incertidumbre. Hoy en día existe una teoría muy desarrollada sobre el proceso decisorio en situaciones de incertidumbre. En la situación actual de los recursos, los detalles teóricos no serían necesarios y, en muchos casos, bastaría con el sentido común. Deberíamos considerar toda una variedad de hipótesis y posibles estrategias, probar y experimentar, controlar los resultados realizando las modificaciones necesarias y favorecer aquellas acciones que sean reversibles.

Los líderes políticos, desde los que gobiernan el mundo hasta las comunidades locales, basan sus políticas, en muchas ocasiones, en una mala visión de lo que es la dinámica de poblaciones. Los científicos no han cesado de intentar hacernos ver la degradación medioambiental y los consiguientes peligros para la vida humana y posiblemente para la vida humana como nosotros la conocemos en la tierra. Pero, por lo general, la comunidad científica ha ayudado a perpetuar la ilusión del desarrollo sostenible a través del progreso tecnológico y científico. El problema de los recursos no es realmente un problema medioambiental, es un problema humano que nosotros mismos hemos creado bajo una variedad de sistemas políticos, sociales y económicos.

# ***CAPÍTULO 5***

## ***POLÍTICA PESQUERA***

**Introducción**

**La Política Pesquera mundial**

**Política en la UE**

**Política Pesquera en España y en la Comunidad Autónoma de Cantabria**



## ***5. POLÍTICA PESQUERA***

### **5.1. Introducción**

La política y las decisiones de política pesquera que de ella se derivan son una forma de acción social que, como ya indicó Weber (1922), puede estar motivada por razones muy distintas de las puramente económicas. La Política Pesquera no tiene existencia posible independientemente de la política en general, ni del ambiente económico y político que rodea a cada Estado en cada momento particular.

El desarrollo de una política para el medioambiente marino es particularmente complicada en comparación con la que podría ser para los recursos con base en tierra. Las complicaciones van desde cuestiones de soberanía, tanto a nivel internacional como estatal, hasta la dificultad en definir la propiedad de las especies migratorias.

Con frecuencia se ha afirmado que la única opción posible que debe adoptarse en pesca es la que conduce a una rápida recuperación del stock o a un nivel tal que se alcance el Máximo Rendimiento Sostenible. Otras opciones insisten en definir un rendimiento óptimo, entendiendo como tal el que produce unos beneficios mayores. Sin embargo, la Política Pesquera es algo más que todo esto por varias razones. En primer lugar, es una parte integrante de la política general de un gobierno y, por lo tanto, debe de estar en consonancia y ser coherente con ésta. El entorno económico y social existente en cada momento particular marcará el tipo de política pesquera a aplicar en dicho momento.

La regulación y ordenación pesquera se puede acometer desde tres puntos de vista diferentes: el biológico, el económico y el social.

El enfoque biológico ha sido prácticamente el tradicional. Es el que únicamente toma en consideración los aspectos relacionados con los stocks y las medidas necesarias destinadas a procurar una rápida recuperación de los mismos. Una regulación basada sólo en aspectos biológicos puede conducir a un régimen de regulación más preocupado por los peces que por los pescadores. En definitiva el hombre pierde su protagonismo como sujeto de la política.

Desde el punto de vista económico, una pesquería sometida a un régimen de sobrepesca intenso, puede seguir siendo rentable para aquellos que la explotan. Estos se

opondrán a cualquier medida de regulación que se quiera establecer, ya que éstas siempre tenderán a imponer restricciones a corto plazo sobre la cantidad de pesca ejercida en la zona. Quienes han tratado con los aspectos económicos de la pesca no siempre han tenido en cuenta el corto plazo de las empresas, el cual siempre está presente y de una manera muy especial en este campo, donde las inversiones en bienes de equipo son elevadas. El corto plazo representa el aspecto táctico de una política mientras que los modelos económicos globales, al igual que los biológicos, representan los aspectos estratégicos a largo plazo. Una mala táctica puede hacer inviable una buena estrategia.

Cuando se imponen medidas restrictivas el argumento es siempre que un sacrificio hecho ahora se verá recompensado por un beneficio en el futuro. No obstante, si no se asegura que los que hoy hacen el sacrificio sean los destinatarios directos del beneficio futuro, las posibilidades de éxito de esa política son francamente escasas. Por todo ello, los sacrificios que se impongan a la industria o al sector pesquero tienen que ser cuidadosamente sopesados y establecidos escalonadamente, con objeto de asegurar que una importante mayoría de ese sector pueden soportarlos y que, asimismo, serán ellos los beneficiarios de las consecuencias positivas que a medio y largo plazo puedan derivarse de las medidas adoptadas.

Sin duda alguna el enfoque biológico confrontará en muchos aspectos con el económico. Clark (1990) ilustra esta oposición de intereses con un ejemplo sobre la población de la ballena azul de la Antártida. Asumiendo que la población máxima de ballenas equivale a 150.000 individuos y utilizando las conclusiones del modelo de producción de Schaeffer (1957), el rendimiento máximo sostenible es de 2.000 ballenas al año, que sería el que le correspondería a una población igual a la mitad de la población máxima de 75.000 ballenas. Si nos basamos estrictamente en el punto de vista económico buscando la maximización del beneficio y suponiendo que cada ballena tiene un valor medio de 10.000 \$, manteniendo el objetivo biológico de pescar 2.000 ballenas al año, la renta anual obtenida por la pesquería sería de 20 millones de dólares al año. Sin embargo, si asumimos que podemos capturar las 75.000 ballenas en un solo año, la captura y venta de las 75.000 ballenas importaría 750 millones de dólares, que depositados en un banco al 5% de interés rendirían 37,5 millones de dólares anuales, cifra superior a los 20 millones obtenidos con el Máximo Rendimiento Sostenible.

La problemática social, además de la que se pueda crear por determinadas circunstancias económicas generales, deriva muchas veces de valores de tipo ético y

moral que las comunidades estiman como fundamentales. La labor de los políticos es, por lo tanto, tratar de armonizar los aspectos biológicos y económicos de tal manera que, respetando el objetivo establecido a largo plazo, las medidas que se adopten afecten, en los aspectos negativos y en la menor medida posible, al medioambiente socioeconómico.

Es necesario saber lo que piensan las comunidades pesqueras, su grado de preparación, sus escalas de valores, cómo están estructuradas y cómo pueden reaccionar ante determinadas medidas. En general, las medidas de tipo político deben adoptarse de tal manera que aseguren una transición firme pero suave desde la situación existente hasta la situación objetivo.

Entendemos por ordenación pesquera (*fisheries management*) la gestión de todos los recursos pesqueros, naturales, materiales y humanos, dentro de la política pesquera establecida. Es decir, se trata de la ejecución de la misma de tal forma que sea posible alcanzar los objetivos establecidos en ella. La política se concreta en términos jurídicos, con las normas elaboradas por los órganos legislativos competentes. Podríamos decir que ordenación pesquera sería el desarrollo técnico y administrativo, además de la gestión, de una determinada política pesquera. La Política Pesquera tiene por objeto socioeconómico la obtención del máximo beneficio para las comunidades pesqueras que dependen, directa o indirectamente, de la pesca.

## **5.2. La Política Pesquera mundial**

En este apartado analizaremos el modo en el que se ha desarrollado la gestión de las pesquerías a nivel internacional, revisando la actuación histórica de los principales organismos internacionales que, durante muchos años, han sido los principales agentes encargados de dicha gestión. La historia ha demostrado que su actuación no ha sido siempre la idónea, incluso a veces ha sido excesivamente pobre. La gestión internacional de las pesquerías es compleja y es extremadamente difícil persuadir a diferentes países sobre la necesidad de alcanzar determinados acuerdos.

En tales situaciones, se hace prácticamente imposible acometer decisiones impopulares, debido en parte, a una inadecuada ejecución de la gestión internacional y también a una creciente actitud avariciosa hacia los recursos marinos, como lo

demuestra el movimiento general hacia la declaración de la extensión jurisdiccional a las 200 millas, tras la celebración de la UNCLOS.

La gestión internacional de las pesquerías se desarrolla a través de los organismos internacionales, los que la FAO denomina Órganos Regionales de Pesca, que se muestran en la Figura 5.1. Distinguimos entre tres tipos de órganos, los de gestión, los consultivos y los científicos. La función de los primeros es establecer de forma directa medidas de gestión, entre los más importantes destacamos el ICCAT, la NAFO y la IWC, de los que hablaremos más adelante. Los órganos consultivos proporcionan a los miembros consejo científico y de gestión, destacamos la Organización Latinoamericana para el Desarrollo de las Pesquerías, OLDEPESCA, la Comisión para las Pesquerías del África Atlántico y AAFC. Los organismos científicos se encargan sólo de suministrar asesoría científica a los miembros, uno de los más importantes es el ICES.

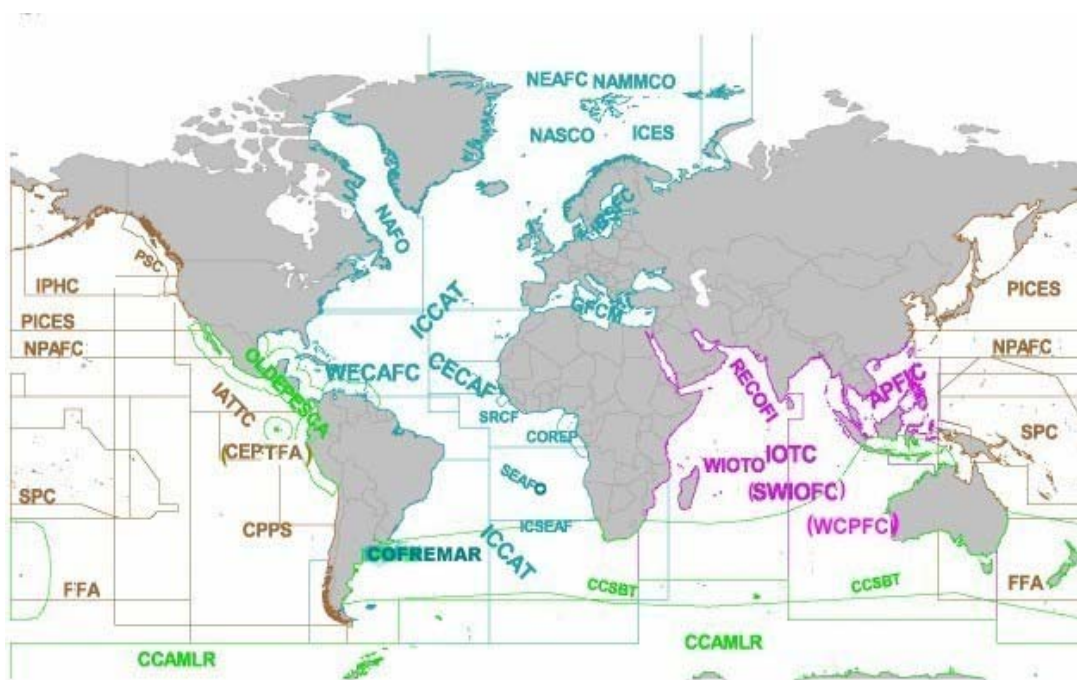


Figura 5. 1: Órganos regionales según la FAO.

Fuente: [www.fao.org](http://www.fao.org)

En nuestro estudio nos hemos centrado en aquellos organismos que consideramos han jugado un papel más importante en las pesquerías que más



directamente nos afectan, como la gestión de los túnidos, o han tenido una problemática especial por la especie bajo su gestión, como es el caso de las ballenas.

### **5.2.1. La NAFO**

La NAFO, Organización de las Pesquerías del Atlántico Noroccidental, junto con la NEAFC, Comisión de las Pesquerías del Atlántico Nororiental, fueron ejemplos del tipo de organismos de gestión internacionales que surgieron en el período posterior a la Segunda Guerra Mundial y dominaron la gestión de las pesquerías hasta la extensión de las 200 millas. Ambos organismos surgieron del trabajo de ICES, establecido en 1902.

La gestión internacional del Atlántico Noroeste le corresponde a la NAFO, que asumió el control de los stocks pesqueros en enero de 1979, sustituyendo a lo que fue la ICNAF (Comisión Internacional para las Pesquerías del Atlántico Noroccidental), creada en 1950 para jugar un papel similar a NEAFC en el Atlántico nororiental. La ICNAF no sólo era la responsable de suministrar información sobre regulación pesquera, sino también de organizar la investigación, mediante un comité sobre investigación y estadísticas similar a lo que era el ICES en el sistema de la NEAFC.

Inicialmente ICNAF se planteó como objetivo alcanzar el Máximo Rendimiento Sostenible en las pesquerías que gestionaba, principalmente, a través del uso de restricciones en los tamaños de las mallas, lo que no impidió, sin embargo, la sobreexplotación de muchos stocks. Los problemas a los que se enfrentaba eran similares a los que afectaban a la NEAFC, particularmente, la falta de control sobre el esfuerzo pesquero. En un intento por combatir este problema, la ICNAF desarrolló de una forma sustancial su estructura reguladora desde 1960 en adelante.

En primer lugar, el cumplimiento de las normas se establecía a un nivel internacional, al establecer la posibilidad de que un inspector de cualquier estado miembro subiese a bordo e inspeccionase los buques de cualquier otro estado. La ICNAF era informada de todas las infracciones cometidas. La gran debilidad del sistema se debe al hecho de que el castigo a los infractores era responsabilidad de los estados en los que el buque estaba registrado. Esto provocó la hostilidad entre, por ejemplo, los inspectores norteamericanos y los pescadores de Europa del Este, al creer los primeros que las infracciones cometidas por dichos pescadores quedaban impunes.

En segundo lugar se instauró un sistema de TACs y cuotas nacionales basado en una mezcla de actuaciones históricas y preferencias costeras. A pesar de lo loable que estas medidas eran, no consiguieron los resultados esperados debido a las debilidades que el sistema de gestión internacional mostraba: el acceso abierto a las pesquerías y la inadecuada aplicación de las normas.

Una pesquería que ha jugado un papel primordial en el Atlántico noroccidental es la pesquería del merlán del banco George, similar al que puede desempeñar la anchoa en el Mar del Norte. De la gestión de la pesquería del merlán se pueden obtener importantes lecciones, que sin duda nos deberían permitir aprender de los errores cometidos.

Hasta prácticamente 1960 la pesquería era únicamente explotada por Estados Unidos y las capturas anuales estaban cercanas a un Máximo Rendimiento Sostenible de 50.000 toneladas. Al ser Estados Unidos la única nación involucrada, era relativamente fácil alcanzar acuerdos internacionales sobre la gestión de la pesquería y se introdujo un tamaño mínimo de malla. Sin embargo, de 1960 en adelante, pescadores de Canadá, Europa y en especial de la Unión Soviética comenzaron a participar en la pesquería y las capturas empezaron a exceder el máximo anterior.

Irónicamente, el desastre sobre la pesquería se produjo cuando unas condiciones ambientales favorables provocaron en 1962 y 1963 unos niveles de capturas anuales excepcionalmente grandes. Esto provocó que aquellos pescadores que habían capturado el merlán de una manera accesoría, es decir no era la especie a la que ellos se dirigían pero la capturaban de una manera accidental, dirigiesen sus artes de pesca hacia esta especie. Como resultado de ello, el total de las capturas alcanzaron las 155.000 toneladas. A partir de entonces los niveles de capturas comenzaron a descender hasta 25.000 toneladas en 1969 y 40.00 en 1974. Ya en 1972 el ICNAF había solicitado el cierre de la pesquería.

En 1977 con la entrada en vigor de la Ley de Gestión y Conservación de las Pesquerías de Estados Unidos, el control de la pesquería pasó del ICNAF a Estados Unidos. A pesar de ello, su gestión seguía siendo difícil. Algunos biólogos se inclinaban por proteger la pesquería hasta retornar a los niveles del Máximo Rendimiento Sostenible. Desafortunadamente, la medida no era sencilla debido a las interrelaciones entre las pesquerías del merlán y el bacalao. La protección del merlán casi obligaba a imponer una reducción en las capturas del bacalao.

De la historia de esta pesquería podemos obtener una serie de conclusiones que nos demuestran cómo la gestión internacional de la misma resultó inadecuada. Entre las más importantes podemos citar:

- Las flotas pesqueras pueden perfectamente explotar hasta el colapso la pesquería de un stock que ha sido durante largo tiempo el pilar de una pesquería local.
- Las restricciones en los tamaños de las mallas por si solas son insuficientes.
- Cuando diferentes stocks se entrelazan, la gestión de los mismos es mucho más complicada y, una vez que alguno de ellos ha colapsado, su recuperación puede ser difícil, puesto que puede requerir reducir las capturas de los otros stocks.

Al igual que ocurrió con el NEAFC, la extensión del límite de las 200 millas implicó profundos cambios en la ICNAF. Tras la Convención sobre el Futuro de Cooperación Multilateral en las Pesquerías del Atlántico Noroccidental, celebrada en 1978, los miembros decidieron suprimir la ICNAF y establecer la NAFO.

La NAFO es responsable de todas las especies pesqueras del área bajo su control, excepto las especies sedentarias, las muy migratorias como los túnidos, y los cetáceos bajo el control de la IWC. Su estructura reguladora sigue manteniendo aspectos de la ICNAF como son el establecimiento de TACs y cuotas nacionales. El organismo exige a sus miembros que emprendan acciones efectivas, incluyendo la imposición de las penalizaciones adecuadas, de forma que las normas de la NAFO sean respetadas.

Uno de los mayores problemas con que se enfrenta la NAFO es la pesca por parte de los estados no miembros. El esfuerzo pesquero extra de estos países amenaza la gestión efectiva de los stocks. Incluso se ha llegado a argumentar que algunos buques pesqueros utilizan el pabellón de conveniencia para burlar la normativa de la NAFO. Al menos algunos de esos buques son propiedad total o parcial de intereses pesqueros de los estados miembros. Este problema pone de manifiesto lo difícil que es hacer cumplir los acuerdos internacionales en alta mar, y demuestra que la extensión de los límites de las aguas jurisdiccionales a las 200 millas era algo casi inevitable.

### 5.2.2. Los organismos de gestión de los túnidos

El consenso internacional ha sido siempre necesario para una gestión efectiva de este tipo de especies a causa de su carácter altamente migratorio. El atún rojo del Atlántico se mueve entre la costa oriental de Norte América y la costa occidental de Europa, mientras que el del sur parece migrar desde las áreas de freza en Australia a los océanos Atlántico, Pacífico e Índico. Son varios los organismos internacionales que tienen responsabilidad en la gestión del atún en diversas partes del mundo. En el Atlántico, la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (ICCAT) se estableció en 1969. Desafortunadamente el ICCAT adolece, al igual que otros organismos internacionales, de una serie de problemas que reducen su efectividad, como por ejemplo que se basa en la recolección de datos y en los estudios científicos de los estados miembros, lo que, en algunos casos, ha llevado a opiniones divergentes en la forma de la gestión del stock.

En el Pacífico occidental el atún se encuentra bajo el control del Consejo de las Pesquerías del Índico y Pacífico, establecido en 1948 bajo la estructura de la FAO. Un acuerdo similar se alcanzó en 1967 con el establecimiento de la Comisión de los Túnidos del Océano Índico (IOTC). Ambos organismos parecen adolecer de problemas similares, como son una inadecuada base de datos sobre las capturas, dificultades en alcanzar acuerdos respecto a la distribución de las cuotas y una inadecuada aplicación de las medidas de gestión adoptadas.

Uno de los organismos que parece haber tenido más éxito en la gestión de los túnidos es la Comisión Interamericana Tropical del Atún (IATTC), establecida en 1949 como resultado de un acuerdo entre Estados Unidos y Costa Rica referente al atún en el Pacífico oriental. Desde entonces el número de miembros ha aumentado. La primera responsabilidad de este organismo es investigar los stocks de atún del Pacífico oriental y emitir las recomendaciones necesarias para mantener tales stocks en los niveles correspondientes al Máximo Rendimiento Sostenible.

El IATTC se concentró principalmente en la gestión del stock del atún en el Pacífico oriental, siendo el establecimiento de una simple cuota total la principal medida reguladora. Dicha cuota se introdujo en 1966 para un área de mar específico, conocido como CYRA (*Commission's Yellowfin Regulatoru Area*), que comprendía un importante área pesquera de esta especie. Este sistema, basado en una sola cuota global,

unido a un fallo en la regulación del esfuerzo pesquero, hizo que la flota pesquera aumentase drásticamente en tamaño y en sofisticación, lo que produjo un enorme acortamiento de la época de pesca.

Uno de los problemas que acarrió este acortamiento fue que los pescadores más “pobres” o menos eficientes eran incapaces de alcanzar sus niveles de capturas tradicionales durante la corta estación de pesca. Como respuesta a este hecho, en 1968 la IATTC introdujo el concepto de “*Closed Season Allocations*” (CSAs), lo que eran una especie de garantías para los pescadores menos eficientes, reservándoles una asignación especial del stock. En 1974 tales CSAs alcanzaban el 30% del total de las capturas permitidas en el área CYRA.

### 5.2.3. La NEAFC

Los orígenes de la NEAFC se encuentran en el problema de la sobrepesca que se pensaba afectaba sobre todo a las especies dermesales y que ya fue ampliamente discutido en el período de entreguerras. Las naciones atlánticas negociaron, a finales de la Segunda Guerra Mundial, la Convención sobre la Sobrepesca, cuyo objetivo principal era prevenir la sobreexplotación de tales stocks dermesales como el arenque y la caballa. Las principales medidas reguladoras que se introdujeron en esos momentos fueron el tamaño mínimo de malla y de desembarco. Durante los ocho años que fueron necesarios para la ratificación de la convención ya se hizo patente que era insuficiente, particularmente por no incluir a las especies pelágicas.

La convención por la que se fundó la NEAFC se celebró a principio de 1959 y entró en vigor unos cuatro años después. Además de restricciones en los tamaños de las mallas y los desembarcos, la NEAFC recomendó el cierre de áreas y épocas, restricciones en las artes de pesca y el establecimiento de TACs. La implementación de estos últimos fue prácticamente imposible, puesto que además de que para dicha implementación era necesario una mayoría de dos tercios, la objeción de un solo estado era suficiente para hacer el TAC acordado inaplicable.

Los problemas y debilidades a las que se enfrentaba este organismo están bien ilustradas en la gestión del stock del arenque del Mar del Norte. Eventualmente, un grupo de trabajo recomendó la implementación de un TAC para gestionar este stock, pero no fue hasta 1974 que los estados miembros se dieron cuenta de la necesidad de tal

medida. En el período intermedio se estableció una serie de épocas en las que la pesquería estaba cerrada, pero la medida apenas tuvo efecto.

El TAC que se acordó para cada uno de los años 1974, 1975 y 1976 excedía las recomendaciones de los científicos del ICES. En 1977 la condición del stock era tan grave que los estados miembros aceptaron, finalmente una veda total, la que comenzó en abril de 1977. Para entonces la gestión del stock había pasado a manos de la EEC, con la extensión de los límites hasta las 200 millas.

Desde el punto de vista de la gestión la NEAFC fue un completo fallo. El stock del arenque se colapsó y la explotación de casi todas las especies superaba el nivel del Máximo rendimiento Sostenible. Las causas de tal fallo se encuentran, principalmente, en que las pesquerías bajo su jurisdicción eran pesquerías abiertas. Los gobiernos fueron incapaces de reducir el esfuerzo pesquero y un factor que parece que también contribuyó fue el fallo de algunos científicos, al menos en presentar sus informes de un modo lo suficientemente convincente.

Desde el año 2003 las medidas de gestión de la NEAFC se centran en medidas de capturas y control del esfuerzo para ciertas pesquerías pelágicas como la caballa, medidas temporales sobre el control del esfuerzo pesquero para las especies de alta mar del área bajo su control, el cierre de ciertas áreas, un tamaño mínimo de malla de 16 mm. para la pesca del capellán y de 35 mm. en la pesca de la bacaladillas con artes de arrastre pelágicas.

#### **5.2.4. La Comisión Internacional Ballenera (IWC)**

Establecida a finales de 1946 siendo el principal problema a tratar la sobreexplotación de las ballenas. En el momento en que se estableció la IWC, la sobreexplotación de esta especie se había estado produciendo durante más de 20 años. Previamente apenas se habían establecido medidas de conservación y no había nada referente a limitar las capturas. A finales de la década de los 30, la ballena azul era la especie más valiosa, sin embargo su stock era tan reducido que los pescadores comenzaron a dirigir sus esfuerzos hacia la ballena Fin también conocida como Rorcual común, cuya gran abundancia compensaba su pequeño tamaño.

En la estación de 1931, el volumen de las capturas fue tan elevado, particularmente el de la ballena azul, que el mercado de aceite de ballena colapsó. De

ahí que las propias compañías balleneras acordaron ellas mismas regular el total de las capturas. Este acuerdo se alcanzó en términos de lo que se llamó Unidad de Ballena Azul (*Blue Whale Unit, BWU*), por el que una ballena azul era equivalente a dos ballenas Fin o seis ballenas Sei. Equivalencia que representaba aproximadamente el rendimiento en aceite de ballena.

En 1944 se propuso que el TAC de las ballenas no excediese 16.000 BWUs, cantidad que fue aceptada como TAC por la IWC en 1946. Desafortunadamente la medida no fue suficiente. Este TAC resultó ser ligeramente superior al rendimiento sostenible de los stocks, por lo que éstos comenzaron a descender. Como era de esperar, con el paso del tiempo la diferencia entre el rendimiento de sustento y el TAC se fue haciendo gradualmente mayor, acelerando el ritmo de descenso. No fue hasta los años 60 cuando, por la situación tan desesperada, se consiguió definitivamente una reducción del TAC.

Justo después de la Segunda Guerra Mundial el mayor descenso se reflejó en el stock de la ballena azul. Las capturas de ballenas Fin estaban por entonces en el nivel del Máximo Rendimiento Sostenible o ligeramente por debajo. A medida que el stock de la ballena azul descendía, los pescadores eran cada vez más dependientes de las ballenas Fin y cada vez era mayor el número de estas últimas que se capturaban para alcanzar el TAC de 16.000 BWU.

En 1963 el stock de la ballena azul se había reducido a menos de 10.000 unidades, comparado con una capacidad de soporte del medio de unas 200.000 unidades. Finalmente, en 1965 se adoptaron medidas al introducir una moratoria en las capturas de la ballena azul, al tiempo que se acordaban reducciones sustanciales en los TACs y se reducía la presión sobre los stocks de la ballena Fin cuyos TACs también se redujeron. Fue entonces cuando los balleneros dirigieron su atención a la ballena Sei.

Durante el período que va desde su fundación hasta mediados de los 60, la IWC estuvo presente tanto en el descenso de la industria ballenera como en el de los stocks. Sus principales defectos pudieron ser el no disponer de un mecanismo adecuado para cambiar los TACs a medida que descendía el rendimiento de sustento y su incapacidad para controlar el esfuerzo pesquero. Los principales problemas que surgieron en los años 50, como son la sobrecapitalización y el acortamiento de las estaciones de pesca, se solucionaron simplemente con acuerdos para distribuir cuotas a cada nación.

Con respecto a las especies de crecimiento lento como es el caso de las ballenas, hay una abundante literatura demostrando (Clark, 1990) que puede ser más rentable

capturar la totalidad del stock y reinvertir los beneficios en actividades que ofrezcan mayores rentabilidades. De ahí que se pueda argumentar que las naciones con intereses balleneros no tengan incentivo para conservar el recurso. A pesar de todo parece que el principal problema que afectó a la pesquería de las ballenas fue el acceso abierto al recurso. Durante los años 30, cuando la industria estaba dominada por el Reino Unido y Noruega, se alcanzaron acuerdos para limitar las capturas totales, principalmente para prevenir el colapso del mercado del aceite. Cuando Japón y Alemania comenzaron a entrar en la industria ballenera, el acuerdo era prácticamente imposible de alcanzar y surgió una situación que podríamos definir como de libertad para todos. El problema del stock de las ballenas quizás sea el más representativo del acceso abierto.

Las ballenas, como cualquier otra población de animales, tienen una capacidad natural para crecer y una tasa natural de mortalidad. El stock permanecerá en equilibrio a causa del balance de estos dos factores. Si el número de ballenas en el stock es reducido aumentará el reclutamiento, posiblemente como resultado de una mayor disponibilidad de alimentos, unas mayores tasas de embarazo, mayores tasas de supervivencia o una combinación de estos factores. En base a estas características la IWC adoptó en 1975 un procedimiento de gestión para las ballenas conocido como “*New Management Procedure*”, el cual estaba diseñado para conducir los stocks a los niveles que suministrasen las mayores capturas a largo plazo, estableciendo los límites a las capturas por debajo del rendimiento sostenible. Sin embargo, a causa de la incertidumbre de los análisis científicos y por lo tanto de los estados de los stocks, la IWC decidió en 1982 que hubiese una pausa en el comercio de ballenas para todos los stocks desde 1985 a 1986. Posteriormente, en 1994 se ha revisado el procedimiento adoptado en 1975 y se ha publicado una revisión del mismo, el “*Revised Management Procedure*”, el cual pretende equilibrar los intereses en conflicto, asegurando que el riesgo para los stocks no aumenta, pero permitiendo los mayores rendimientos.



### 5.3. Política en la UE

La aplicación de las políticas comunitarias entre los Estados miembros no es tarea sencilla, sobre todo en el terreno de la pesca en donde los intereses individuales inmediatos no coinciden con el interés colectivo a más largo plazo.

El pescador, al no tener una vocación altruista superior a la del resto de los mortales, se siente poco predispuesto a renunciar a la captura de un pez, sólo en razón de una buena conciencia hacia el prójimo, sobre todo si sabe que después ese pez será pescado por su competidor, menos escrupuloso que él.

El objetivo para alcanzar la pesca sostenible y promover la conservación de los recursos consiste, por un lado, en sensibilizar a los pescadores sobre la necesidad de respetar determinadas reglas y, por otro, en establecer barreras divisorias que se apliquen de forma suficientemente equitativa para garantizar que ese pez que no van a pescar, no va a ser la presa de otros pescadores.

La Política Pesquera Común (PPC) fue originariamente establecida por los seis Estados Miembros fundadores de la Comunidad Económica Europea (CEE), Francia, Alemania Occidental, Bélgica, Holanda, Italia y Luxemburgo. En 1966 la Comisión elaboró un informe sobre la industria pesquera en los Estados miembros que sirvió de base para dos propuestas de reglamento que, eventualmente, adquirieron rango de Ley Comunitaria en 1970. En esos momentos aún no se había extendido los límites de la jurisdicción a las 200 millas, lo que unido a que ninguno de los seis países tuviese pesquerías de bajura especialmente importantes, hizo relativamente fácil alcanzar el acuerdo entre ellos, si bien el alcance de lo que fue el embrión de la PPC era muy limitado.

Los dos reglamentos iniciaron el enfoque dicotómico que ha caracterizado a la PPC durante décadas. La parte extractiva de la industria pesquera trata con la política estructural, probablemente la más controvertida, y el sector “en tierra” con la política de mercados.

Los fundamentos de la política estructural se reflejaron en el Reglamento 2141/70, posteriormente codificado como Reglamento 101/76, que fijaba como objetivos “el uso racional de los recursos biológicos del mar, la prevención de la sobrepesca, evitar o reducir la sobrecapitalización.”, objetivos que se debían alcanzar mediante el uso de “las medidas de conservación necesarias... incluyendo las

restricciones a las capturas de ciertas especies, a zonas, a temporadas de pesca, a métodos y a artes de pesca”. Todas estas medidas comprendían lo que algunos autores, como Cunningham (1985) denominaron técnicas de regulación biológicas que mientras se espera a que mejore la condición de un stock, no garantizan la mejora de la “salud” económica de la pesquería.

En la década de los 70, cuatro países comenzaron las negociaciones de adhesión a la CEE, el Reino Unido, Irlanda, Dinamarca y Noruega, países que poseían pesquerías de enorme interés para los seis EM, lo que provocó las sospechas entre los aspirantes de que los EM habían acordado una política pesquera tan favorable para ellos como fuera posible, en particular en lo referente al igual acceso. Los seis, sin embargo argumentaban que habían adoptado una premisa usual en otras políticas y esto se había producido antes de las negociaciones. Cualquiera que sea la verdad de la situación, lo cierto es que en el tratado de adhesión los cuatro candidatos se encontraron con un “*acquis communitarie*” que incluía aspectos bastantes desfavorables. Como consecuencia de ello, Noruega optó por la no adhesión total y las Islas Faeroe solicitaron una “asociación limitada”.

La Política Pesquera Común se definió de una forma más concreta en 1983 y ha sufrido desde entonces dos profundas reformas. La reforma de 1992 pretendía alcanzar el equilibrio entre actividad y recursos pesqueros. En dicha reforma se consideró que la mejor garantía para mantener una actividad eficaz era una gestión racional de los recursos, bajo el principio de subsidiariedad respecto al control y a las medidas encaminadas a incrementar la responsabilidad de los profesionales de este sector.

La última reforma (2002) pretende dar un nuevo enfoque a la gestión de la pesca, asegurando una pesca sostenible. Centrando la gestión en un planteamiento a más largo plazo, incorporando las cuestiones medioambientales a la gestión pesquera, reduciendo el esfuerzo pesquero de acuerdo con las posibilidades reales de capturas sostenibles, haciendo el mejor uso posible de los recursos capturados y evitando el derroche, y respaldando el suministro de información científica de alta calidad.

Desde el 1 de enero de 1996 España y Portugal están incluidas en la PPC, aún cuando la fecha acordada en los tratados de adhesión era el año 2003.

La Tabla 5.1 muestra la evolución de la PPC desde sus orígenes hasta su última revisión, estableciendo los momentos más importantes de este período.

Tabla 5.1: Evolución de la PPC

<i>Fecha</i>	<i>Acontecimientos</i>
1970	Los tratados originarios de la Comunidad señalaban ya en el año 1957 la necesidad de establecer normas comunes en materia de pesca. Sin embargo las primeras medidas se tomaron en el año 1970, y se referían a las ayudas estructurales y al acceso a las zonas de pesca y a los mercados.
1983	Los Estados miembros de la UE aprueban oficialmente una política pesquera común (PPC). Dicha política tiene cuatro partes principales: la conservación, las estructuras, la organización de los mercados y las relaciones exteriores. Cada país miembro debía garantizar el cumplimiento de las normas de la PPC en su propio territorio.
1992	Tras diez años de aplicación, la PPC había logrado una experiencia considerable. Los esfuerzos realizados, principalmente respecto a la conservación de los recursos, se muestran insuficientes si no van acompañados de una limitación del esfuerzo pesquero. Los buques siguen siendo demasiados, teniendo en cuenta el nivel de recursos disponible. Se aprueban nuevas medidas y se establece un reglamento nuevo. Éste prevé, para el año 2002, la realización de un segundo balance sobre el estado de la pesca en la UE y sobre la aplicación de la PPC. Los ajustes y las modificaciones que se realicen en ese momento dependerán de las conclusiones a las que se llegue.
1998	El plazo se va acercando. Los tiempos cambian y el mundo de la pesca no es una excepción. La Comisión Europea lanza un amplio proceso de reflexión respecto a las mejoras que es preciso introducir en la PPC. Hace que participen en ese debate todos los medios interesados, de forma abierta y constructiva. Para conseguirlo se envía un cuestionario a los 347 diferentes protagonistas del sector pesquero y se realizan reuniones en los Estados miembros. Gracias a ese proceso consiguen conocer los deseos y las preocupaciones principales que afectan al sector.
2001	La Comisión Europea publica el Libro Verde, un documento destinado a consultar a las partes interesadas. En él se destaca la situación actual de los grandes asuntos que afectan al sector, se señalan algunas de las opciones posibles y se establece un proceso de consulta sin precedentes. La puesta en marcha de la reforma de la PPC es ya una realidad.
2002	Se produce quizás la reforma más ambiciosa de la PPC desde su creación en 1983. Los objetivos principales de esta reforma son asegurar una gestión sostenible de las actividades pesqueras, mejorar la estabilidad de los ingresos y de los empleos de los profesionales del sector y proteger el medioambiente marino y la calidad de la alimentación.

Fuente: Revista La Pesca europea.

Los fundamentos sobre los que descansa la PPC, como muestra la Figura 5.1, son cuatro: acceso a las aguas, comercio y gestión de los recursos; Organización Común de Mercados; Política Estructural orientada al sector y relaciones con terceros países.

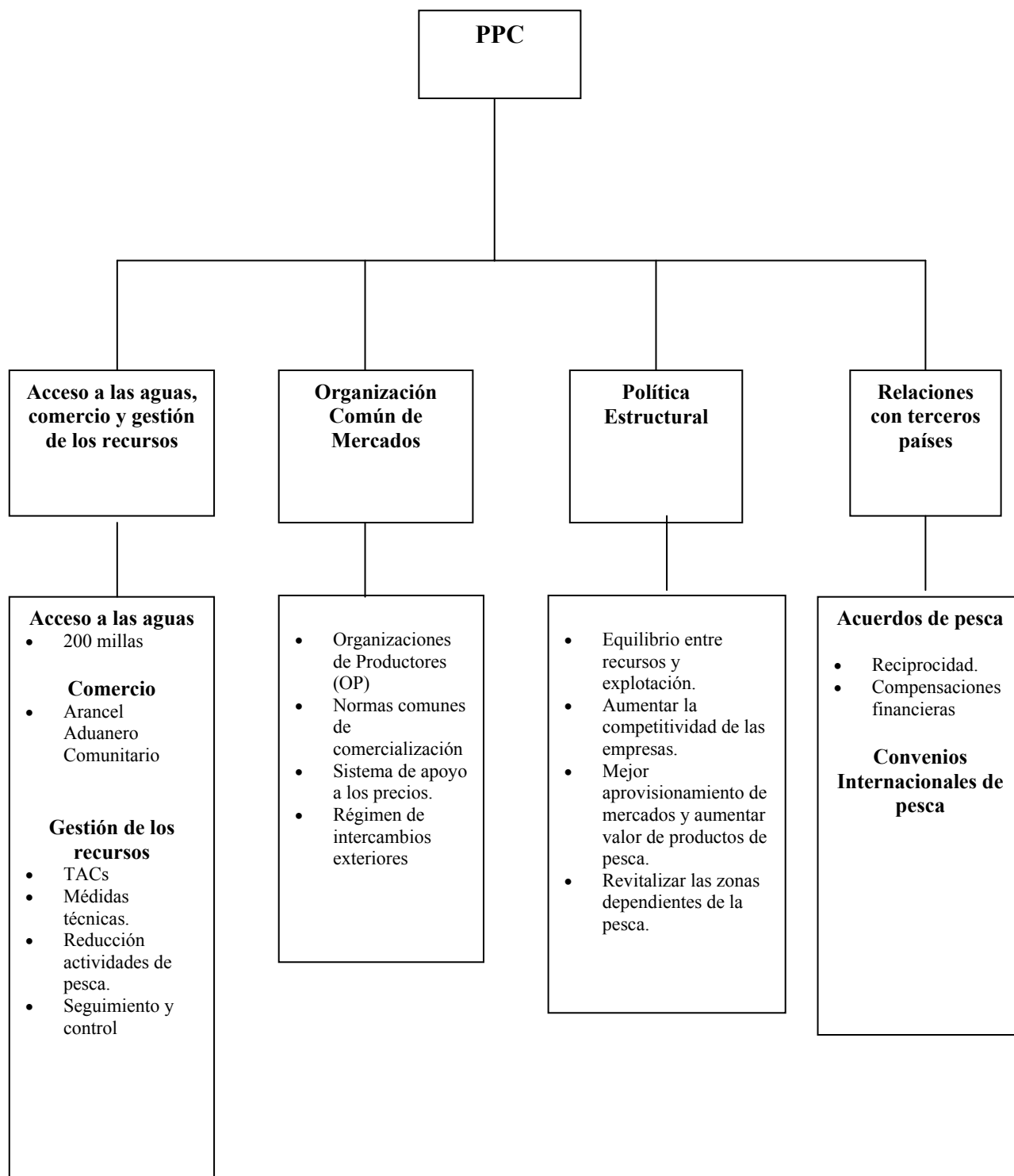


Figura 5.1: Pilares sobre los que descansa la PPC  
Fuente: Elaboración propia

### **5.3.1. Acceso a las aguas, comercio y gestión de los recursos**

#### **a) Acceso a la aguas.**

Las 200 millas de aguas territoriales en toda la costa comunitaria, en principio, están abiertas a todos los pescadores comunitarios, aunque en algunos casos existen restricciones a favor de los países ribereños, hasta 12 millas. A pesar de que España y Portugal participaron en la PPC antes de la fecha prevista, los barcos españoles y portugueses tenían restringido el acceso a ciertas zonas, y los recursos también estaban sometidos a restricciones estrictas, por ejemplo las aplicadas a zonas sensibles como el Irish Box (el mar entre Irlanda y el Reino Unido).

#### **b) Comercio.**

La disminución de las reservas y la caída de los precios por importaciones más competitivas han provocado efectos negativos sobre el sector pesquero europeo. Los productos pesqueros obtenidos en el interior de la Comunidad reciben un tratamiento prioritario frente a los de terceros países. El Arancel Aduanero Común (AAC) es elemento básico que permite la aplicación del principio de preferencia comunitaria. Sin embargo, las importaciones comunitarias de pescado superan a las exportaciones al exceder la demanda de productos pesqueros a la oferta disponible. Con el fin de satisfacer dicha demanda, la CE debe importar casi el 60% de los productos de la pesca y de la acuicultura. Casi dos tercios de dichas importaciones se efectúan al amparo de regímenes arancelarios especiales, resultantes de acuerdos bilaterales. Este déficit es particularmente importante en los productos utilizados como materias primas por la industria transformadora.

La reforma de 1999 pretendía un suministro más fácil de estas materias primas para que dicha industria pueda ser competitiva. Con tal objetivo se puso en marcha un sistema de contingentes arancelarios autónomos y de suspensiones de derechos de aduana. El nuevo Reglamento ampliaba aún más ese nuevo abanico de medidas. En primer lugar, la suspensión de los derechos de aduanas podía ser parcial (reducción) o total (0%) que antes de la reglamentación sólo existía para ciertas cantidades limitadas. Tras la modificación, aquellas especies cuya demanda sea importante y no se pueda satisfacer sólo con la producción europea, por ejemplo el bacalao, el camarón boreal o el abadejo de Alaska, las cantidades que se podrían importar serían ilimitadas. Sin

embargo para evitar que esas suspensiones arancelarias no constituyesen una amenaza para los empleos del sector de capturas, ciertas especies como el atún o el arenque no se incluyeron en el reglamento. Para estas especies se aplicaron los llamados contingentes arancelarios autónomos con los cuales la reducción de derechos sólo sería aplicable a un cierto volumen de importaciones. En el caso de los lomos de atún, en 1999 se importaron 1.200 toneladas con un derecho reducido del 6%. Tras el nuevo acuerdo, se podrían importar durante el período 2001-2003 4.000 toneladas anuales con el mismo porcentaje. Respecto al arenque de gran tamaño, el cual no siempre pueden obtenerse en aguas comunitarias, en 1999 se importaron con exención de derechos 20.000 toneladas de arenque fresco, refrigerado o congelado destinado a la industria. Durante el nuevo período se podían importar anualmente 20.000 toneladas con exención de derechos durante el período 2001-2003, pero únicamente entre el 1 de noviembre y el 31 de diciembre. En ese período del año existía el riesgo de que los pescadores comunitarios hubieran agotado todas sus cuotas y que la necesidad de pescado importado fuese mayor que en otras épocas del año.

La cuestión de los aranceles aduaneros muestra el equilibrio que la nueva reglamentación quería mantener entre los diferentes intereses de los distintos actores: una industria transformadora que depende mucho de las importaciones de materias primas a precios que deben ser competitivos y unos productores que temen que las entradas de pescado procedentes de países no europeos provoquen una caída de los precios. Todas estas medidas se enmarcaban en una tendencia general, derivada de los acuerdos logrados en las diversas series de negociaciones del GATT (General Agreement on Tariffs and Trade) y, a partir de 1995, de la OMC.

**c) *Gestión y protección de los recursos.***

Conseguir un equilibrio entre los intereses a corto plazo de los pescadores y la necesidad de preservar el recurso que les hace vivir no es tarea fácil. La UE, tras la firma del Convenio de las Naciones Unidas sobre Biodiversidad, estableció en 1998 una estrategia global dirigida a garantizar la conservación y utilización sostenible de la diversidad biológica. La relación entre la pesca y el medio ambiente es evidente. Proteger los ecosistemas marinos es también una forma de preservar el ambiente marino. Como parte de la estrategia a seguir, la UE prevé diversos planes de acción sectoriales. El plan de acción relativo a la pesca se aprobó por la Comisión el 28 de marzo de 2001. Entre los objetivos prioritarios de dicho plan se encuentran la reducción

urgente de la presión pesquera y la protección de las especies no buscadas y de los hábitats y la reducción del impacto de la acuicultura en el medio ambiente.

Para asegurar la protección de los recursos y una mejora de las capturas, se establecen una serie de medidas en función del estado de las poblaciones. Estas medidas se pueden agrupar en cuatro grandes grupos, el establecimiento de los Totales Autorizados de Capturas (TACs), medidas técnicas, reducción de las actividades de pesca y por último el seguimiento y control.

- *El establecimiento de los TACs anuales.*

Todos los años el Consejo Internacional para la Explotación del Mar (CIEM) emite una serie de recomendaciones científicas sobre la mayoría de las poblaciones de peces del Atlántico nororiental. Estas recomendaciones son analizadas por el Comité Científico, Técnico y Económico de la Pesca (CCTEP), que elabora sus propias recomendaciones. A la vista de estas recomendaciones, la Comisión presenta al Consejo sus propuestas sobre los niveles de TAC, que posteriormente se reparten entre los Estados miembros. La Figura 5.2 muestra el proceso de toma de decisiones respecto a los TACs.

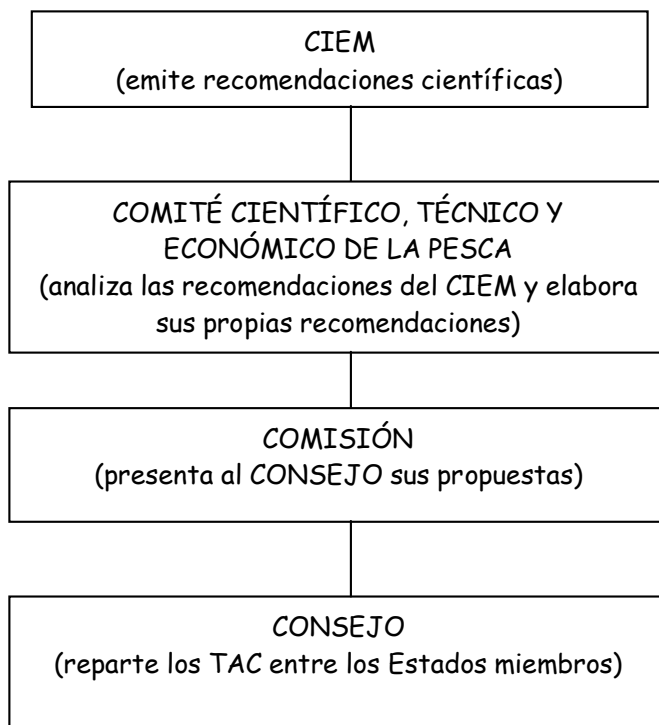


Figura 5.2: Proceso de toma de decisiones respecto a los TACs  
Elaboración propia

Es importante reseñar que la Comisión no siempre sigue las recomendaciones del CIEM o del CCTEP. En octubre del año 2002 el CIEM recomendaba la total suspensión de varias explotaciones pesqueras de bacalao en aguas de la UE, puesto que las existencias de peces habían llegado a niveles históricamente bajos. Posteriormente el CCTEP apoyaba la propuesta y la reconocía como la más eficaz. Sin embargo, la Comisión, consciente de las graves consecuencias que una decisión así podría acarrear (el bacalao junto con la merluza son dos recursos de gran valor que, tradicionalmente han sido los pilares del sector pesquero comunitario), buscó otras vías menos drásticas como la rápida puesta en práctica de un programa intensificado de reconstitución y el establecimiento de niveles mínimos de TAC. La característica principal de los planes de recuperación del bacalao y de la merluza, aunque la amenaza que se cierne sobre esta última no parece tan inmediata, es que los objetivos son a largo plazo y están cuantificados. Las evaluaciones realizadas en junio de 2003 señalaban que el volumen de la biomasa fecunda de bacalaos en el Mar del Norte, el estrecho de Skagerrak y la zona oriental de la Mancha había descendido hasta las 35.000 Tm. Para que dichas poblaciones dejen de estar en peligro, el volumen mínimo de peces adultos debería ser de 70.000 Tm. El objetivo del plan de reconstitución, determinado en función del principio de precaución, es hacer que dicha cifra ascienda hasta 150.000 Tm de manera sostenible. En lo que se refiere a la merluza, la zona geográfica es la misma que la del bacalao, más la franja occidental de la Mancha, el Mar Céltico, el Oeste de Irlanda y el Golfo de Vizcaya. El objetivo es alcanzar un volumen de peces adultos igual o superior a 143.000 Tm, teniendo en cuenta que el umbral crítico se ha fijado en 103.000. Las previsiones científicas establecen un período de entre 5 y 10 años. Para conseguir dicho objetivo se han establecido dos tipos de medidas: una disminución de los TAC y una limitación del esfuerzo pesquero. Respecto a los TAC y para el caso del bacalao, en el momento de su fijación se deben asegurar todos los años un aumento del 30% de las poblaciones de peces adultos y las fluctuaciones de los TAC de un año a otro no deberían sobrepasar el 15%. Además, como el bacalao forma parte de pesquerías mixtas, el plan de reconstitución también afectará a los TAC correspondientes a especies pescadas al mismo tiempo como el merlán, el eglefino y los peces planos. Respecto a la merluza, los TAC se fijarán de forma que garanticen un crecimiento de las poblaciones del 10% anual y sus variaciones, al igual que en el bacalao, no podrán superar el 15% de un año a otro,



con el fin de garantizar una cierta estabilidad a los pescadores. La medida de limitación de los TAC va acompañada de una limitación del esfuerzo pesquero o, lo que es lo mismo, del tiempo que pasan los buques pescando. Los planes de recuperación han propuesto un nuevo sistema de control de esfuerzo pesquero basado en una nueva unidad de medida, el kw/día. Cada EM recibirá un total de kw/día que deberá distribuir entre los buques de su flota, una vez que se haya llegado al número de días fijado, deberá suspenderse todas las actividades pesqueras, incluso aunque no se haya alcanzado el límite de los TAC. A la inversa, si se llega al TAC fijado, la pesca deberá suspenderse aunque no se haya alcanzado el número de kw/día establecido. Para determinar la cuota correspondiente, la Comisión, les ha pedido a cada EM que elabore una lista en la que se incluyan, para todos aquellos buques que hayan desembarcado bacalao durante 2000, 2001 y 2002, el número de días pasados fuera del puerto multiplicado por su potencia motriz, expresada en kw, con el fin de conocer exactamente el esfuerzo pesquero. Tras ello, la Comisión calculará el número de kw/día que serán necesarios a la flota pesquera europea para realizar las capturas autorizadas, cantidad global de días que se distribuirá entre los EM de manera proporcional al esfuerzo pesquero realizado entre los años 2000 y 2002. Los kw/día podrán transferirse de un buque a otro en el interior de una misma zona, pero nunca podrán intercambiarse entre zonas distintas de pesca.

El CIEM y el CCTEP son los dos organismos a los que recurre la UE para recabar los dictámenes científicos necesarios para la toma de decisiones en materia de TACs y cuotas de pesca. El CIEM posee una estructura piramidal formada por varios comités. El comité de asesores que más interesa a la política europea de la pesca es el "Advisory Committee on Fisheries Management" (ACFM), que es el encargado en emitir dictámenes sobre la gestión de las pesquerías y realizar recomendaciones en torno a los TACs. Dichos dictámenes cubren alrededor de 135 poblaciones comerciales del Atlántico Norte. El proceso por el que se recaba información es el siguiente: al principio de la cadena los científicos nacionales toman muestras en las lonjas, sobre los buques de pesca o sobre los barcos de investigación. Los análisis de estas muestras se envían a los grupos de trabajo del CIEM, los cuales comparan, evalúan y los pasan a informes que plantean cuestiones específicas. La labor de estos grupos de trabajo recibe el apoyo de distintos comités

científicos. El ACFM, a continuación, toma el relevo y convierte en dictámenes la información recopilada.

En marzo de 2003 la Comisión ha aprobado una comunicación que pretende mejorar la disponibilidad y calidad de los dictámenes científicos. Cada vez son más numerosos los aspectos de la PPC que son objeto de peticiones de dictámenes científicos. No hay que olvidar que una buena gestión pesquera debe asentarse sobre una base científica fiable y actualizada. Ante esta presión, las instituciones científicas han mostrado ciertos puntos débiles como la imprecisión de los datos sobre las capturas, lentitud de los sistemas de emisión de dictámenes que no ofrecen una respuesta rápida a problemas urgentes de gestión, la adopción de criterios normalizados para la emisión de dictámenes que impide tener debidamente en cuenta las circunstancias particulares de determinadas pesquerías. Con el fin de mejorar la situación, la Comunicación que ha presentado la Comisión pretende actuar a dos niveles: reorganizar el sistema con el fin de mejorar su eficacia reforzando la cooperación entre el mundo científico y el sector de la pesca y aumentar los medios financieros de las instituciones científicas lo que permitiría una recolección de datos más precisas y la contratación de un mayor número de especialistas para su análisis, debido a la escasez de investigadores en los países europeos.

En 1983 se acordó la gestión del acceso a las poblaciones de pesca de la CE, como parte del arreglo de la PPC. El establecimiento de un sistema de cuotas nacionales forma parte de ese arreglo, en virtud de las cuales, se asignaba a los Estados miembros dichas cuotas, sobre una base prefijada (en realidad un acuerdo político), que tenía en cuenta las capturas tradicionales efectuadas por la flota pesquera de cada Estado miembro, la pérdida de los derechos de pesca en alta mar en la década de los años 70, y las necesidades de las poblaciones locales dependientes de la pesca y de las industrias vinculadas con la misma. La finalidad del sistema de cuotas era por tanto doble:

- Asegurar a cada Estado miembro una parte del TAC comunitario.
- Construir un instrumento que permitiese la puesta en práctica las medidas de conservación de los recursos pesqueros.

Esto significa que el sistema de cuotas no es más que una etapa hacia una política de pesca comunitaria, que conlleve la reestructuración y adaptación de la flota a los recursos pesqueros disponibles, teniendo en cuenta que la PPC tiene como objetivo la protección de los recursos pesqueros y la conservación y explotación equilibrada de los recursos biológicos, sobre bases duraderas.

Sobre la asignación de cuotas a los Estados miembros, el Tribunal de Justicia Europeo ha reconocido, que el sistema de cuotas nacionales constituye una excepción a la norma general de igualdad de condiciones de acceso:

- 1) a la norma general de igualdad de condiciones de acceso a los recursos pesqueros, y
- 2) al principio de no discriminación (art. 40.3 del Tratado CE), que los Estados miembros pueden establecer las condiciones para garantizar que un buque tiene un vínculo económico real con el Estado miembro, cuya cuota pesca.

#### *La polémica sobre la cuota hopping.*

El término "cuota hopping" en general, es una descripción de los buques con propiedad, base y tripulación extranjeras que pescan las cuotas de un Estado miembro y desembarca sus capturas en otro Estado miembro. En este contexto, nos referiremos al establecimiento de restricciones a la inversión en el sector pesquero, por el Reino Unido, como consecuencia de la queja que este país ha venido manifestando, especialmente contra los buques españoles.

A diferencia de lo que ocurre con el sector agrícola que las cuotas están vinculadas al terreno y no pueden transferirse de un Estado miembro a otro, en el sector pesquero no existe esta vinculación física y el Reino Unido se queja de que determinados buques no aporten ningún beneficio a las poblaciones locales dependientes de las cuotas.

La polémica surgió porque según el Reino Unido, la aplicación de las disposiciones generales del tratado, ha restringido el margen de maniobra de los Estados miembros, y en la práctica no se puede garantizar que un buque tenga vínculos reales con el Estado miembro, cuya cuota pesca. Es decir, que no se puede garantizar que estos Estados miembros se beneficien (sus comunidades locales) de la cuota de pesca que les corresponde. El argumento británico se basa en que existen más de 150 buques con pabellón del Reino Unido (el 12% de la flota pesquera del

Reino Unido o el 6% si no se computa la flota de bajura inferior a 10 metros), cuya propiedad, tripulación y operaciones se dan fundamentalmente fuera del reino Unido, e incluso descargan la mayor parte de sus capturas, en puertos no pertenecientes al Reino Unido. En la práctica, esos buques forman parte de la flota británica, pero más del 95% de las tripulaciones no son ciudadanos británicos, operan desde puertos no pertenecientes al Reino Unido y faenan con cargo a las cuotas del reino Unido. En opinión de los británicos, sus actividades privan a las comunidades pesqueras británicas de empleo y no reportan apenas beneficios a dichas comunidades.

La reclamación británica afecta fundamentalmente a la flota pesquera española con buques registrados en el Reino Unido y que forman parte de las inversiones españolas en el sector pesquero de ese país. Estos barcos, de propiedad española pero con pabellón británico, capturan la parte de las cuotas británicas que les corresponden, en función de las licencias que les asigna el país de pabellón, y en consecuencia, su actividad no modifica el principio de estabilidad relativa, que asegura a cada Estado miembro una parte del TAC.

La opinión de España es que el Reino Unido, con su queja, está penalizando las inversiones comunitarias de otros estados miembros en su sector pesquero y va en contra del trato nacional, que los Estados miembros deben aplicar, respecto a la participación financiera en el capital de las sociedades.

- *Medidas técnicas.*

Como por ejemplo el establecimiento, durante períodos distintos, de caladeros acotados o protegidos (zonas controladas de pesca). Aquellas zonas con una alta concentración de juveniles o zonas con alta concentración de huevos donde está prohibido realizar una determinada cantidad de pesca o incluso todo tipo de pesca. Hay que tener en cuenta que la captura de juveniles, aquellos peces que no han llegado todavía a la edad de reproducción, lleva irremediablemente a una pérdida de producción en el futuro, ya que impide que aquellos desarrollen su potencial de crecimiento y pone en peligro las poblaciones de peces reproductores necesarias para el incremento de la población. De ahí la importancia de medidas para su protección como es el caso del programa de recuperación de la población de bacalao del mar de Irlanda.

Otras medidas que pretenden una gestión eficaz de los recursos pesqueros son la fijación de las dimensiones mínimas de las mallas de redes, la obligación de utilizar

artes de pesca que seleccionen mejor su objetivo (selectividad de las artes de pesca) para que los juveniles o aquellas especies no buscadas consigan escapar de los aparejos.

Entre tales medidas se encuentran sistemas de reducción de la capacidad y de los trabajos de pesca, limitaciones de las cantidades.

Otras medidas técnicas suponen el establecimiento de cantidades máximas de capturas accesorias, aquellas especies que se capturan cuando en realidad se buscan otras especies distintas.

- *Reducción de las actividades de pesca.*

Este objetivo se puede conseguir a través de dos vías fijar el número de días que los buques pueden pasar en la mar o mediante la retirada permanente del servicio de los buques de pesca, para lo cual el IFOP concede ayuda financiera bien para el desguace de buques, para su transferencia a terceros países o su dedicación a actividades distintas como el turismo o la investigación.

- *Seguimiento y control.*

El último grupo de actividades lo constituyen el seguimiento y control de las normas, puesto que para que las medidas que se adopten sean eficaces es preciso que todas las partes interesadas las respeten. Uno de los puntos débiles de la PPC es que las normas no han sido lo suficientemente respetadas y las sanciones no han sido iguales para todos. La profunda reforma que ha experimentado la PPC en 2002 prevé un nuevo marco normativo, que simplifique las disposiciones vigentes y que permita realizar una definición clara de las competencias sobre control y observancia de las normas. La reforma también prevé unas sanciones más eficaces, no sólo por el incumplimiento de las obligaciones, sino también dirigidas a compensar pérdidas de recursos comunes debido a la falta de aplicación por los EM de las medidas de la PPC. Sanciones que se podrán reflejar en deducción de cuotas de pesca, suspensión de licencias, etc. Con el objetivo de conseguir una aplicación más efectiva de las normas, la reforma pretende igualmente intensificar los controles y armonizar las sanciones, creando una estructura común de inspectores pesqueros, ampliando las competencias de los inspectores nacionales y comunitarios. A partir de la reforma, los inspectores nacionales pueden controlar, además de su propia flota, cualquier buque que navegue en aguas internacionales o comunitarias (excepto en el límite de las doce millas) siempre con la condición de que el Estado del buque inspeccionado esté de acuerdo con las

inspecciones y que éstas formen parte de un programa específico de control. Asimismo los inspectores podrán inspeccionar los buques en los lugares de primer desembarque y primera venta, sin necesidad de ir acompañado de un inspector nacional, pero para ello, la parte interesada debe dar su conformidad. Se pretende establecer una relación de sanciones en casos de infracción grave y los informes elaborados por inspectores de la UE, EM o Comisión serán pruebas admisibles en los procedimientos administrativos o judiciales.

El último grupo de medidas que pretenden mejorar el sistema de seguimiento y control, lo constituyen un conjunto de medidas técnicas como la ampliación progresiva del sistema de localización de buques y normas para el seguimiento por satélite más estrictas.

En el caso del bacalao y la merluza, la Comisión se ha visto obligada a proponer medidas específicas de vigilancia y control que afectan a estas dos especies ante la posible ineficacia de los planes de recuperación a que están sometidas si no se mejoran los sistemas de vigilancia, se hacen más eficaces las inspecciones y se intensifican los controles. La Comisión ha propuesto que siempre que las capturas de ambas especies superen una tonelada, los capitanes deberán comunicar previamente a las autoridades de los EM en el que deseen desembarcar, el lugar de descarga, la hora de llegada, las cantidades que lleven a bordo y las que desembarcarán o transbordarán. Cuando las cantidades superen las dos toneladas, además de estas notificaciones previas, deberán dirigirse obligatoriamente a uno de los puertos designados para ese fin. Además la Comisión ha propuesto, entre otras, medidas específicas para el pesaje y transporte de las cantidades desembarcadas.

El éxito de una buena política requiere que se produzcan discusiones “verticalmente” haciendo que participen los profesionales del sector, los responsables del control y aquellos que se ocupan de establecer las sanciones o la normativa legal. Asimismo, esas decisiones deben favorecer que se realicen intercambios “horizontales” de información y experiencia entre los estados miembros.

El control de las actividades de pesca, además de contribuir a mejorar los conocimientos científicos, al permitir recoger información útil respecto a cantidades y especies desembarcados, tiene un triple objetivo:

- Participar en la gestión de los recursos.
- Evitar las infracciones de la legislación comunitaria, garantizando una aplicación equitativa y transparente.

- Sancionar a los infractores.

Desde 1998 el control afecta a todo el sector tanto en tierra como en mar. El control marítimo consiste en comprobar las artes, inspeccionar la actividad pesquera y el cargamento. El control en tierra tiene por objeto evitar las infracciones tras el desembarque o durante operaciones de importación. En este sentido las medidas previstas en la reforma de la Organización Común de Mercados (OCM), creada en 1970, respecto a la rastreabilidad de los productos ayudarán a un control más efectivo.

El control también incluye la puesta en práctica de los Planes de Orientación Plurianuales (POP) de reajuste de flotas, especialmente sobre la segmentación de flotas y los parámetros correspondientes a la limitación del esfuerzo pesquero.

Es preciso destacar el establecimiento progresivo por parte de las Organizaciones Regionales de Pescadores (ORP) que administran los recursos en alta mar de una zona determinada, de una serie de sistemas de cooperación internacional sobre el control, como es el caso de la Organización de la Pesca del Atlántico Noroccidental (OPANO).

La zona de la OPANO abarca lugares tradicionalmente ricos en recursos, sobre todo de especies demersales. Creada en 1979 como consecuencia de la ampliación a 200 millas de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de los Estados miembros, la Comunidad es parte contratante y, a principios de los noventa, con el objetivo de hacer frente a la fuerte disminución de los recursos pesqueros, estableció una serie de moratorias para las principales especies pescadas, como el bacalao y los peces planos. La importancia económica de sus recursos y el hecho de que se trate de especies que se mueven entre la OPANO y la ZEE Canadiense, provocó numerosos conflictos durante los noventa, el más serio fue el apresamiento en aguas internacionales del pesquero español "Estai"

La reforma de 2002 ha introducido importantes avances en la gestión y conservación de los recursos, siempre con el objetivo de asegurar una pesca sostenible y centrando la gestión en un planteamiento a más largo plazo. Para ello se han establecido los *planes de gestión plurianuales*, que pretenden garantizar la explotación sostenible de los recursos pesqueros basándose en el criterio de precaución, según el cual los TACs y otras limitaciones del esfuerzo pesquero se fijarán de modo que se cumplan unos objetivos a largo plazo, que permitan reconstruir las poblaciones, dado el fracaso de las medidas anteriores. Estos planes, al principio está previsto que se apliquen a los "planes de reconstitución" de los stocks en peligro y posteriormente a los "planes de gestión" de

los demás stocks. Ofrecerán mayor seguridad a las inversiones que se realicen, dada la tranquilidad de conocer que los recursos pesqueros se mantendrán constantes en los volúmenes deseados en el plazo de cinco años. Los TACS, aunque sigan siendo anuales, de forma que se puedan modificar en función de la evolución de las existencias, se mantendrán fieles a los objetivos plurianuales y no experimentarán variaciones bruscas, lo que permitirá a los pescadores planificar mejor sus actividades. En lo que se refiere a la gestión de los recursos pesqueros el criterio de precaución exige que aunque se carezca de los datos científicos necesarios, no se emplee este argumento como pretexto para no tomar medidas o aplicar decisiones dirigidas a proteger los recursos y su medio ambiente.

También se fijarán valores máximos de las capturas, así como medidas técnicas y en el caso de los planes de reconstitución, limitaciones del esfuerzo pesquero que se podrán reflejar, por ejemplo, en limitar el número de días de salida al mar de los buques, medida que ya se aplica en ciertas zonas del Mar del Norte desde el 1 de febrero de 2003, donde se fija el número de días de ausencia del buque en puerto en función de la zona de pesca, las artes utilizadas y las especies buscadas, del estado de los stocks e incluso de la potencia del buque.

Por último, la reforma también contempla la incorporación de las cuestiones medioambientales a la gestión pesquera y respaldar el suministro de información científica de alta calidad. Para ello se pretenden crear indicadores que midan, los efectos medioambientales y sobre los ecosistemas marinos, que tengan las medidas previstas en la reforma. Se pretende igualmente potenciar las estructuras comunitarias de asesoramiento científico fomentando la cooperación entre ellas y crear un Centro Europeo de Evaluación y Gestión Pesquera. El CIEM será el encargado de realizar una evaluación de los efectos de la pesca industrial en los ecosistemas marinos.

También se han aplicado medidas de tipo económico sobre los tamaños comerciales, que fijan una talla mínima. Sin embargo esto último no es tarea fácil puesto que si dicha talla es demasiado alta se corre el riesgo de aumentar los rechazos, y si es demasiado baja no se llega a solucionar el problema de la captura de juveniles.



### 5.3.2. Organización Común de Mercados

En Europa el comercio internacional de los productos del mar se lleva a cabo a dos escalas principales: en el Espacio Económico Europeo el conjunto regional en cuyo seno prevalece la libre circulación de mercancías, y a escala mundial en un contexto de liberalización de los intercambios regidos por los sucesivos acuerdos del GATT y, desde el 1 de enero de 1995, por la Organización Mundial del Comercio (OMC). El régimen de los intercambios en el interior de la Unión Europea está regido por la OCM. Pero desde esa fecha, ha sido objeto de diversas reformas, de las cuales la última, que se llevó a cabo el 17 de diciembre de 1999, fue la más importante. Dicha reforma pretendía adaptar la OCM al nuevo mercado mundial afectado por una serie de cambios fundamentales durante las últimas décadas. Cambios tales como la mundialización de los intercambios, la internacionalización de los mercados, el progreso tecnológico en el campo de las comunicaciones y la evolución de los modos de consumo y de los gustos de los consumidores.

La PPC mantiene una Organización Común de Mercados con el objetivo fundamental de aumentar la competitividad de la industria pesquera. La consecución de dicho objetivo se persigue en base a cuatro puntos: crear organizaciones de productores; aplicar normas comunes de comercialización; establecer un sistema de apoyo a los precios, basado en mecanismos de intervención o de compensación; y por último instaurar un régimen de intercambios exteriores.

Las *Organizaciones de Productores* (OP) están formadas por pescadores o acuicultores que se asocian libremente con el objetivo de adoptar medidas destinadas a obtener las mejores condiciones de comercialización para sus productos. Ocupan un lugar estratégico entre la producción y el mercado, lo que les permite aplicar medidas para una gestión racional de los recursos, aumentar el valor de los productos de la pesca y contribuir a la estabilización del mercado. Tras la reforma de 1999 se pretende fortalecer a las OP, para que así tengan una participación más activa en el mercado, con relaciones más estrechas con el resto de la cadena de mercado. El objetivo perseguido es evitar la captura de peces para los que existe poca o nula demanda, fomentando la programación de las actividades de pesca. Para ello las OP deberán elaborar y aplicar programas operativos de pesca, en los que figuren las medidas previstas para adaptar las capturas a las necesidades del mercado, tanto para los productos de la pesca como para

los de la acuicultura. Escalonando en el tiempo las actividades de sus buques pesqueros se evita la carrera por las cuotas y se autoriza a los productores a distribuir los desembarques a lo largo del año, evitando las caídas drásticas de precios y garantizando un abastecimiento más continuado del mercado. Una calidad más homogénea de los desembarques beneficiará a los productores en cuanto a los precios, a los comerciantes en lo que se refiere a la oferta y a los consumidores en términos de la relación calidad-precio. Gestionando las actividades pesqueras de sus miembros según las necesidades del mercado se pretende reducir los residuos y evitar la retirada del mercado de los productos que no se hayan vendido. El pescado que no se desee se dejará en el mar para su crecimiento y reproducción.

La reforma de 1999 establecía un período de transición de cinco años, a iniciar en el 2001, durante el cual se aumentaba la ayuda comunitaria al sector pesquero, con el objetivo de fomentar los cambios de actitud que se requieren, especialmente entre los pescadores, para lograr un mercado comunitario más eficiente. Este objetivo se alcanzaría mediante una combinación de incentivos y desincentivos a ciertas prácticas. Como incentivos, se utilizarían nuevas formas de ayuda a las OP, para facilitarles la realización de una mejor planificación de su actividad pesquera y la comercialización de sus productos en colaboración con otros actores de la cadena de mercado. Al mismo tiempo se reduciría la ayuda financiera para la retirada del pescado que no se haya vendido, con el fin de desincentivar la generación de residuos. Otro aspecto fundamental de dicha reforma, fue el reconocimiento de las OP transnacionales, para fomentar un mercado comunitario más integrado, que incluyese tanto a los representantes de los pescadores, como a los de los comerciantes (pescaderos). Incluso se les reconocía el derecho a recibir ayuda financiera del IFOP para proyectos relacionados con el mercado.

En cuanto a las *normas comunes de comercialización* de los productos, las mismas hacen referencia a la calidad y al calibrado tanto de los productos comunitarios como de los productos importados. La reforma de 1999 contempla aumentar la información a los consumidores exigiendo nuevos requisitos en el punto de venta al consumidor final, para que se indiquen las especies de pescado, además de cómo y dónde se ha conseguido y producido el producto. Se pretendía seguir la pista de los productos desde su lugar de captura hasta el consumidor, lo que introducía el concepto de rastreabilidad.

Dada la naturaleza de la pesca y el carácter fuertemente impredecible y fluctuante de la producción, es inevitable que se produzca una cierta disparidad entre la oferta y la demanda, en particular en el caso de las especies estacionales. Con el fin de corregir los efectos más adversos de estas fluctuaciones, la Comunidad ha creado unos *mecanismos de intervención*. Dichos mecanismos entran en funcionamiento una vez que los precios de algunos productos se sitúan por debajo de los precios de retirada, los cuales se basan en precios de referencia fijados anualmente sobre la base de la media de los precios registrados en los tres años anteriores en los puertos representativos. Incluyen medidas tales como la retirada del mercado de los productos sin vender, recibiendo a cambio una compensación financiera que dependerá de la cantidad de pescado retirada, cuanto mayor sea el volumen retirado del mercado, menor será la compensación pagada. Dicha compensación pretendía garantizar a los pescadores unos ingresos mínimos. En este aspecto las especies pelágicas disfrutarán de condiciones especiales puesto que los desembarques de estas especies suelen representar volúmenes elevados, pero de relativamente escaso valor, lo que puede significar dificultades de comercialización. Tras la reforma de 1999 la Comunidad ha disminuido la ayuda a la retirada definitiva con el objetivo de reducir las cantidades de productos de la pesca retirados y, de esta forma, evitar el desaprovechamiento de recursos. Sin embargo se fomentan las medidas que añaden valor a los productos, de manera que puedan ponerse a la venta posteriormente, medidas de aplazamiento como el almacenamiento o transformación de los productos de la pesca para su posterior comercialización cuando la demanda sea mayor.

En general, el pescado y los productos pesqueros son una fuente de fricción, tanto dentro como fuera de la Comunidad debido a su sensibilidad ecológica y comercial. Prueba de ello son las diferencias con Canadá planteadas a principios de 1995, sobre contingentes de captura de fletan, en el marco de la organización de Pesquerías del Atlántico Noroccidental. Asimismo la introducción de precios mínimos a la importación a partir de mayo de 1994 y el incremento en Francia de los controles veterinarios e higiénicos a la importación del pescado fue denunciado por Noruega ante el Comité Mixto del EEE. La adhesión de Suecia y Finlandia también ha afectado a las relaciones pesqueras entre la CE y Noruega. La exportación de pescado de este país a la CE, antes de la adhesión de Suecia y Finlandia se hacía libre de impuestos, gracias a los acuerdos de la EFTA (European Free Trade Association) con la CE, pero desde el 1 de enero de 1995 está sujeta a aranceles.

El establecimiento de un *régimen de intercambios* con los países terceros tiene como objetivo asegurar el difícil equilibrio entre las necesidades de abastecimiento del mercado comunitario (consumidores e industrias de transformación) preservando, en la medida de lo posible, los intereses de los productores. Dicho régimen también debe considerar otros elementos como las relaciones generales de la UE y del resto del mundo, particularmente en materia de cooperación.

### **5.3.3. Política estructural**

Una gestión sostenible de los recursos que garantice el futuro de la actividad pesquera sólo se puede conseguir si se reduce el esfuerzo pesquero y en un plazo mayor la capacidad de la flota. Un exceso de capacidad, además de constituir un riesgo para la supervivencia de las poblaciones de peces y causar daños al medio ambiente, produce una pérdida de rentabilidad de las empresas pesqueras.

En 1986 se estableció una política estructural cuyas cuatro grandes líneas de actuación fueron las siguientes:

- Alcanzar un equilibrio duradero entre los recursos y la explotación que de ellos se hace.
- Aumentar la competitividad de las empresas pesqueras.
- Mejorar el aprovisionamiento de mercados y aumentar el valor de los productos de la pesca y la acuicultura.
- Contribuir a la revitalización de las zonas dependientes de la pesca.

El objetivo fundamental de las acciones estructurales es el de renovar y modernizar la flota limitando su capacidad, con el fin de adaptarla a los recursos disponibles. Una gestión sostenible de los recursos sólo se puede conseguir reduciendo de forma importante el esfuerzo pesquero y a más largo plazo la capacidad de la flota pesquera.

Además de renovar y modernizar la flota se desarrollaron nuevas actividades, como la acuicultura, la transformación y comercialización de los productos pesqueros. Dicha política ha sido revisada en 1992 y en 2002. La reforma de 1992 comprendía un conjunto de programas plurianuales subvencionados por la Comunidad, con el objeto de

mejorar la productividad. Para hacer frente a las necesidades de financiación del sector, el 1 de enero de 1994, se estableció en el marco de los Fondos Estructurales, el nuevo Instrumento de Pesca (IFOP), como un instrumento financiero orientado a las acciones estructurales en el sector de la pesca y de la acuicultura, como son la reestructuración y renovación de la flota pesquera, la comercialización y transformación del sector pesquero, etc. El IFOP tiene como objetivo ayudar a los profesionales del sector a hacer frente a los retos de la nueva situación económica mundial, velando por una explotación de los recursos de la pesca sostenible desde el punto de vista ecológico y rentable, también desde el punto de vista económico, manteniendo la actividad pesquera en las regiones en las que existan pocas alternativas económicas.

Los recursos del IFOP se asignan en función de programas plurianuales negociados por la Comisión con cada Estado miembro. El período de programación que actualmente está en vigor es de siete años y comenzó en el año 2000 para concluir en el 2006. Las nuevas normas que regulan la asignación de la ayuda estructural en el programa actual incorporan una serie de medidas que pretenden evitar que los fondos públicos se empleen en aumentar la capacidad de la flota pesquera. El objetivo a alcanzar es un mayor equilibrio entre la capacidad de la flota y los recursos disponibles.

Con el objetivo de limitar el esfuerzo pesquero y las capturas la UE estableció diversas medidas, tales como reducir el número de barcos, limitar sus capturas, favorecer una pesca más selectiva y una gestión adaptada a los diferentes caladeros y fomentar la diversificación de actividades en las regiones dependientes de la pesca.

El nuevo reglamento que entró en vigor el 1 de enero de 2000 incorporaba, además de mejoras a determinadas normas comunitarias que se habían revelado difíciles de aplicar, otras novedades como por ejemplo medidas a favor de la pesca costera o de los jóvenes pescadores. Las modificaciones más importantes del nuevo reglamento eran:

**a) *Mejor gestión de la flota y mejor asignación de las ayudas***

Con el objetivo de conseguir una reducción importante de la capacidad pesquera para adaptarla a los recursos disponibles, se revisaron las condiciones para obtener las ayudas, estableciendo un nuevo mecanismo de gestión, que permitiese un mejor seguimiento de la evolución de la flota comunitaria en términos de construcción y modernización. El marco de referencia para la gestión de la evolución de la flota siguen siendo los Planes de Orientación Plurianuales (POP), el 4º POP duraba hasta el año 2001.

El nuevo sistema de ayuda a la construcción se aplica a los arrastreros de todas las esloras y los demás barcos con una eslora superior a 12 metros. La concesión de dicha ayuda está condicionada a la retirada de una capacidad de pesca al menos equivalente (sin ayuda). Aquellos segmentos de la flota que no respetasen los objetivos de los POP para el período 2000-2001 no podrían recibir ayuda para la construcción si éstas no se acompañaban de retiradas de capacidades mínimas superiores al 30% (también sin ayuda). Por ejemplo para obtener una ayuda a la construcción de una capacidad iguala 100 era preciso retirar como mínimo 130.

Una excepción a estas medidas los constituye la pesca costera, que en algunas regiones de la UE es muy importante para el empleo y la actividad económica, representando a escala comunitaria casi un 60% del total de la flota. Algunas de las medidas aplicadas en su favor por el nuevo reglamento eran una prima global máxima de 150.000 € concedida a través del IFOP, destinada a un grupo de pescadores que presentasen un proyecto colectivo, como la mejora de los equipos médicos y de seguridad, el establecimiento de innovaciones tecnológicas para una pesca más selectiva, o incluso la formación profesional.

Respecto a los planes de reconstitución del bacalao y la merluza, además de las ayudas disponibles procedentes del IFOP, se establecieron unas medidas de acompañamiento como parte de la reforma de la PPC, como por ejemplo la creación de un fondo de desguace (Reglamento CE nº 2370/2002). Fondo que complementa las medidas para la retirada de buques ya previstas en el IFOP para el período 2000-2006 y destinado a las flotas más afectadas por los planes de reconstitución, financiando el desguace de los buques cuyo esfuerzo pesquero deba reducirse en, al menos, un 25%. Como resultado de ello, el importe de las primas para la retirada definitiva de esos buques será superior en un 20% al de las primas para retirada de buques ya disponibles a través del IFOP.

#### **b) *Las primas para la parada definitiva***

Esta parada se podía presentar de tres formas distintas: el desguace, la transferencia hacia un tercer país o la reconversión para su empleo en otra actividad. El nuevo reglamento favorecía particularmente la reconversión a actividades ligadas con la conservación del patrimonio histórico, la formación y la investigación pesquera en el seno de la UE.

c) *Apoyo a los jóvenes pescadores*

Aquellos pescadores menores de 35 años que desearan adquirir su primera embarcación, a los que se les concedía un subsidio equivalente al 10% del valor de compra, con un límite máximo de 50.000 €.

Otros aspectos importantes del nuevo reglamento eran la posibilidad de que los Estados miembros concediesen indemnizaciones a las empresas como consecuencia de una parada temporal, bien por medidas de carácter biológico, técnico o político, o incluso por la no renovación de un acuerdo de pesca. También se contemplaba el apoyo a operaciones de carácter transnacional y el enlace de los profesionales del sector de la pesca y la acuicultura, el fomento del régimen de sociedades mixtas, creadas con empresarios de países terceros, etc.

Sin embargo los hechos han demostrado que los POP no han conseguido una disminución suficiente de los buques de pesca. Éstos siguen siendo demasiado numerosos y demasiado eficaces con relación a los recursos disponibles. Para seguir adecuando la capacidad de la flota a los recursos existentes la última reforma de la PPC (2002) pretende establecer una política más sencilla y eliminar a partir del 2005 las ayudas a la renovación de la flota. Ésta última reforma ha dado más importancia a la limitación del esfuerzo pesquero, es decir, al tiempo que pasan en el mar los buques de pesca, que a la reducción de capacidad y, además, se les ha otorgado a los Estados miembros más responsabilidad:

- La capacidad de la flota de cada Estado miembro respetará el marco de referencia fijado que se corresponde con los objetivos por los POP para cada flota a 31-XII-2002.
- Los Estados miembros tienen la libertad necesaria para decidir cómo gestionar sus capacidades y elegir entre la retirada definitiva y la suspensión temporal de las actividades.
- Se distinguen entre dos tipos de ayudas: las ayudas a la renovación que se irán eliminando poco a poco y las ayudas a la modernización sujetas a determinadas condiciones, como por ejemplo el buque tendrá un mínimo de cinco años y las ayudas se otorgarán para fines precisos como el aumento de la seguridad, la mejora de las condiciones laborales, la calidad de los productos, la aplicación de métodos de pesca más selectivos.

### 5.3.4. La Política pesquera y las relaciones con terceros países

En el ámbito internacional es la UE quien detenta las competencias en materia de pesca. Dichas competencias permiten a la Comunidad de una parte, firmar acuerdos de pesca con terceros países y de otra participar en las organizaciones intergubernamentales del sector.

#### a) *Los acuerdos de pesca.*

A mediados de la década de los setenta un número importante de países decidieron extender sus ZEE desde las 12 hasta las 200 millas, con lo que casi el 90% de los recursos pesqueros explotables pasaron a ser controlados por dichos países. Esta medida provocó que las flotas de los Estados miembros que tradicionalmente habían pescado en dichas aguas se encontraron con la imposibilidad de acceder a ellas.

Para que las flotas de altura de los estados miembros puedan seguir desarrollando sus actividades, la UE celebra dos tipos de acuerdos: acuerdos de reciprocidad y acuerdos con compensaciones financieras.

- Los acuerdos de reciprocidad conceden derechos recíprocos de acceso a los recursos con el objeto de asegurar la continuidad de las operaciones de la flota de la UE en las zonas de pesca del Atlántico nororiental. Se celebran acuerdos con Noruega, Islandia, las Islas Feroe y las repúblicas Bálticas.
- Los acuerdos con compensaciones financieras se firman con países que en algunos casos no son capaces de explotar los recursos pesqueros de que disponen por sí mismos y ceden el derecho a la UE a cambio de una compensación financiera. Este tipo de acuerdos también se conocen como acuerdos de primera generación y a él pertenecen la mayor parte de los acuerdos firmados entre la UE y los países de ACP (África, Caribe y Pacífico). Una parte importante de la compensación financiera se destina a la financiación de programas científicos, becas de formación y estudio, etc. En los acuerdos firmados con Marruecos se destinaban importantes partidas para el desarrollo duradero del sector pesquero en ese país.

La firma de ambos tipos de acuerdos otorga beneficios tanto a la UE como a los países firmantes. A la Comunidad, además de ayudarla a abastecer el mercado interior y reducir el déficit comercial, le da puestos de trabajo tanto a los pescadores a bordo de



los buques como a los trabajadores de las industrias auxiliares. A los países firmantes además de la ayuda financiera con la que desarrollar proyectos en el sector pesquero (mejorar el equipamiento de sus buques, facilidades portuarias, proyectos de investigación científica que les permita un mejor conocimiento de sus recursos, etc.) les suministran oportunidades de trabajo, tanto para los pescadores locales que embarcan en los buques comunitarios como para los trabajadores de las industrias transformadoras, puesto que parte de los desembarcos de las especies capturadas se deben desembarcar en sus puertos.

b) ***los convenios internacionales de pesca***

La UE participa en diversas organizaciones internacionales, bien como observador o bien como miembro que se encargan de la cooperación entre estados para la explotación de los recursos de alta mar. Estos organismos recomiendan una serie de medidas para la gestión de los stocks, tales como:

- Limitación de las cantidades a capturar, bien fijando un contingente global o por Estados mediante cuotas.
- El establecimiento de zonas o períodos de pesca prohibidos.
- La prohibición o reglamentación del uso de aparejos de pesca.
- El seguimiento del esfuerzo pesquero.

Algunas de las organizaciones a las que pertenece la UE son: la OPANO, la Comisión de Pesquerías del Atlántico Nordeste (CPANE), la Organización para la Conservación del Salmón en el Atlántico Norte (OCSAN), la Comisión Internacional de Pesca y Conservación de los Recursos en el Mar Báltico, la Comisión del Atún para el Océano Índico (CTOI), la Convención sobre la Conservación de los Recursos Marinos Vivos en el Antártico (CCRMVA), la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (CICTA)

### 5.3.5. El Libro Verde

Publicado por la Comisión con el objetivo de poner en marcha un amplio debate sobre las orientaciones de la PPC después del año 2002, estaba organizado en torno a cuatro ejes, que a su vez eran otros tantos objetivos básicos de la reforma de la PPC:

- Mejorar la conservación de los recursos y la protección de los ecosistemas marinos.
- Aumentar la participación de los medios interesados en la toma de decisiones.
- Garantizar la viabilidad económica y autosuficiencia.
- Fomentar una pesca sostenible fuera de las aguas comunitarias.

Los objetivos fundamentales del proceso pretenden dar respuesta a las siguientes preguntas: ¿Cuál debe ser la política de conservación en el futuro?, ¿cómo organizar, de la mejor manera posible, el control de las diversas actividades de pesca?, ¿cómo responder a las dificultades económicas del sector?, ¿cómo hacer que participen más en el proceso de toma de decisiones los medios interesados?, ¿qué función debe desempeñar la UE en el terreno internacional?.

Una de las principales responsabilidades de la UE es garantizar una explotación racional y responsable de los recursos pesqueros. Es necesario mantener al sector tanto en su aspecto económico como social y además proteger los intereses del consumidor, todo ello respetando las exigencias biológicas y del ecosistema marino. A pesar de que los objetivos básicos de una PPC coherente y responsable parecen evidentes, la PPC puede responder a exigencias que son a veces contradictorias. Por ejemplo, modernizar los buques limitando al mismo tiempo el esfuerzo pesquero, proteger el empleo al tiempo que se reduce la capacidad de la flota, garantizar unos ingresos adecuados a los pescadores mientras que las capturas siguen disminuyendo, conseguir derechos de pesca en aguas de terceros países sin que eso suponga una amenaza para la explotación sostenible de los recursos. Además la PPC debe ser coherente con el resto de políticas comunitarias que afectan, entre otras cosas: al medio ambiente, a la cohesión económica y social, a la cooperación para el desarrollo y a la protección de los consumidores.

La sobreexplotación de muchas especies y una mortalidad creciente de los peces jóvenes, de cuya protección depende el proceso de incorporación - que es aquel por el cual un pez joven que ya ha alcanzado un grado de desarrollo suficiente, tanto en edad

como en tamaño, se une al grupo de peces adultos explotables en una pesquería -, son algunas de las causas principales de la crisis que amenazan el equilibrio de los ecosistemas marinos y la supervivencia del sector pesquero.

El Libro Verde aconseja que se realice un enfoque plurianual y multiespecie, que reduciría la incertidumbre relacionada con las variaciones anuales de los TAC y permitiría a los pescadores planificar de una manera más eficiente sus actividades a más largo plazo.

La PPC adolece de una serie de problemas que son ya familiares en la historia de la gestión internacional de los recursos pesqueros. Problemas como objetivos escasamente definidos, técnicas de regulación inadecuadas y procedimientos de aplicación insatisfactorios. La razón de por qué políticas con fallos tan importantes se han creado y perpetuado, a menudo ante la evidencia del fracaso, es que el acuerdo entre los países firmantes es casi imposible de obtener sobre una base que no sea la del mínimo denominador común. Esto ha provocado en numerosas ocasiones el establecimiento de mecanismos de gestión con bases “*biológicas*” sin un compromiso real, incluso en los objetivos de los acuerdos.

La falta de mecanismos adecuados para controlar el exceso de esfuerzo pesquero han demostrado también que las medidas que se han aplicado con anterioridad deberían haber sido más severas, como por ejemplo el cierre de algunas pesquerías como la anchoa del Mar del Norte, el bacalao o la merluza, a pesar de las enormes implicaciones, tanto sociales como económicas de tales medidas. Otro de los problemas sigue siendo la falta de incentivos de los propios pescadores a conservar sus recursos, sobre todo en aquellas pesquerías que operan bajo el sistema del acceso abierto.

En algunas ocasiones la política de mercados ha entrado en conflicto con la política estructural al conceder un precio de soporte a los pescadores en función de las cantidades desembarcadas, de forma que la sobreexplotación que la política estructural pretendía prevenir era financiada con los fondos de la política de mercado.

## 5.4. Política Pesquera en España y en la Comunidad Autónoma de Cantabria

La Constitución Española atribuye al Estado la competencia exclusiva en materia de pesca, sin perjuicio de las competencias que en la ordenación del sector se atribuyan a las Comunidades Autónomas. Son éstas, a su vez, las que ostentan las competencias exclusivas en materia de pesca en aguas interiores, marisqueo y acuicultura, además de las asumidas en materia de comercio interior con el fin de lograr un mercado nacional de productos pesqueros transparente, dinámico, competitivo y con información veraz a los consumidores. Los principales apartados en que se divide la Ley 3/2001 de Pesca Marítima del Estado son:

- ***Medidas de conservación, protección y regeneración de los recursos pesqueros***

Se instrumenta la gestión del esfuerzo pesquero basándose en: la distribución de cuotas o posibilidades de pesca atribuidas a la flota española; mediante medidas de regulación directas, a través de la limitación del esfuerzo pesquero como por ejemplo limitar el número de buques y sus características técnicas, así como el tiempo de pesca; o a través de medidas indirectas como puede ser la limitación del volumen de capturas. La ley dispone que tanto el reajuste o la reducción de las posibilidades de pesca impuestas por la UE o los Tratados y Acuerdos internacionales, como el aumento de las posibilidades de pesca para la flota afectará a cada buque de forma proporcional, de acuerdo con el principio de equidad. La gestión de los recursos se contempla mediante la regulación de las artes de pesca, el establecimiento de la talla o peso de las especies, la declaración de zonas de veda o cualquier otra medida que la conservación, protección y regeneración de los recursos pesqueros exija para determinadas especies, pesquerías o caladeros. Las medidas de conservación abarcan, junto a la pesca responsable, medidas de protección y regeneración de los recursos que conllevan el establecimiento de zonas de protección pesqueras. En estas zonas, se podrá prohibir o limitar la actividad pesquera conforme a la normativa específica establecida en la declaración de reserva marina, zona de acondicionamiento marino o zona de repoblación marina. La ley establece además medidas de protección de los recursos pesqueros, respecto de aquellas actividades que puedan alterar el estado de los recursos. La efectividad del cumplimiento de las normas de conservación se garantiza mediante la adopción de

medidas de inspección y control encomendadas a los inspectores de pesca marítima, tanto en la mar como en tierra con ocasión del desembarque, descarga y depósito de las capturas y las artes de pesca. La Ley también establece la obligación de los capitanes o patrones de llevar y cumplimentar el diario de pesca y las declaraciones de desembarco o transbordo.

- ***La ordenación del sector***

Para que las anteriores medidas de gestión sean eficaces se complementan con una adecuada política de estructuras, dirigida a adaptar la capacidad de la flota a las posibilidades de pesca, evitando la infrautilización o sobredimensión de la misma. La política de construcción, modernización y reconversión de buques está dirigida a no aumentar el esfuerzo pesquero salvo en casos excepcionales. Con el objeto de diversificar las actividades de la flota y favorecer el abastecimiento del mercado y de la industria de transformación, la Ley pretende fomentar la creación de sociedades mixtas u otras modalidades, entre armadores nacionales y de países terceros, de forma que los buques bajo pabellón español puedan acceder a los recursos pesqueros de estos terceros países. Respecto a las Cofradías de Pescadores, la Ley establece las bases de su régimen democrático de composición y funcionamiento que podrá ser desarrollado y ampliado por las Comunidades Autónomas. También regula los requisitos del reconocimiento de las organizaciones de productores y las obligaciones derivadas de las intervenciones que les atribuye la normativa comunitaria respecto a la adaptación de la oferta a las exigencias de los mercados pesqueros.

- ***Comercialización y transformación de los productos pesqueros***

La Ley pretende garantizar que los productos pesqueros, desde su primera venta hasta su llegada al consumidor final, han sido capturados de conformidad con la normativa sobre conservación y protección de los recursos. La transparencia del mercado y una información veraz a los consumidores exigen, en todas las fases de la cadena de comercialización, el establecimiento de medidas de normalización de los productos y la correcta identificación de los mismos, con precisión de la especie, su origen, calidad y características. Con el objeto de incrementar el valor añadido de los productos se pretende fomentar a nivel nacional e internacional, la mejora de la calidad, favoreciendo el consumo de los productos tradicionales, artesanales e infrautilizados,

así como las denominaciones de calidad, lo que redundará en un mercado transparente, dinámico y competitivo.

- ***Investigación pesquera y oceanográfica***

Se pretende conocer el estado de los recursos y del medio marino con el objeto de diseñar una política nacional pesquera adecuada a las necesidades del sector. La Ley pretende fomentar la investigación a fin de compatibilizar la explotación sostenible de los recursos con el respeto al medio ambiente marino en el marco del Código de conducta para una pesca responsable. Entre los objetivos básicos de la investigación pesquera podemos citar el conocer las relaciones del medio marino y de sus relaciones con los seres vivos, conocer la biología de las especies y sus interacciones, evaluar periódicamente el estado de los recursos que son de interés para las flotas españolas, la búsqueda de nuevos recursos pesqueros y el desarrollo de la acuicultura.

- ***Control para la protección de los recursos pesqueros***

La Ley diferencia los ámbitos materiales correspondientes a la pesca marítima y a la ordenación del sector pesquero y comercialización de productos pesqueros, estableciendo un régimen de control de la Política Pesquera Común, que obliga a los Estados miembros a velar por el cumplimiento de la normativa comunitaria en sus aguas, tanto de sus propios buques como de otros Estados miembros y de terceros países.

## ***CAPÍTULO 6***

# ***METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS ECONÓMICO DEL SECTOR PESQUERO***

**Introducción: hacia un nuevo enfoque metodológico integral para el análisis económico de la actividad pesquera**

**Modelo de Producción pesquera regional**

**Modelo de Demanda regional del sector pesquero**

**Análisis de desigualdad del sector pesquero**





## **6. METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS ECONÓMICO DEL SECTOR PESQUERO**

### **6.1. Introducción: hacia un nuevo enfoque metodológico integral para el análisis económico de la actividad pesquera**

La sobreexplotación de los recursos pesqueros y la conservación del medio ambiente y la biodiversidad marina son elementos de una vieja controversia que están desarrollando una creciente preocupación social. Los responsables políticos responden a dichos problemas mediante incrementos del control de la actividad pesquera.

El control del esfuerzo pesquero es un fenómeno muy antiguo que se practicaba ya en el siglo XVII (Pearse, 1980). Son numerosas las razones teóricas y empíricas que lo justifican así como las técnicas utilizadas con tal finalidad (Beddington y Retting, 1984). A finales del pasado siglo, la concienciación de los Estados en la necesidad de evitar la sobreexplotación y el exceso de la capacidad pesquera, se materializó en la aprobación de un Código de Conducta para la Pesca Responsable (FAO, 1995). En él se indica que los Estados deberían tomar medidas para prevenir o eliminar el exceso de capacidad pesquera, haciéndolo compatible con el uso sostenible de los recursos pesqueros. Para afrontar “definitivamente” el controvertido problema de la capacidad la FAO organizó un Grupo Técnico de Trabajo (FAO, 1998). La complejidad del problema a tratar era de tal magnitud que sólo en el ámbito conceptual se llegaron a plantear varias definiciones de capacidad así como diversas formas de medirla. Después de numerosas reuniones finalmente se aprobó un Plan de Acción Internacional para la Ordenación de la Capacidad Pesquera (FAO, 1999). Su objetivo es que los Estados y las Organizaciones Regionales de Pesca alcancen, lo antes posible (entre los años 2003-2005), en el ámbito de sus propias competencias, un acuerdo mundial sobre una ordenación eficiente, equitativa y transparente de la capacidad pesquera.

Como vemos, en toda la problemática planteada subyace el objetivo de mantener los recursos pesqueros. Es más, los modelos utilizados en la explotación pesquera son realmente aplicaciones de los utilizados para la evaluación de las poblaciones pesqueras, que tal y como ha quedado claro en los capítulos 2 y 3, tienen una finalidad casi exclusivamente biológica y ecológica. Incluso las medidas institucionales aplicadas directamente al sector tienen como finalidad última mantener los recursos, aunque sea a través de medidas indirectas.

Sin duda, la actividad pesquera extractiva que desarrolla una flota en un caladero determinado está condicionada por la situación presente y futura de los recursos pesqueros existentes en el mismo. Pero además, desde el ámbito jurisdiccional competente, hay que tener en cuenta - de forma no menos importante - otros factores de carácter socioeconómico, que afectan al desarrollo de la región explotadora del recurso y el bienestar de su población. La interdependencia entre ambos factores está fuera de toda duda.

Por ello, en la práctica, la gestión de un recurso pesquero es un proceso complejo que requiere un análisis multidisciplinar más amplio. Ello supone no sólo preservar los recursos, sino también procurar una actividad sostenible para el sector económico que los explota. En tal sentido, además de los aspectos tratados, es preciso analizar otros factores socioeconómicos e institucionales que afectan al desarrollo del sector pesquero, que permitan determinar los niveles sostenibles de producción, renta y empleo regionales; así como garantizar una aplicación equitativa tanto de ayudas como de medidas restrictivas, que impidan un reparto y desarrollo desigual de las regiones y países afectados.

En los últimos tiempos dicho planteamiento multidisciplinar viene configurándose bajo la denominación de “bioeconomía pesquera” (Seijo et al., 1997). En el presente capítulo pretendemos contribuir a dicho enfoque abordando tres tipos de análisis complementarios del sector pesquero, que permiten formalizar una metodología de análisis económico integral de la actividad pesquera.

Con tal finalidad, en primer lugar desarrollamos un modelo de producción pesquera regional sostenible. El objetivo del mismo es identificar y formalizar las variables determinantes del nivel de producción pesquera de una flota que permita su regulación en el ámbito regional. En definitiva, contar con una herramienta para desarrollar estrategias precautorias en la administración de los recursos pesqueros.

En segundo lugar, aplicamos la metodología “input-output” a un sistema económico para articular un modelo de demanda del sector pesquero. Pretendemos formalizar los multiplicadores del sector pesquero y determinar el impacto del mismo en la producción, los beneficios, la renta y el empleo. En definitiva su importancia económica relativa en el sistema económico analizado.

Por último, en tercer lugar, construimos índices de desigualdad tecnológicos y económicos del sector pesquero. Se trata de indicadores de concentración que nos permite determinar para cada una de las variables analizadas los cambios producidos en los ámbitos espaciales (supranacional, nacional y regional) y temporales analizados. El objetivo es contar con una herramienta que nos permita conocer los efectos de las políticas correctoras aplicadas al sector y de las ayudas articuladas como contrapartida.

## **6.2. Modelo de Producción pesquera regional**

Basándonos en los modelos de evaluación de poblaciones y explotación de los recursos abordados en los capítulos 2 y 3, en el presente apartado formalizamos un modelo de producción pesquera regional que nos permita gestionar conjuntamente los recursos biológicos y humanos implicados en la actividad pesquera.

Con tal finalidad, en primer lugar, identificamos las variables determinantes de la actividad pesquera y formalizamos un modelo teórico de referencia. En segundo lugar, construimos e interpretamos un modelo empírico de producción pesquera regional sostenible a corto plazo, para un tipo de pesca determinada.

Por último, abordamos el concepto de esfuerzo pesquero de forma exhaustiva ya que constituye el núcleo central de todo el análisis y además es el mecanismo mediante el cual se producen las regulaciones de capacidad y actividad de la flota en la práctica.

### **6.2.1. Variables determinantes de la producción pesquera**

Las capturas –o mortalidad por pesca- realizadas por un barco nos indican su nivel de producción en el período analizado. Dicha relación puede expresarse tal como,

$$PB_t = CB_t \quad [6.1]$$

donde:

$PB$  = Producción del buque  $B$

$CB$  = Capturas del buque  $B$

$t$  = Período

La producción de una flota en un tiempo  $t$  se corresponde con las capturas realizadas por la misma en dicho período. Lo que podemos expresar de la siguiente manera:

$$PF_t = \sum_{i=1}^n PB_t^i = \sum_{i=1}^n CB_t^i \quad [6.2]$$

donde:

$PF_t$  = Producción de la Flota

$n$  = nº de buques

$PB_t^i$  = Producción del buque  $i$  en el tiempo  $t$

$CB_t^i$  = Capturas del buque  $i$  en el tiempo  $t$

En definitiva, las variables que determina la producción de una flota son las que condicionan sus capturas. Dichas variables que pueden tener un carácter cualitativo y cuantitativo son:

- La capacidad de la flota (CF) medida por su porte (TRB) o potencia (KW).
- Nivel de actividad (AF) medido por el tiempo efectivo que la flota está pescando.
- Nivel tecnológico (TF), medido por los medios utilizados en las capturas, incluidos el tamaño de la tripulación y su cualificación.
- Tipo de remuneración (RT) establecido (salario o pesca a la parte).
- Estado de los stocks de las distintas especies (AL) sobre los que la flota efectúa sus capturas, que determinan los totales admisibles de capturas asignadas para cada especie y flota.
- Capacidad del arte utilizada en la actividad pesquera (CA).
- Aspectos meteorológicos durante la actividad (ME).
- Mecanismos de control del caladero (CC) incluido el marco legal que regula la actividad.

- Barreras técnicas (BT) o impedimentos irregulares a la actividad (pesquerías en Canadá).
- Resultados económicos previstos (RP), determinados a partir de la estructura de costes de explotación e ingresos previstos.

Las indicadas variables definen el siguiente modelo teórico de producción pesquera

$$PF_t = f(CF_t, AF_t, TF_t, RT_t, AL_t, CA_t, ME_t, CC_t, BT_t, RP_t) \quad [ 6.3]$$

Donde las variables independientes se relacionan con la producción pesquera para un período determinado (t) de la siguiente manera:

$$\begin{array}{ll} \frac{\partial PF_t}{\partial CF_t} \geq 0 & \frac{\partial PF_t}{\partial CA_t} \geq 0 \\ \frac{\partial PF_t}{\partial AF_t} \geq 0 & \frac{\partial PF_t}{\partial ME_t} \geq 0 \\ \frac{\partial PF_t}{\partial TF_t} \geq 0 & \frac{\partial PF_t}{\partial CC_t} \leq 0 \\ \frac{\partial PF_t}{\partial RT_t} \geq 0 & \frac{\partial PF_t}{\partial BT_t} \leq 0 \\ \frac{\partial PF_t}{\partial AL_t} \geq 0 & \frac{\partial PF_t}{\partial RP_t} \geq 0 \end{array}$$

### 6.2.2. Formalización de un modelo de producción pesquera regional sostenible a corto plazo

De las variables indicadas –en el epígrafe anterior- nos interesan aquellas que pueden ser controlables ya que son las que realmente pueden ayudar a formalizar una herramienta cuya información permita establecer estrategias precautorias para administrar los recursos pesqueros. En la práctica, uno de los mecanismos más utilizados para controlar las poblaciones pesqueras es el conocimiento del esfuerzo pesquero de las flota, determinado por su capacidad y nivel de actividad.

El primer autor que relaciona capturas y esfuerzo es Schaefer (1954). Bajo condiciones de explotación introduce el concepto de tasa de captura  $C(t)$ , la cuál define como:

$$C(t) = qE(t)B(t) \quad [6.4]$$

donde la captura depende del esfuerzo de pesca  $E(t)$  y de la biomasa poblacional  $B(t)$  en el tiempo  $t$ ; y  $q$  representa el coeficiente de capturabilidad, definido como la fracción de la población que es extraída por una unidad de esfuerzo (Gulland, 1983).

Como el modelo que pretendemos plantear se mueve en el corto plazo, podemos admitir como condición que el nivel de stocks de los recursos (biomasa) es constante ( $B(t) = B$ ). Entonces, para un tipo de pesca, estado de la tecnología y biomasa determinados, el modelo de Schaeffer quedaría simplificado a la siguiente expresión:

$$p = qB(t) = qB$$

Entonces

$$C(t) = pE(t) \quad [6.5]$$

donde  $p$  es el coeficiente de capturabilidad para un nivel de biomasa determinado en un período  $t$ .

En el caso de un buque  $i$ , para cada par de valores  $(C, E)$  de capturas (producción) y esfuerzo realizado en la obtención de las mismas, se define un coeficiente de capturabilidad del buque. Si en un período  $t$  se obtienen todas las observaciones de capturas y esfuerzos de dicha unidad de explotación, aplicado técnicas estadísticas normales de regresión bien podríamos obtener una función que explicaría las capturas en función del esfuerzo pesquero.

De forma similar, en el caso de una flota determinada podríamos obtener una función que explicara dicha relación –entre capturas y esfuerzo–, considerando siempre un mismo tipo de pesca y tecnología.

Como los estudios realizados por Gulland (1971) sobre la estimación de la mortalidad total de los recursos respecto al esfuerzo pesquero, consideran a la mortalidad natural constante para una pesquería determinada, la función de mortalidad total y de capturas presenta el mismo ajuste, típico de una regresión lineal:

$$C(t) = a + pE(t) \quad [6.6]$$

como  $C(t) = PF(t)$

$$PF(t) = a + pE(t) \quad [6.7]$$

donde  $p$  es la tasa de capturabilidad o variación absoluta de las capturas como consecuencia de incrementar una unidad el esfuerzo, para un nivel de biomasa determinado.

Aplicando logaritmos a la expresión 6.7, tendríamos que:

$$\ln PF(t) = c + \eta_p \ln E(t) \quad [6.8]$$

derivando:

$$\frac{\partial PF(t)}{PF(t)} = \eta_p \frac{\partial E(t)}{E(t)}$$

despejando el valor  $\eta_p$

$$\eta_p = \frac{\frac{\partial PF(t)}{PF(t)}}{\frac{\partial E(t)}{E(t)}} = \frac{\partial PF(t)}{\partial E(t)} \frac{E(t)}{PF(t)} \quad [6.9]$$

donde

$\eta_p$  = Variación porcentual de las capturas como consecuencia de una variación porcentual del esfuerzo o elasticidad de las capturas respecto al esfuerzo pesquero.

En términos discretos:

$$\eta_p = \frac{\frac{\Delta PF(t)}{PF(t)}}{\frac{\Delta E(t)}{E(t)}} = \frac{\Delta PF(t)}{\Delta E(t)} \frac{E(t)}{PF(t)} \quad [6.10]$$

Por tanto los ajustes de las transformadas logarítmicas nos permiten cuantificar y predecir en el corto plazo, qué efectos van a tener en las capturas las actuaciones

(variaciones) realizadas sobre el esfuerzo pesquero -de una flota determinada que opera en un caladero concreto-, cuyo stocks de recursos es conocido (biomasa).

Llegados a este punto parece necesario delimitar con precisión el concepto de esfuerzo pesquero.

### 6.2.3. El Esfuerzo pesquero

Son diversas las variables en las que podemos basar la medición del esfuerzo pesquero. Algunas intervienen en su determinación de forma directa, como por ejemplo el número de buques, su potencia propulsora, los días de salida a la mar o las horas de permanencia. Otras tienen un carácter indirecto, en lo referente al control de la actividad, tales como el establecimiento de límites a las capturas, estaciones de veda, zonas de veda, la reglamentación de la luz de malla, el establecimiento de licencias, medidas monetarias como royalties y los derechos de propiedad. Nos centraremos en las variables del primer grupo, las que intervienen de forma directa en la cuantificación del esfuerzo pesquero de una flota.

En tal sentido, debemos indicar que la mayoría de los autores (Milazzo, 1998; Lassen et al., 1996) consideran el esfuerzo pesquero como la composición de dos elementos por separado. Por un lado, un elemento de capacidad representado por el buque y sus características técnicas. Por otro, un elemento de actividad reflejado en la utilización de dicha capacidad el tiempo efectivo de pesca.

En términos generales podemos definir el esfuerzo pesquero como la capacidad de pesca ejercida durante un tiempo determinado en una zona determinada. De esta definición se desprende que el esfuerzo pesquero es el producto de dos variables, la capacidad de pesca y el tiempo de pesca o actividad, referidos al mismo período.

$$E(t) = P(t)A(t) \quad [6.11]$$

donde:

$E$  = Esfuerzo pesquero  
 $P$  = Capacidad  
 $A$  = Actividad  
 $t$  = Período



La *capacidad de pesca (P)* se puede medir en función de distintas variables como por ejemplo:

- La potencia propulsora del buque.
- Las Toneladas de Registro Bruto (*TRB*).
- La potencia de arrastre, si nos estamos refiriendo a buques arrastreros.
- El número de anzuelos en el caso de buques palangreros.
- La superficie del arte calado en el caso de redes de enmalle.

En los que se refiere a la Actividad (*A*) o *tiempo de pesca* se puede medir, principalmente, según los siguientes conceptos:

- El tiempo de arrastre, entendiendo por tal el tiempo que se larga hasta que se vira el arte.
- El tiempo de calamento de un palangre o de una red fija.
- El tiempo de presencia en zona de pesca.
- El período comprendido entre la salida y entrada a puerto.

De acuerdo con lo indicado, las horas de permanencia de las embarcaciones en la mar, no se considera la medida más idónea para determinar las unidades de esfuerzo por diversas razones, entre las que podemos destacar:

- Incita a la salida masiva de embarcaciones en un intento por llegar al caladero antes que los demás.
- El regreso a los puertos de origen en un margen estrecho dentro del tope fijado para la entrada, puede provocar la saturación de las operaciones de descarga y venta de las capturas en lonja.
- La concentración de la actividad pesquera en áreas muy limitadas, sin posibilitar diversificar el esfuerzo en otras más alejadas, por tener que emplear más horas en navegar.
- Las ventajas y desventajas de la flota de un determinado puerto frente a otras de la misma zona costera, en función de la proximidad geográfica o lejanía de los caladeros habituales que comparten.
- La rentabilidad de las embarcaciones dedicadas al cerco que depende de la suerte que tenga en la detención de los bancos de peces, empleando muchas horas en navegar en busca de capturas. Así, no podrían optar por subastar sus

productos en el puerto que consideren más idóneo para sus intereses, de acuerdo con la información que reciben sobre cotizaciones en las diversas lonjas, al tener prohibido navegar fuera del horario establecido.

Por todo ello se considera que es una mejor medida del esfuerzo pesquero el tiempo efectivo de trabajo en la mar. Con tal finalidad, se debe fijar un horario adecuado, contado desde que la embarcación inicia el largado de redes, pasando por las diversas fases, hasta el izado del arte en cada lance, ello con independencia de la hora de salida y entrada del buque en puerto. En tal sentido, se pueden establecer diferentes tipos de actividad dependiendo de las prácticas establecidas en cada pesquería.

En definitiva, para determinar las llamadas unidades de esfuerzo ( $E$ ) de acuerdo con lo indicado en la ecuación [6.11], podemos tomar: como medidas de capacidad, las Toneladas de Registro Bruto de los buques o los Kilowatios; y por Actividad, los tipos efectuados de pesca por el número de salidas ( $S$ ) que realicen para cada tipo.

Así, el esfuerzo pesquero de un buque  $b$ , estará determinado por las siguientes expresiones:

Si se utilizan como medida de capacidad los TRB:

$$E_t^b (TRB) = 10^{-3} TRB_b \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^s A_i S_j \quad [6.12]$$

Si se utilizan como medida de capacidad los Kw:

$$E_t^b (KW) = 10^{-3} KW_b \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^s A_i S_j \quad [6.13]$$

donde:

- $A_i$  = Tipos de actividad que un buque puede realizar
- $S_j$  = Número de salidas realizadas para cada tipo

Tabla 6.1: Salidas según el tipo de actividad

		Salidas ( $S_j$ )			
		1	2	$j$	$s$
Tipos de Actividad ( $A_i$ )	1				
	2				
	$i$				
	$n$				

Para el total de la flota, el esfuerzo pesquero ejercido por cada uno de los  $m$  buques de que la componen utilizando como medida de su capacidad los TRB en un período  $t$  sería:

$$\begin{aligned}
 E_1(TRB) &= 10^{-3} TRB_1 \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^s A_i S_j \\
 E_2(TRB) &= 10^{-3} TRB_2 \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^s A_i S_j \\
 &\dots\dots\dots \\
 E_m(TRB) &= 10^{-3} TRB_m \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^s A_i S_j
 \end{aligned}
 \tag{6.14}$$

El esfuerzo pesquero realizado por el total de una flota ( $EF$ ) en el período  $t$  será:

$$EF(TRB)_t = E_1(TRB) + E_2(TRB) + \dots + E_m(TRB)
 \tag{6.15}$$

$$EF(TRB)_t = 10^{-3} TRB_1 \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^s A_i S_j + 10^{-3} TRB_2 \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^s A_i S_j + \dots + 10^{-3} TRB_m \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^s A_i S_j
 \tag{6.16}$$

$$EF(TRB)_t = 10^{-3} \sum_{b=1}^m \left[ TRB_b \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^s A_i S_j \right]
 \tag{6.17}$$

En el caso de que la capacidad se determine en KW la expresión anterior quedaría de la siguiente manera:

$$EF(KW)_t = 10^{-3} \sum_{b=1}^m \left[ KW_b \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^s A_i S_j \right]
 \tag{6.18}$$

Para determinar el esfuerzo pesquero de una flota de forma exacta debemos disponer de datos precisos de su actividad, tal y como se indica en las expresiones 6.17 y 6.18, sobre la base de los criterios utilizados para determinar la capacidad. Dado que dicha información no está disponible en estadísticas, es preciso proceder a su elaboración mediante la correspondiente recogida de información a través de encuesta a la flota analizada.

Determinado el esfuerzo en cada una de las salidas efectuadas por los pesqueros y conocidos los desembarcos (producción o capturas), se pueden efectuar los ajustes

indicados en 6.7 y 6.8, que nos permiten establecer variaciones esperadas de las capturas -absolutas y relativas- a las variaciones del esfuerzo. En definitiva, conoceremos las consecuencias en la producción de los cambios en la capacidad de la flota, en su actividad o en ambas, bajo la condición “*ceteris paribus*” (manteniendo constante el resto de variables).

### **6.3. Modelo de demanda regional del sector pesquero**

La metodología input-output nos permite, a través del modelo de demanda abierto de Leontief, determinar los impactos del consumo del sector pesquero regional sobre los diferentes sectores económicos regionales. La utilidad del indicado modelo radica en su adecuación para cuantificar los efectos globales que produce una “inyección” adicional de demanda sobre el conjunto de la economía y sobre cada una de las ramas de actividad que la componen. Permite recoger, con un amplio detalle sectorial, el conjunto de efectos de realimentación que vía demanda intermedia se producen en el sistema económico a partir de un shock inicial de la demanda final. El análisis input-output “reconoce” un hecho -obvio hasta cierto punto- a menudo olvidado: que los efectos de la demanda sobre el sistema económico no se agotan en la simple satisfacción directa de dicha demanda, sino que se transmiten y difunden al resto de actividades, gracias al entramado de interrelaciones dominantes en aquél.

La formalización de los multiplicadores que definen los indicados efectos (directos e indirectos) del sector pesquero en el sistema económico al que pertenece constituye el objetivo fundamental del presente epígrafe. Para ello hemos tenido en cuenta los trabajos de Pulido y Fontela (1993); Cuadrado y Arranz (1996); el IET (1996); y Pulido (1996)

Con tal finalidad, en primer lugar nos aproximaremos al análisis input-output regional, introduciremos algunas referencias básicas, diferenciaremos entre magnitudes flujo y fondo, haremos alguna referencia a la contabilidad nacional y formalizaremos de manera esquemática una TIO.

En segundo lugar, analizamos el modelo input output de demanda y formalizamos las relaciones que lo sustentan y que permiten su utilización para determinar los impactos de un sector en la economía.

Por último, formalizamos los impactos regionales del sector pesquero. Delimitamos el proceso para obtener los vectores de consumo e inversión del sector pesquero extractivo y formalizamos los multiplicadores y efectos del mismo en la economía regional.

### **6.3.1. Aproximación al análisis Input-Output regional**

#### **A) Introducción**

El modelo input-output regional es una herramienta analítica fundamental para el conocimiento de la estructura productiva de una región en un momento determinado. A través de ella se pone de manifiesto el peso relativo que ocupan las diferentes ramas productivas en la economía de referencia, las interrelaciones que existen entre los diferentes sectores, sus vinculaciones con otras áreas económicas a través de los flujos de entrada y salida de bienes y servicios, la orientación de las producciones hacia otras actividades, o hacia el consumo final y la inversión, así como el valor añadido y su distribución entre los factores primarios que intervienen en los procesos productivos.

El modelo input-output de Leontief utiliza como punto de partida una tabla en la que se contabilizan en línea los bienes y servicios vendidos a los diferentes sectores productivos y a la demanda final (outputs) y en columna los bienes, servicios y factores primarios adquiridos por un sector productivo (inputs).

El fisiócrata Quesnay (médico de la corte de Luis XIV de Francia) es el primero que realiza en 1758, inspirado por los fenómenos de circulación de la sangre, una tabla económica en la que se escribe: "Me he propuesto elaborar un cuadro fundamental de la ordenación económica para representar en él la distribución y la producción de una forma fácilmente comprensible". Se trata de una tabla, representativa de la circulación económica de un país, en la que se representan las transacciones entre los sectores productivos durante un período.

Tabla de doble entrada que refleja los flujos reales de la actividad económica que tienen lugar durante un período de tiempo entre los referidos sectores. Registra lo que cada uno de ellos recibe de los otros y lo que a su vez ellos suministran, es decir, actuando los sectores homogéneos como adquirentes y como suministradores. Por eso el método recibe en inglés el nombre de *input-output* que es como se ha generalizado su

uso en español, tras fracasar expresiones como entradas-salidas, insumo-producto y otras, si bien, la expresión más adecuada en nuestro idioma con la terminología contable actual es la de recursos y empleos, insertable en una más amplia de origen y destino.

Desde la elaboración por Leontief de la primera Tabla input-output (TIO) para Estados Unidos, este instrumento estadístico-contable ha tenido una gran difusión, especialmente desde los años cincuenta, convirtiéndose en elemento primordial para el análisis estructural y para la política económica. La generalidad de su uso se ha visto favorecida por su integración en los Sistemas de Cuentas Nacionales, especialmente el de las Naciones Unidas y el de la actual Unión Europea.

En España la primera Tabla se refiere a 1954 (publicada en 1958 y presentada por Leontief) a la que sucedieron otras cada cuatro años, con algunas proyecciones intercaladas, hasta que a partir de 1970 pasa a elaborarse cada cinco años siguiendo, la metodología comunitaria desde entonces adoptada.

Constituye el instrumento básico sobre el que se sustenta la obtención del equilibrio de las operaciones de bienes y servicios y de distribución ligadas al proceso productivo, es decir, el equilibrio ya conocido oferta-demanda-rentas, expresado en términos corrientes.

## **B) La magnitud Flujo y la magnitud Fondo**

La tabla es una representación como matriz de doble entrada, de las relaciones económicas o flujos de bienes y servicios de una economía durante un período de tiempo, generalmente un año. La noción de flujo es una noción de dinámica continua y su medición requiere unidades de medida relativas a un espacio de tiempo.

Una característica de los flujos económicos es que su observación puede hacerse en términos reales o en términos monetarios. El flujo de salida por la venta de un bien corresponde a un flujo de entrada de su equivalente monetario. Así, para un sector, los outputs de bienes y servicios corresponden a entradas de recursos monetarios.

Mientras que los flujos de bienes y servicios reales, medidos por unidades físicas, no son agregables, los flujos monetarios si lo son, propiedad esta que facilita el proceso cuando se utilizan datos en unidades monetarias (u.m.), ya que se puede hablar de "sector" productivo como conjunto de flujos de bienes y servicios que tiene ciertas características comunes.

Si bien existen otros flujos monetarios relativos a las rentas y su redistribución entre agentes (pago de impuestos, transferencias de la seguridad social que no tienen contrapartidas en términos reales de bienes y servicios), son los flujos intersectoriales que proporciona el sistema input-output los que constituyen un elemento esencial de toda descripción cuantitativa del sistema de flujos económicos.

Es necesario señalar que en todo intento de describir el sistema económico como un conjunto de flujos agregados en una unidad de tiempo es oportuno incluir un proceso de observación de niveles (stocks) en un instante específico de tiempo, es decir casos en los que los bienes y servicios o las u.m. con las que estos se miden se acumulan. A este respecto es necesario señalar que en las empresas la cuenta de explotación refleja los flujos en los que ha intervenido la empresa durante un período de tiempo mientras que el balance de activos y pasivos refleja la situación en términos de niveles de recursos y finanzas un día específico del año.

El sistema económico entendido como un sistema de flujos y de stocks ha estimulado la reflexión sobre propuestas descriptivas concretas, reflexión que ha seguido un proceso convergente hacia lo que hoy llamamos "Contabilidad nacional".

### **C) La Contabilidad Nacional**

Desarrollar un sistema de observación estadística con bases científicas requiere una concepción teórica previa, que en el caso de la contabilidad nacional son Keynesianas, en el sentido de que el sistema de observaciones trata de medir los agregados macroeconómicos de demanda, rentas, inversión, ahorro, etc., necesarios para una gestión agregada del sistema económico.

La contabilidad nacional describe las relaciones entre agentes económicos en términos de operaciones de Producción, Consumo y Acumulación (y a nivel de cada país en términos de relaciones con el resto del mundo). Los agentes productores distribuyen rentas que los agentes que las reciben utilizan para consumir o para acumular, y así, los flujos monetarios vuelven a su origen como demandas (de bienes de consumo o de inversión) que los agentes productores deben abastecer. Esto significa que la descripción del sistema de flujos económicos equivale a la descripción de un circuito, el circuito económico (la comparación de la circulación de la sangre era obvia para Quesnay y sus continuadores).

Desde el punto de vista del análisis Input-Output, el aspecto central que nos interesa en este sistema que describe la contabilidad nacional es el de la producción. En términos de producción, la contabilidad nacional introduce dos tipos de cuentas:

- Las cuentas de los agentes productivos que se reúnen en "ramas". Así la rama "agricultura" reúne a todas las empresas cuya actividad principal consiste en producir productos agrícolas.
- Las cuentas específicas de los diferentes bienes y servicios que se reúnen en "sectores". Así, el sector "agricultura" reúne a todos los productos agrícolas, sean o no producidos únicamente por empresas agrícolas.

Haciendo abstracción de las relaciones con el resto del mundo y utilizando una representación matricial, las filas corresponden a salidas de bienes y servicios (entradas en términos monetarios) y las columnas corresponden a entradas de bienes, servicios y factores (salidas en términos monetarios)

Las TIOs en el marco lógico impuesto por Leontief del equilibrio general estático, son tablas que deben medir las relaciones entre sectores, es decir las relaciones en los distintos mercados de bienes y servicios (se podrían elaborar tablas de relaciones entre ramas, pero conceptualmente estas se alejan de los presupuestos de equilibrio general).

El sistema de Contabilidad Nacional no proporciona directamente esta información, debido a la separación entre sectores y ramas. La información que facilita es:

- Una matriz Sector (de bienes y servicios)/Rama, llamada matriz de utilizaciones o "use matrix", sobre las compras de diferentes bienes y servicios por las ramas de producción.
- Una matriz Rama/Sector (de bienes y servicios), llamada matriz de las producciones o "make matrix", que informa sobre la producción de las ramas clasificada según los oportunos grupos de bienes y servicios.

A la hora de elaborar una matriz Input-Output de relaciones intersectoriales (Sector/Sector) se utilizará la información proporcionada por las dos matrices Sector/Rama y Rama/Sector adoptando para ello dos hipótesis, la de tecnología de rama y la de tecnología de sector. En ciertas ramas productivas todos los bienes y servicios, sea cual sea su naturaleza final, se hacen combinando proporcionalmente los mismos



bienes, servicios y factores primarios, en cuyo caso hablaremos de una hipótesis de "*tecnología de rama*" o que todos los bienes y servicios característicos de un sector se hacen combinando los mismos bienes, servicios y factores primarios independientemente de la rama en que sean producidos, en cuyo caso hablaremos de una hipótesis de "*tecnología de sector*"

Existen problemas estadísticos ya que las ramas no producen únicamente bienes y servicios característicos de su propia actividad, en cuyo caso, el valor añadido de cada sector sería igual al de la rama correspondiente. Este problema se podría solucionar mejorando la información estadística sobre las empresas, descomponiendo su actividad en términos de "establecimientos" (una empresa manufacturera puede tener varios establecimientos y uno de ellos producir bienes agrícolas). En la práctica los institutos nacionales de estadística elaboran, en paralelo con los sistemas de cuentas nacionales, las TIOs intersectoriales.

#### **D) La Tabla Input-Output**

El sistema consiste en agrupar en  $n$  ramas de actividad la economía de un país, en forma de cuadro de doble entrada (ver Tabla 6.2), resultando el cruce de columnas y filas  $n \times n$  casillas, en cada una de las cuales se anota (si lo hay) el valor del flujo real que haya tenido lugar durante el período, entre las dos ramas que se cruzan y que se corresponde con los consumos intermedios utilizados para llevar a cabo la producción.

Tabla 6.2: Estructura de una tabla input-output regional

Matriz de Demanda Intermedia							Matriz de Demanda Final							
Ramas	1	...	j	...	n	OI	CP	CF	FBCF	VE	X	DF	Outputs Totales	OT
1	$X_{11}$	...	$X_{1j}$	...	$X_{1n}$	$OI_1$	$CP_1$	$CF_1$	$FBCF_1$	$VE_1$	$X_1$	$DF_1$		$OT_1$
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...		...
i	$X_{i1}$	...	$X_{ij}$	...	$X_{in}$	$OI_i$	$CP_i$	$CF_i$	$FBCF_i$	$VE_i$	$X_i$	$DF_i$		$OT_i$
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...		...
n	$X_{n1}$	...	$X_{nj}$	...	$X_{nn}$	$OI_n$	$CP_n$	$CF_n$	$FBCF_n$	$VE_n$	...	$DF_n$		$OT_n$
CI	$CI_1$	...	$CI_j$	...	$CI_n$	$OI_T$	$CP_T$	$CF_T$	$FBCF_T$	$VE_T$	$X_T$	$DF_T$		$OT_T$
Matriz de Inputs Intermedios														
RA	$RA_1$	...	$RA_j$	...	$RA_n$	$RA_T$								
T	$T_1$	...	$T_j$	...	$T_n$	$T_T$								
EBE	$EB$ $E_1$	...	$EBE_j$	...	$EBE_n$	$EBE_T$								
IMP	$IMP$ $I_1$	...	$IMP_j$	...	$IMP_n$	$IMP_T$								
Inputs Totales														
IT	$IT_1$	...	$IT_j$	...	$IT_n$	$IT_T$								

Significado de las magnitudes:

$X_{ij}$  = Compras de productos de la rama "F" efectuadas por la rama "j".

$CI_j$  = Consumos intermedios de la rama "j".

$OI_i$  = Output intermedio de la rama "F".

$OI_T$  = Output intermedio Total = Consumo intermedio Total.

$RA_j$  = Remuneración de asalariados pagados por la rama "j".

$RA_T$  = Remuneración de asalariados Total.

$T_j$  = Impuestos ligados a la producción pagados por la rama "j".

$T_T$  = Total de impuestos.

$EBE_j$  = Excedente Bruto de Explotación de la rama "j".

$EBE_T$  = Excedente Bruto de Explotación Total.

$IMP_j$  = Importaciones equivalentes de la rama "j".

$IMP_T$  = Total de importaciones.

$IT_j$  = Inputs Totales de la rama "j".

$IT_T$  = Inputs Totales

$CP_i$  = Aportación de la rama "F" al consumo público.

$CP_T$  = Consumo público Total.

$CF_i$  = Aportación de la rama "F" al consumo privado.

$CF_T$  = Consumo privado Total.

$FBCF_i$  = Formación Bruta de Capital Fijo de la rama "F".

$FBCF_T$  = Formación Bruta de Capital fijo Total.

$VE_i$  = Aportación de la rama "F" a la variación de existencias.

$VE_T$  = Variación Total de existencias.

$X_i$  = Exportaciones de la rama "F" al resto del mundo.

$X_T$  = Total de Exportaciones.

$DF_i$  = Aportación Total de la rama "F" a la demanda final.

$DF_T$  = Demanda Final Total

$OT_i$  = Output Total de la rama "F".

$OT_T$  = Output Total.

Las ramas aparecen por tanto, encabezando las columnas (*ramas utilizadoras*) y las filas (*ramas productoras*) de tal forma que:

- En cada fila, la rama ( $R_i$ ) registra los *empleos* de la producción de cada rama, es decir, la producción que destina a sí misma y a las demás ramas ( $R_j$ ), se trata de los *outputs*  $x_{ij}$ .
- En cada columna la rama correspondiente ( $R_j$ ), registra simultáneamente los recursos utilizados provenientes de sí misma y de las otras ramas ( $R_i$ ), para poder obtener su propia producción, son los *inputs*  $x_{ij}$ .

Es frecuente que una unidad de producción utilice como input productos previamente elaborados por ella misma, es decir, que autoconsume una parte de su producción. El consumo por una rama de los bienes y servicios clasificados en dicha rama se llama *intraconsumo* y en la tabla están siempre en la diagonal principal.

La suma total de los empleos o outputs de cada fila, correspondientes a los destinos de la producción de cada rama, es el *Total de empleos intermedios* o *Output intermedio* ( $OI_i$ ).

La suma total de los recursos o inputs de cada columna, correspondientes a los orígenes de la producción de cada rama, es el *Total de Consumos Intermedios* o *Input intermedio* ( $CI_i$ ).

Así pues, las columnas expresan cuáles son los inputs de cada rama de actividad, en tanto que las filas reflejan el destino de sus outputs.

La Tabla consta de tres matrices, de demanda intermedia o de transacciones interindustriales, de demanda final y de inputs primarios, o con más precisión tres tablas, de Consumos Intermedios, de Empleos finales y de Inputs primarios y recursos,

que hace que se use el plural indistintamente para denominar la TIO y que recoge para cada una de las ramas de actividad el detalle de las Cuentas de bienes y servicios, de producción y de explotación.

La *matriz* o *subtabla de Consumos Intermedios* contiene todos los productos (bienes y servicios) que han sido utilizados como tales en el proceso productivo. Analizada por filas aparecen los outputs de productos que son utilizados en la producción, y analizada por columnas, el conjunto de bienes y servicios consumidos por cada rama, clasificados por el origen de los mismos.

La *matriz de Empleos finales* contiene el conjunto de bienes y servicios cuyo destino es la demanda final, distinguiéndose entre las diferentes categorías u operaciones de empleo final y el total de empleos.

La *matriz de Inputs primarios* contiene, para cada rama de actividad, los valores correspondientes a la aportación de tales inputs al proceso productivo, son los componentes del valor añadido (remuneración de asalariados y excedente bruto de explotación), la producción efectiva, las transferencias de productos, la producción distributiva y las importaciones de bienes y servicios. Aparece también, en la última fila de esta matriz, el total de los recursos consumidos como resultante de todos los elementos de cada columna.

Los *Empleos* de bienes y servicios se dividen en dos grupos: los Outputs intermedios ( $OI_i$ ) y los Empleos finales ( $DF$ ). Los Outputs intermedios de una rama representan el conjunto de los recursos destinados a ser outputs intermedios de las restantes ramas de actividad e incluso de sí misma.

El Total de Outputs intermedios de filas ( $OI_i$ ) y de columnas ( $CI_i$ ) que corresponden a una misma rama no tiene valores coincidentes para una y otra, dada la distribución de los mismos en la Demanda intermedia, aunque, como es obvio, sí que coincide el total general de los Inputs intermedios con el de los Outputs intermedios.

En los Empleos finales se distinguen cinco categorías: *Consumo privado* y *Consumo público*, *Formación bruta de capital fijo* y *Variación de existencias*, agregadas como *Formación bruta de capital*; y las *Exportaciones de bienes y servicios*. El *Total de empleos* o *Output Total* ( $OT_i$ ) de una rama ( $R_i$ ) es igual a la suma de los *Outputs intermedios* por parte de todas las ramas ( $OI_i$ ) más la suma de los *Empleos finales* ( $DF_i$ ), resultando:

$$OT = OI_i + DF_i = O_i + CF_i + CP_i + FBCF_i + VE_i + X_i \quad [6.19]$$

Los *Recursos* de la tabla se dividen en dos grupos también, los Consumos intermedios ( $CI_i$ ) y los Inputs primarios. Los Consumos intermedios de columnas representan el conjunto de recursos utilizados para llevar a cabo la producción de las ramas de actividad. Los Inputs primarios recogen en las filas de la parte superior de la matriz los componentes de *Valor añadido* así como la *Producción efectiva* por rama de actividad, resultante de agregarle el Consumo intermedio. Así, la agregación de los inputs primarios: *Remuneración de asalariados*, *Excedente bruto de explotación* y los *Impuestos netos ligados a la producción*, compone el *Valor Añadido Bruto a precios de mercado* ( $VAB_{pm}$ ) y sin los Impuestos netos, el *Valor Añadido Bruto a coste de los factores* ( $VAB_{cf}$ ). El  $VAB_{pm}$  adicionado a los inputs intermedios, permite obtener la *Producción efectiva* ( $P_e$ ), es decir, el valor de la producción de bienes y servicios de la rama, por tanto:

$$P_e = CI_i + VAB_{pm} \quad [6.20]$$

La Producción total resultante de agregar la intermedia ( $CI_i$ ) y la final ( $VAB_{pm}$ ), denominada *Producción efectiva*, se añade al *Total Transferencias* ( $Tr$ ) de productos (partida de ajuste estadístico diferente a las transferencias contempladas en las Cuentas Nacionales) para obtener la *Producción distribuida* ( $P$  *distributiva*) total de cada rama.

En la parte inferior de la tabla de inputs primarios se registran: las *Importaciones* y los *Impuestos netos ligados a la importación*, cuya agregación da el total de *Importaciones*.

Las *Importaciones* de bienes y servicios se contabilizan por un lado, como inputs primarios de las ramas utilizadoras, tal como se acaba de ver, pero también se desglosan en la Tabla de demanda intermedia de la misma forma que la producción interior: en filas según la rama productora y en columnas por rama utilizadora, de manera que se obtenga una matriz completa de los flujos de bienes y servicios importados, valor que en cada casilla se agrega al interior y cuya suma nos da el total, para cada casilla. Los *Impuestos netos ligados a la importación* se agregan a las *Importaciones* y se obtiene el total de las importaciones.

El total de los Inputs primarios resultante de agregar todos los anteriores componentes no figura en la tabla, aunque nada impide su cálculo, pero sí figuran en ella diferentes subtotales. Así:

$$VAB_{cf} = RA + EBE \quad [6.21]$$

$$VAB_{pm} = RA + EBE + T_n / P \quad [6.22]$$

$$Pefectiva = CI_i + VAB_{pm} \quad [6.23]$$

$$Pdistributiva = Pefectiva + Tr \quad [6.24]$$

Cuando las Transferencias de productos tienen valor cero, la Producción efectiva y la Producción distribuida coinciden para cada rama por un valor equivalente a la Producción de bienes y servicios, ya contemplada en la Contabilidad Nacional.

El *Total de Recursos* o *Input total* ( $IT$ ) de una rama ( $R_j$ ) es igual a la Producción distribuida más la Importaciones. Por lo tanto, el *Total Recursos* de una rama ( $R_j$ ) es igual a la suma de los Consumos intermedios más los Inputs primarios. Por lo que:

$$IT = CI_i + IP = CI_i + VAB_{pm} + Tr + IMP \quad [6.25]$$

$$IT = Pefectiva + Tr + IMP \quad [6.26]$$

$$IT = Pdistributiva + IMP \quad [6.27]$$

El Total de Empleos de cada rama, es igual, por definición al total de recursos de la misma, o sea, para una misma rama el *Output total* ( $OT$ ) es igual al *Input total* ( $IT$ ),

$$OT(R_i) = IT(R_i) \quad [6.28]$$

El equilibrio contable vendrá dado por:

$$P \text{ distribuida} + IMP = CI_i + Demanda \text{ final} \quad [6.29]$$

equilibrio que puede asimismo expresarse mediante las siguientes identidades:

$$CI_i + VAB_{pm} + Tr + IMP = OI + DF \quad [6.30]$$

### 6.3.2. El modelo Input-Output de demanda

El modelo input-output desarrollado por Leontief, es un modelo de equilibrio general, que recoge las interdependencias entre las distintas actividades económicas. Está basado en la tabla, que es la que nos muestra mediante el análisis funcional de una economía las relaciones técnico-económicas de la producción que recoge el modelo, en definitiva, las diferentes funciones de producción utilizadas en el proceso productivo del país. El modelo supone por tanto, un determinado tipo de relaciones estructurales (estables e interdependientes) en el sistema productivo y de naturaleza tecnológica.

El modelo está constituido por un sistema de ecuaciones que muestran el equilibrio de recursos y empleos. Tres son las hipótesis fundamentales implícitas en la construcción de una tabla y por tanto, en la aplicación de la misma al análisis económico:

- La hipótesis de homogeneidad. Se supone que los productos de cada rama son sustitutivos cercanos, y que las técnicas de producción empleadas son similares.
- La hipótesis de proporcionalidad. Los consumos de cada rama son una función lineal de niveles de output de esa rama. Es decir, un incremento del nivel de producción, supone un incremento proporcional del nivel de input utilizado.
- La hipótesis de actividad. Las relaciones de producción y distribución reflejadas por las tablas son de tipo aditivo. Fuera de estas sencillas relaciones de agregación, se supone que no existen otros tipos de interdependencia.

Cada rama  $j$ , vista desde la perspectiva de la columna será:

$$X_j = \sum_{i=1}^n x_{ij} + F_j \quad [6.31]$$

siendo  $X_j$ , el valor de la producción de la rama  $j$ ,  $x_{ij}$  la cantidad utilizada de la rama  $F$  por la rama  $j$ , y  $F_j$  los inputs primarios correspondientes a la rama  $j$ .

Cada rama  $j$ , vista desde la óptica de la fila, será:

$$X_j = \sum_{i=1}^n x_{ji} + D_j \quad [6.32]$$

siendo  $X_j$  de nuevo el valor de la producción de la rama  $j$ ,  $x_{ji}$  la cantidad suministrada por la rama  $j$  a las demás, y  $D_j$  la demanda final de la rama  $j$ .

La igualdad anterior permite expresar el equilibrio de la tabla en todas sus ramas, a través de los flujos de demanda intermedia y final, mediante las siguientes identidades contables:

$$\begin{aligned} x_{11} + x_{12} + \dots + x_{1n} + D_1 &= X_1 \\ x_{21} + x_{22} + \dots + x_{2n} + D_2 &= X_2 \\ \dots & \\ x_{n1} + x_{n2} + \dots + x_{nn} + D_n &= X_n \end{aligned} \quad [6.33]$$

sistema de ecuaciones en principio irresoluble por el número de incógnitas, pero que mediante la adopción por Leontief de las hipótesis citadas, especialmente la de proporcionalidad, conduce a la elaboración del modelo input-output.

La referida hipótesis de proporcionalidad, considera que las relaciones existentes entre los recursos y empleos de la tabla de demanda intermedia (las correspondientes a las unidades de producción) vienen dadas por funciones de producción, lineales y de término independiente nulo (del tipo  $y = ax$ ), de donde:

$$x_{ij} = a_{ij} X_j \Rightarrow a_{ij} = \frac{x_{ij}}{X_j} \quad [6.34]$$

$a_{ij}$  es el *coeficiente técnico de producción*, que es la cantidad de producto de la rama  $F$  necesaria para obtener una unidad de producto de la rama  $j$ . La rama  $j$  emplea pues el recurso suministrado por la rama  $F$ , en una cantidad siempre rigurosamente proporcional a su propia producción  $X_j$ , es decir, que la rama  $F$  va a demandar de la rama  $j$  según el nivel de producción de la rama  $j$  y generalizando, se puede decir que todos los recursos procedentes de las ramas varían proporcionalmente con la cantidad de producto.





$$\begin{bmatrix} 1 - a_{11} & -a_{12} & \dots & -a_{1n} \\ -a_{21} & 1 - a_{22} & \dots & -a_{2n} \\ & & \dots & \\ -a_{n1} & -a_{n2} & \dots & 1 - a_{nn} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} X_1 \\ X_2 \\ \dots \\ X_n \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} D_1 \\ D_2 \\ \dots \\ D_n \end{bmatrix} \quad [6.37]$$

y que en forma matricial reducida se expresa mediante las notaciones

$$(I - A)X = D \quad [6.38]$$

donde  $I$  es la matriz unidad. Premultiplicando ambos miembros de la expresión por la matriz inversa  $(I-A)^{-1}$  se obtiene

$$(I - A)^{-1}(I - A)X = (I - A)^{-1}D \quad [6.39]$$

como el producto de una matriz por su inversa es igual a la matriz identidad, resulta que

$$X = (I - A)^{-1}D \quad [6.40]$$

Ecuación fundamental del *modelo vertical input-output* o *modelo de Leontief*, que expresa la producción en función de la matriz inversa  $(I-A)^{-1}$  y la Demanda final, considerándola neta de transferencias e importaciones.

La matriz  $(I-A)^{-1}$  se conoce como *matriz inversa de Leontief* y es de gran importancia en el análisis input-output, dado el carácter exógeno de los elementos de la demanda final, es decir, que influyen en el modelo pero no se ven influidos por él; entonces siempre puede obtenerse el valor de la producción para cada valor de esta, dada la matriz  $A$ . Desde el punto de vista dinámico, si se añade la hipótesis de que los coeficientes técnicos sean estables en el tiempo (hipótesis cada vez más incierta dada la aceleración del progreso tecnológico) entonces puede hallarse la producción en períodos distintos a los de elaboración de la tabla. En efecto, si se conoce la matriz inversa partiendo de una tabla input-output y las demandas finales son fijadas a partir de las expectativas empresariales, de las previsiones de la demanda, de los objetivos de la política económica del país, de la coyuntura internacional, etc., se pueden estimar los outputs totales o producciones necesarias para atender esas demandas finales previstas, así como la distribución de sus componentes (y por tanto su incidencia) entre todas las

ramas de actividad, mediante la matriz de coeficientes técnicos, que actuando a la inversa ( $x_{ij} = a_{ij}X_j$ ) va a permitir conocer no sólo cómo afecta un objetivo de incremento de la Demanda final al output total ( $X$ ) de la rama correspondiente, sino que partiendo de la matriz de coeficientes técnicos ( $A$ ) se puede también estimar su incidencia en el resto de las ramas de la economía.

Además, si en lugar de tomar el Total de los empleos finales, se toman los distintos componentes de la Demanda final: Consumo, Formación Bruta de capital y Exportaciones, se podrá conocer la producción ligada a cada uno de ellos o, en un ejercicio de carácter prospectivo, la variación de la producción ante variaciones en algunos de los empleos finales.

Es necesario concluir este apartado haciendo especial énfasis en distinguir de nuevo la tabla del modelo. Mientras que, como se ha expuesto, la tabla es una descripción estadística de los flujos reales acaecidos en una economía en un período, el modelo pretende explicar las causas de los niveles alcanzados en la producción mediante las variables exógenas, suponiendo que los coeficientes estructurales permanecen invariables. Es decir, es un registro *posterior* a lo acaecido en un sistema económico, mientras que el modelo es una fundamentación teórica *anterior* de su evolución a medio plazo (bajo determinadas hipótesis).

### ***Principales aplicaciones del análisis input-output.***

Conociendo ya el análisis input-output en sus elementos integrantes, la tabla y el modelo, enumeramos brevemente sus aplicaciones más destacadas clasificándolas en tres grupos:

#### 1. *Información estadística.* Merecen destacarse:

- a) La tabla es un elemento fundamental en la estadística económica, pues al estudiar al detalle los recursos y empleos de las operaciones de bienes y servicios y de distribución entre las distintas unidades de producción, posibilita la revisión y actualización del sistema de cuentas así como la mejora de procedimientos y bases estructurales empleados para calcular los distintos agregados y desarrollar series temporales. Tablas y cuentas de sectores constituyen un todo integrado en el que bajo perspectivas diferentes (funcional e institucional) se describe un sistema económico de forma detallada. La elaboración de la TIO contribuye a mejorar y potenciar las fuentes estadísticas y los procedimientos de cálculo de agregados, pudiendo servir para orientar las

actuaciones futuras hacia aquellos campos que se revelan como más carentes de información.

- b) La tabla como parte integrante del sistema de cuentas, permite relacionar la teoría de la realidad económica, mediante criterios y definiciones que posibilitan la medición de los flujos económicos reales y su integración en un marco contable coherente, inteligible y adaptado a las necesidades del análisis estructural, de la previsión y de la política económica.

2. *Análisis estructural*. En él cabe incluir:

- a) La tabla es en principio, un registro contable de lo sucedido en una economía durante un período, generalmente anual, y por ello es muy útil como instrumento explicativo en el análisis de la realidad económica.
- b) La realización de análisis particularizados por ramas, de la estructura de costes y de la distribución de la producción de las mismas.
- c) Determinación de la posición funcional de una rama respecto a la economía nacional en su conjunto y en relación con las demás ramas. La obtención de los coeficientes técnicos, además de su significación intrínseca, permite establecer comparaciones entre ramas o incluso entre tablas pertenecientes a sistemas de cuentas distintos.
- d) Comparaciones intertemporales entre tablas de diferentes años referidas a un mismo país y comparaciones interterritoriales entre países y regiones siempre que coincidan las metodologías y los períodos cronológicos. En su ausencia cabe recurrir, como antes se ha citado, a los coeficientes técnicos.
- e) Análisis regionales, mediante la elaboración de tablas de flujos intra e interregionales, a ser posible relacionadas con la tabla nacional.

3. *Previsión y política económica*. Pueden enumerarse:

- a) la TIO es un instrumento de gran valor para realizar predicciones, de hecho, son las posibilidades analíticas de la tabla las que le confieren una mayor relevancia, al incorporarse en los esquemas de planificación de la política económica.
- b) El análisis de las modificaciones intersectoriales (entre ramas) precisas, para alcanzar los objetivos de los sectores de demanda final. La base de este análisis es el modelo de Leontief y esta es su aplicación más destacada en materia de

planificación, lo cual exige contar con tablas actuales, para evitar los inconvenientes de la obsolescencia tecnológica de la matriz de coeficientes técnicos de producción.

- c) La realización de análisis de precios para determinar el efecto que la variación de los precios de algunos inputs (materias primas, recursos energéticos, mano de obra, importaciones por la variación del tipo de cambio, etc.) puede tener en las ramas afectadas y en el conjunto del sistema.

### **6.3.3. Formalización de los impactos regionales del sector pesquero**

De acuerdo con lo indicado en la metodología dos son las herramientas que van a permitir determinar los multiplicadores y efectos del sector pesquero: La Tabla Input Output del sistema económico analizado y el vector de consumo del sector pesquero que debe estimarse. La TIO que se utilizará será la última disponible. La estabilidad de los coeficientes técnicos de la matriz interindustrial permite utilizar la TIO en el largo plazo. En tal sentido, formalizaremos el proceso de obtención del vector de consumo e inversión del sector y las expresiones matemáticas de los impactos tanto en la producción interior (sólo la efectuada por empresas residentes) como en la global (además de la interior se tienen en cuenta importaciones).

#### **A) Los vectores de consumo e inversión del sector pesquero extractivo**

Como se ha indicado, se trata del segundo instrumento que junto con la TIO permite determinar los impactos de la demanda. La determinación del vector de consumo e inversión del sector pesquero extractivo se ha efectuando siguiendo diferentes fases:

1ª) Elaboración de una encuesta al Sector pesquero extractivo.

2ª) Determinación del consumo e inversión del sector pesquero extractivo por conceptos de consumo. Se estimará el gasto para cada uno de los subsectores extractivos estableciendo la estructura de los mismos por conceptos de consumo.

3ª) Determinación del vector de consumo neto del sector pesquero extractivo por sectores económicos.

La determinación del consumo total neto del sector pesquero extractivo se efectuara imputando el gasto por conceptos de consumo a los sectores de la TIO de acuerdo con las correspondencias CNAE (Clasificación Nacional de Actividades Económicas) y PROCOME (Productos de Consumo al Menor).

Las fugas iniciales se calcularán, en primer lugar estableciendo una relación, para cada uno de los 10 sectores, entre la importación de productos equivalentes y la demanda final.

4ª) Determinación de los coeficientes interiores de la demanda del sector pesquero extractivo.

Los coeficientes se determinarán dividiendo, para cada sector económico, el consumo de sector pesquero extractivo neto de fugas iniciales entre el consumo total del sector pesquero extractivo. Dichos coeficientes definen el vector que determina los efectos directos sobre la producción.

Realmente, si no existiesen fugas iniciales todo el consumo del sector pesquero extractivo sería producción directa del sector pesquero extractivo.

## **B) Multiplicadores y efectos del sector pesquero extractivo**

En primer lugar nos referimos a los multiplicadores y efectos que se determinarán considerando únicamente los inputs suministrados por las empresas residentes. Los así denominados multiplicadores interiores, al margen de consideraciones tecnológicas, son los que permiten evaluar las repercusiones efectivas que tendría un incremento de la demanda del sector pesquero sobre el sistema productivo interior. En tal sentido, las importaciones de consumos intermedios realizadas por las empresas de Cantabria funcionan como fugas del efecto multiplicador.

Parece oportuno diferenciar entre los efectos sobre la producción y cualquier otra magnitud.

Los efectos directos sobre la producción vienen definidos por el propio vector de consumo del sector pesquero extractivo  $[T^*]$ . Consumo neto de sector pesquero extractivo es sinónimo de producción interior directa.

Los efectos totales sobre la producción se han calculado multiplicando los directos por la inversa de Leontief  $[I-A]^{-1}[T^*]$ . Los efectos indirectos se han determinado por diferencia entre anteriores.

Los efectos directos sobre las macromagnitudes indicadas se determinarán multiplicando la matriz de coeficientes de cada una de ellas por el vector de consumo del sector pesquero extractivo neto. Por ejemplo  $[VAB^*][T^*]$  define el impacto directo del consumo del sector pesquero extractivo sobre el Valor Añadido Bruto.

Los efectos totales se determinarán multiplicando los directos por la inversa de Leontief. Por ejemplo  $[VAB^*][I-A]^{-1}[T^*]$  define el impacto total del consumo del sector pesquero extractivo sobre el valor añadido bruto. En cuanto a los efectos indirectos se han determinado por diferencia entre totales y directos.

Se determinarán multiplicadores y efectos en valores absolutos para la Producción, Valor Añadido Bruto (VAB), Excedente Bruto de Explotación (EBE), Remuneración de Asalariados (RA) y Empleo.

En segundo lugar determinaremos los multiplicadores y efectos globales que, a diferencia de los interiores, consideran los requerimientos totales de consumos intermedios (tanto los suministrados por empresas residentes como los importados). La estructura de impactos sobre los diferentes macromagnitudes es similar a la expuesta para la producción interior.

El único aspecto que cambia es la inversa de Leontief  $[I-A]^{-1}$  que determina los efectos totales y, como se ha indicado, dicha magnitud se determina a partir de los consumos intermedios totales. En tal sentido los efectos directos son los mismos que en el caso de los multiplicadores interiores. Por tanto únicamente haremos referencia a los efectos totales e indirectos.

## 6.4. Análisis de desigualdad del sector pesquero

El objetivo del presente epígrafe es formalizar una serie de índices de concentración (desigualdad) para determinadas variables del sector pesquero, que permitan efectuar análisis intrarregionales e interregionales en lo referente a la evolución de la desigualdad. En definitiva, poder conocer en un período determinado si la variable analizada tiende a una distribución más homogénea, o por el contrario se incrementa la desigualdad. Para ello nos hemos guiado principalmente de los trabajos de Lindbexk (1975); Atkinson (1981); Singh (1981); Meade (1982); Standing (1990); Roberti (1992); Cuadrado (1995); Sen (1995); Ricó (1996); Mankiw (1998); y Ochando (1999).

Con tal finalidad, en primer lugar, nos aproximamos a los conceptos que incorporan la distribución de Lorentz y el índice Gini. Posteriormente, para el análisis de desigualdad del sector pesquero hemos formalizado dos tipos de índices: los tecnológicos y los de productividad. Los primeros nos van a permitir conocer el grado de desigualdad de algunas características técnicas de las flotas analizadas, mientras que los segundos van a cuantificar el grado de desigualdad existente en la eficiencia técnica y económica de dichas flotas. Los índices se han formalizado de acuerdo con los datos habitualmente disponibles. En tal sentido, las variables que se van a utilizar para establecer relaciones y construir los índices son, para diferentes ámbitos espaciales y temporales: n° buques, TRB, KW, Pescadores, Tm pesca desembarcada, Valor pesca desembarcada.

### 6.4.1. Una aproximación a la curva de Lorentz y al índice de Gini

En economía es frecuente el estudio de magnitudes cuyo valor global se distribuye entre el total de componentes de una población. En dichos casos, suele resultar interesante conocer cómo se distribuye entre sus perceptores la variable considerada. Con tal finalidad, utilizaremos para el análisis del sector pesquero medidas de concentración, que indican si la magnitud total se encuentra repartida igualitariamente o por el contrario existen desequilibrios en su reparto.

Las medidas de concentración tratan de poner de relieve el mayor o menor grado de igualdad en el reparto del total de los valores de una variable entre una población, son por tanto indicadores del grado de distribución de la variable. Denominamos



concentración a la mayor o menor equidad en el reparto de la suma total de los valores de la variable considerada (toneladas de pesca desembarcada, TRB, etc.).

Estos índices, que sintetizan en una cifra el desequilibrio global existente en una población, proporcionan información sumamente útil en los análisis económicos, al cuantificar el nivel de concentración de la variable que en cada caso examinemos.

Si partimos de una situación específica, donde pretendemos analizar la concentración existente en el reparto de la masa total de una magnitud  $X$  que, por ejemplo denominamos “Toneladas desembarcas”, parece como primera medida apropiado examinar la distribución de dicha variable.

A partir de la variable cuyos valores, una vez ordenados en sentido creciente, vienen representados por el par  $(X_i, n_i)$  es posible construir para cualquier  $F = 1, 2, \dots, K$  los ratios  $p_i = N_i/N$  y  $q_i = A_i/A_k$ , donde  $A_i = \sum_{j=1}^i x_j$  son las Toneladas desembarcadas acumuladas por los  $N_i$  primeros pescadores y  $A_k = \sum_{j=1}^k x_j$  representa la masa total de toneladas desembarcadas.

El primero de los cocientes ( $p_i$ ) recoge la proporción que los  $N_i$  individuos menos “eficientes” representan sobre el total de individuos ( $N$ ), mientras que el segundo ( $q_i$ ) puede ser interpretado como la participación que este grupo de individuos tiene en el total de las toneladas desembarcadas.

Resulta evidente que la cuota de toneladas desembarcadas,  $q_i$  correspondiente a la proporción  $p_i$  de individuos menos “eficientes” nunca superará el valor  $p_i$ . Además, las diferencias entre ambas proporciones nos indicarán en qué medida nos estamos alejando del reparto igualitario en la distribución de las toneladas desembarcadas.

Una situación de equidistribución llevaría asociados valores  $p_i = q_i$  para cualquier  $F=1, \dots, K$ . Su representación gráfica en un sistema de ejes cartesianos vendrá dada por la diagonal del cuadrado de lado unidad, que recibe el nombre de recta de equidistribución.

No obstante, en general se tienen proporciones de individuos  $p_i$  a las que corresponde una proporción inferior de toneladas desembarcadas  $q_i$ , de modo que la representación gráfica de ambos ratios da lugar a una serie de puntos situados por debajo de la diagonal anterior. La línea poligonal que une estos puntos (aproximación de la curva resultante en caso continuo) es la representación conocida como Curva de Lorenz, tal y como se muestra en la Figura 6.1.

La curva se encuentra tanto más alejada de la diagonal cuanto mayores sean las diferencias  $p_i - q_i$ , llegándose a la situación extrema (desigualdad máxima) cuando las toneladas desembarcadas se concentran en un único individuo. En este caso se tendría  $x_1 = x_2 = \dots = x_{N-1} = 0$  y  $q_i = 0$  para  $F=1, \dots, N-1$ , viniendo en consecuencia la curva de Lorenz aproximada por OA y AB.

Además de representar las situaciones distributivas, la curva de Lorenz permite construir una medida sintética del nivel de desigualdad basada en las diferencias  $p_i - q_i$ . Dado que en cualquier caso se cumple  $p_k = q_k$  (el total de toneladas desembarcadas se encuentra repartido en el total de componentes de la población estudiada), para resumir la situación el sumatorio de diferencias abarcará hasta  $K-1$ .

La obtención de una medida relativa de la concentración exige dividir la expresión anterior entre el máximo valor que ésta puede alcanzar,  $\sum_{i=1}^{k-1} p_i$ . El coeficiente así obtenido es el conocido como índice de concentración o desigualdad de Gini, dado por la expresión:

$$I_L = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} (p_i - q_i)}{\sum_{i=1}^{k-1} p_i} \quad [6.41]$$

Se trata de una medida de la desviación en la curva de Lorenz con respecto a la diagonal de igualdad o línea de equidistribución y adopta valores comprendidos entre 0 (máxima igualdad) y 1 (máxima desigualdad).

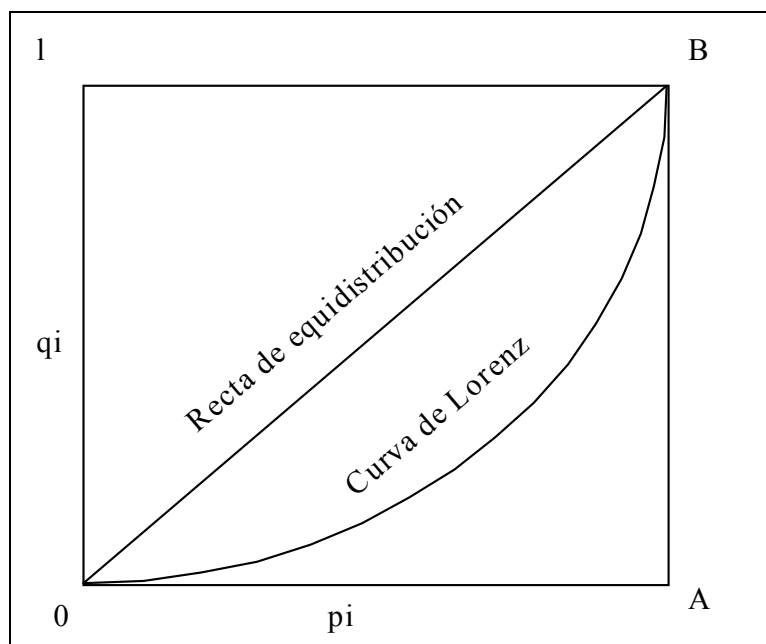


Figura 6. 1: Curva de Lorenz

Fuente: Elaboración propia

Las variables que se utilizarán en la construcción de los índices GINI de desigualdad se indican en la Tabla 6.3 y serán motivo de especificación para cada ámbito espacial analizado en el epígrafe correspondiente.

Tabla 6.3: Variables utilizadas en la construcción de los índices de desigualdad

Flotas	Nb (N° buques)	TRB	KW	NT (N° Tripulantes)	TM (TM desemb.)	VTM (Valor TM)
1	$Nb_1$	$TRB_1$	$KW_1$	$NT$	$TM_1$	$VTM_1$
...	...	...	...	...	...	...
F	$Nb_F$	$TRB_F$	$KW_F$	$NT_F$	$TM_F$	$VTM_F$
...	...	...	...	...	...	...
K	$Nb_K$	$TRB_K$	$KW_K$	$NT_K$	$TM_K$	$VTM_K$
Total	$\sum_{F=1}^K Nb_F$	$\sum_{F=1}^K TRB_F$	$\sum_{F=1}^K KW_F$	$\sum_{F=1}^K NT_F$	$\sum_{F=1}^K TM_F$	$\sum_{F=1}^K VTM_F$

Fuente: Elaboración propia

En cada uno de los siguientes apartados formalizaremos en primer lugar la relación planteada y seguidamente el índice de Gini correspondiente a dicha relación.

### 6.4.2. Indicadores tecnológicos

Este tipo de indicadores nos permitirá conocer el grado de desigualdad de determinados aspectos técnicos de las flotas como su tamaño medio, la tripulación media, etc. Asimismo podemos determinar la jerarquía en la que se encuentran distribuidas las distintas flotas con respecto a los valores medios de la relación.

- **Tamaño medio**

La expresión mediante la que podemos determinar la dimensión o tamaño medio del buque perteneciente a una flota es la siguiente:

$$Dm_F = \left[ \frac{TRB_F}{Nb_F} \right] \tag{6.42}$$

donde:

$Dm_F =$  Dimensión media del buque de la flota  $F$

$TRB_F =$  N° de TRB de la flota  $F$

$Nb_F =$  N° de buques de la flota  $F$

El índice de Gini  $IGDm_t$ , que mide la desigualdad en el tamaño existente en el conjunto de las  $K$  flotas analizadas en un período determinado  $t$ , puede expresarse de la siguiente manera:

$$IGDm_t = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} \left[ \frac{\sum_{F=1}^i Nb_F}{K} - \frac{\sum_{F=1}^i TRB_F}{K} \right]}{\sum_{i=1}^{K-1} \frac{\sum_{F=1}^i Nb_F}{K}} \quad [6.43]$$

- **Potencia media**

La expresión que nos permite determinar la potencia media del buque perteneciente a una flota es la siguiente:

$$Pm_F = \left[ \frac{Kw_F}{Nb_F} \right] \quad [6.44]$$

donde:

$Pm_F =$  Dimensión media del buque de la flota  $F$

$Kw_F =$  N° de  $KW$  de la flota  $F$

$Nb_F =$  N° de buques de la flota  $F$

El índice de Gini  $IGPm_t$ , que mide la desigualdad en la potencia media existente en el conjunto de flotas analizadas en un período determinado  $t$ , puede expresarse de la siguiente manera:

$$IGPm_t = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} \left[ \frac{\sum_{F=1}^i Nb_F}{\sum_{F=1}^K Nb_F} - \frac{\sum_{F=1}^i KW_F}{\sum_{F=1}^K KW_F} \right]}{\sum_{i=1}^{K-1} \frac{\sum_{F=1}^i Nb_F}{\sum_{F=1}^K Nb_F}} \quad [6.45]$$

- **Relación tecnológica: Kw/TRB**

El interés por relacionar la potencia con el tamaño del buque nos ha llevado a determinar la distribución de la misma en las TRB de flota mediante la siguiente expresión:

$$RT(Kw/TRB)_F = \left[ \frac{Kw_F}{TRB_F} \right] \quad [6.46]$$

donde:

$RT(Kw/TRB)_F$  = Relación tecnológica media (Kw/TRB) del buque de la flota  $F$

$Kw_F$  = N° de Kw de la flota  $F$

$TRB_F$  = N° de TRB de la flota  $F$

El índice de Gini  $IGRT(Kw/TRB)_t$ , que mide la desigualdad en la relación tecnológica Kw/TRB existente en el conjunto de flotas analizadas en un período determinado  $t$ , puede expresarse de la siguiente manera:

$$IGRT(KW/TRB)_t = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} \left[ \frac{\sum_{F=1}^i NTRB_F}{\sum_{F=1}^K NTRB_F} - \frac{\sum_{F=1}^i KW_F}{\sum_{F=1}^K KW_F} \right]}{\sum_{i=1}^{K-1} \frac{\sum_{F=1}^i NTRB_F}{\sum_{F=1}^K NTRB_F}} \quad [6.47]$$

- **Tripulación media**

La relación que permite determinar la tripulación media, se ha establecido de la siguiente manera:

$$Em_F = \left[ \frac{NT_F}{Nb_F} \right] \quad [6.48]$$

donde:

$Em_F$  = Tripulación media de la flota  $F$

$NT_F$  = N° de tripulantes de la flota  $F$

$Nb_F$  = N° de buques de la flota  $F$

El tamaño de la tripulación media depende de la dimensión del buque medio, las modalidades de pesca y el nivel de adelantos tecnológicos que incorpora la flota. La tripulación del buque se relaciona directamente con su tamaño e inversamente con la tecnología.

El índice de Gini ( $IGEm_t$ ) que mide la desigualdad en la tripulación media existente en el conjunto de flotas analizadas en un período determinado  $t$ , puede expresarse de la siguiente manera:

$$IGEm_t = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} \left[ \frac{\sum_{F=1}^i Nb_F}{\sum_{F=1}^K Nb_F} - \frac{\sum_{F=1}^i NT_F}{\sum_{F=1}^K NT_F} \right]}{\sum_{i=1}^{K-1} \frac{\sum_{F=1}^i Nb_F}{\sum_{F=1}^K Nb_F}} \quad [6.49]$$

- **Relación tecnológica: TRB/pescador**

Para la determinación de las TRB por pescador se ha establecido de la siguiente expresión:

$$RT(TRB / NT)_F = \left[ \frac{TRB_F}{NT_F} \right] \quad [6.50]$$

donde:

$RT(TRB / NT)_F$  = Relación tecnológica media (TRB/NT) de la flota F

$TRB_F$  = N° de TRB de la flota F

$NT_F$  = N° de tripulantes de la flota F

El índice de Gini  $IGRT(TRB / NT)_t$ , que mide la desigualdad en la relación tecnológica (TRB/NT) existente en el conjunto de flotas analizadas en un período determinado t, puede expresarse de la siguiente manera:

$$IGRT(TRB / NT)_t = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} \left[ \frac{\sum_{F=1}^i NT_F}{\sum_{F=1}^K NT_F} - \frac{\sum_{F=1}^i TRB_F}{\sum_{F=1}^K TRB_F} \right]}{\sum_{i=1}^{K-1} \frac{\sum_{F=1}^i NT_F}{\sum_{F=1}^K NT_F}} \quad [6.51]$$

- **Relación tecnológica: Capital/Trabajo**

La relación Capital Trabajo de una flota se ha determinado de la siguiente manera:

$$K/T_F = \left[ \frac{KW_F}{NT_F} \right] \quad [6.52]$$

donde:

$K/T_F$  = Relación capital trabajo de la flota  $F$

$KW_F$  = N° de  $Kw$  de la flota  $F$

$NT_F$  = N° de tripulantes de la flota  $F$

El índice de Gini  $IGRT(K/T)_t$ , que mide la desigualdad en la relación  $K/T$  existente en el conjunto de flotas analizadas en un período determinado  $t$  puede expresarse de la siguiente manera:

$$IGRT(K/T)_t = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} \left[ \frac{\sum_{F=1}^i NT_F}{\sum_{F=1}^K NT_F} - \frac{\sum_{F=1}^i KW_F}{\sum_{F=1}^K KW_F} \right]}{\sum_{i=1}^{K-1} \frac{\sum_{F=1}^i NT_F}{\sum_{F=1}^K NT_F}} \quad [6.53]$$

### 6.4.3. Indicadores de productividad

Los indicadores analizados en el siguiente epígrafe nos van a permitir conocer aspectos de la eficiencia técnica y económica, tanto de los buques como de los pescadores que la integran.



- **Eficiencia técnica de los buques.**

La expresión mediante la que puede determinarse la eficiencia técnica de una flota es la siguiente:

$$ETFm_F = \left[ \frac{TM_F}{Nb_F} \right] \quad [6.54]$$

donde:

$ETFm_F$  = Eficiencia técnica media de la flota  $F$

$TM_F$  = Tm de pesca desembarcadas por la flota  $F$

$Nb_F$  = N° de buques de la flota  $F$

El índice de Gini  $IGET_t$ , que mide la desigualdad en la eficiencia técnica existente en el conjunto de flotas analizadas en un período determinado  $t$ , puede expresarse de la siguiente manera:

$$IGET_t = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} \left[ \frac{\sum_{F=1}^i Nb_F}{\sum_{F=1}^K Nb_F} - \frac{\sum_{F=1}^i TM_F}{\sum_{F=1}^K TM_F} \right]}{\sum_{i=1}^{K-1} \frac{\sum_{F=1}^i Nb_F}{\sum_{F=1}^K Nb_F}} \quad [6.55]$$

- **Relación de eficiencia técnica: Pesca/TRB**

Para analizar la relación entre eficiencia y tamaño de los buques planteamos la siguiente expresión:

$$RET(TM / TRB)_F = \left[ \frac{TM_F}{TRB_F} \right] \quad [6.56]$$

donde:

$RET(TM/TRB)_F =$  Relación de Eficiencia técnica (TM/TRB) media de la flota F

$TM_F =$  Tm de pesca desembarcadas por la flota F

$TRB_F =$  N° de TRB de la flota F

El índice de Gini  $IGRET(TM / TRB)_t$ , que mide la desigualdad en la relación de eficiencia técnica TM/TRB existente en el conjunto de flotas analizadas en un período determinado t, puede expresarse de la siguiente manera:

$$IGRET(TM / TRB)_t = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} \left[ \frac{\sum_{F=1}^i NTRB_F}{K} - \frac{\sum_{F=1}^i TM_F}{\sum_{F=1}^i TM_F} \right]}{\sum_{i=1}^{K-1} \frac{\sum_{F=1}^i NTRB_F}{K}} \quad [6.57]$$

- **Eficiencia Técnica de los pescadores**

La determinación de la eficiente técnica de los pescadores puede establecerse mediante la siguiente expresión:

$$ETTm_F = \left[ \frac{TM_F}{NT_F} \right] \quad [6.58]$$

donde:

$ETTm_F =$  Eficiencia técnica de los tripulantes de la flota F

$TM_F =$  Tm de pesca desembarcadas por la flota F

$NT_F =$  N° de tripulantes de la flota F

El índice de Gini  $IGET_t^{NT}$ , que mide la desigualdad en la eficiencia técnica de los pescadores existente en el conjunto de flotas analizadas en un período determinado  $t$ , puede expresarse de la siguiente manera:

$$IGET_t^{NT} = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} \left[ \frac{\sum_{F=1}^i NT_F}{K} - \frac{\sum_{F=1}^i TM_F}{K} \right]}{\sum_{F=1}^K \frac{\sum_{F=1}^i NT_F}{K}} \quad [6.59]$$

- **Eficiencia Económica de los buques**

La expresión mediante la que podemos estimar la eficiencia económica de una flota es la siguiente:

$$EEF(buques)m_F = \left[ \frac{VTM_F}{Nb_F} \right] \quad [6.60]$$

donde:

$EEF(buques)m_F$  = Eficiencia económica media de la flota  $F$

$VTM_F$  = Valor de la pesca desembarcada por la flota  $F$

$Nb_F$  = N° de buques de la flota  $F$

El índice de Gini  $IGEET_t^{Nb}$ , que mide la desigualdad en eficiencia económica de los buques existente en el conjunto de flotas analizadas en un período determinado  $t$ , puede expresarse de la siguiente manera:

$$IGEET_t^{Nb} = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} \left[ \frac{\sum_{F=1}^i Nb_F}{K} - \frac{\sum_{F=1}^i VTM_F}{\sum_{F=1}^K VTM_F} \right]}{\sum_{i=1}^{K-1} \frac{\sum_{F=1}^i Nb_F}{K}} \quad [6.61]$$

- **Relación de eficiencia económica: Valor pesca/TRB**

Con el fin de relacionar la eficiencia económica con la dimensión de los pesqueros se ha elaborado la siguiente expresión:

$$REE(VTM / TRB)m_F = \left[ \frac{VTM_F}{TRB_F} \right] \quad [6.62]$$

donde:

$REE(VTM/TRB)m_F$  = Relación de Eficiencia económica(VTM/TRB) de la flota  $F$

$VTM_F$  = Valor de la pesca desembarcada por la flota  $F$

$TRB_F$  = N° de buques de la flota  $F$

El índice de Gini  $IGREE(VTM / TRB)_i$ , que mide la desigualdad en el tamaño medio existente en el conjunto de flotas analizadas en un período determinado  $t$  puede expresarse de la siguiente manera:

$$IGREE(VTM / TRB)_t = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} \left[ \frac{\sum_{F=1}^i NTRB_F}{\sum_{F=1}^K NTRB_F} - \frac{\sum_{F=1}^i VTM_F}{\sum_{F=1}^K VTM_F} \right]}{\sum_{i=1}^{K-1} \frac{\sum_{F=1}^i NTRB_F}{\sum_{F=1}^K NTRB_F}} \quad [6.63]$$

- **Eficiencia Económica de los pescadores**

Para determinar la eficiencia económica de los pescadores hemos construido el siguiente índice:

$$EETm_F = \left[ \frac{VTM_F}{NT_F} \right] \quad [6.64]$$

donde:

$EETm_F$  = Eficiencia económica media del pescador de la flota  $F$

$VTM_F$  = Valor de la pesca desembarcada por la flota  $F$

$NT_F$  = N° de tripulantes de la flota  $F$

El índice de Gini  $IGEEF_t^{NT}$ , que mide la desigualdad en la eficiencia económica de los pescadores existente en el conjunto de flotas analizadas en un período determinado  $t$ , puede expresarse de la siguiente manera:

$$IGEEF_t^{NT} = \frac{\sum_{i=1}^{k-1} \left[ \frac{\sum_{F=1}^i NT_F}{\sum_{F=1}^K NT_F} - \frac{\sum_{F=1}^i VTM_F}{\sum_{F=1}^K VTM_F} \right]}{\sum_{i=1}^{K-1} \frac{\sum_{F=1}^i NT_F}{\sum_{F=1}^K NT_F}} \quad [6.65]$$



## ***CAPÍTULO 7***

# ***MODELOS DE PRODUCCIÓN PESQUERA A CORTO PLAZO DE CANTABRIA***

### **Introducción**

**Determinación del esfuerzo pesquero y la producción de la flota de arrastre de Cantabria**

**Modelos de producción pesquera ETRB a corto plazo de Cantabria**

**Modelos de producción pesquera EKW a corto plazo de Cantabria**

**Apéndice 7.1: Formulario de recogida de datos sobre Esfuerzo y Capturas**

**Apéndice 7.2: Estimación de los modelos de producción tipo ETRB**

**Apéndice 7.3: Estimación de los modelos de producción tipo EKW**





## ***7. MODELOS DE PRODUCCIÓN PESQUERA A CORTO PLAZO DE CANTABRIA***

### **7.1. Introducción**

En el presente capítulo aplicamos los modelos de producción pesquera regional sostenible a corto plazo, formalizados en el capítulo 6 en las expresiones 6.7 y 6.8, a la flota de arrastre de litoral de Cantabria. Para la estimación de los de los indicados modelos ha sido preciso conocer las variables producción y esfuerzo.

La producción se ha determinado a partir de los desembarcos efectuados en cada una de las salidas que han realizado los barcos.

Tanto la producción (desembarcos) como el esfuerzo se han determinado mediante un proceso de encuestación que se ha desarrollado a lo largo de un dilatado período (2002 y 2003). Se han utilizado dos tipos de unidades de capacidad (TRB y KW) y tres niveles de actividad, propios de la flota de arrastre indicada.

Finalmente presentamos los resultados de la estimación de los modelos en dos grandes bloques diferenciados. En primer lugar, los modelos de producción pesquera a corto plazo que hemos denominado ETRB, por utilizar como medida de la capacidad los TRB. En segundo lugar, los del tipo EKW por utilizar la potencia. En todos los casos se aplican a los tres niveles de actividad aludidos.

Por último, indicar que los ajustes a las transformaciones logarítmicas de las variables originales se han realizado con el fin de poder realizar un análisis en términos porcentuales, más apropiado para poder articular medidas de control del esfuerzo.

### **7.2. Determinación del esfuerzo pesquero y la producción de la flota de arrastre Cantabria**

Pretendemos en esta fase del trabajo indicar cómo se han determinado los vectores de esfuerzo y capturas que se han empleado en la posterior construcción de los modelos de producción.

En cuanto al diseño muestral, indicar que el universo a investigar está configurado por el subsector de la flota pesquera de Cantabria denominado “arrastre de litoral”. Dicha flota está compuesta por tres unidades que hemos denominado buques tipo A, B y C. Su pequeño tamaño nos permite analizar toda la población. Las características técnicas que, a efectos del presente análisis, nos interesan de dichos buques son las siguientes: el buque tipo A tiene un arqueado de 115 TRB y 320 Kw de potencia; el buque tipo B 138 TRB y 600 Kw; mientras que el buque tipo C dispone de 144 TRB y una potencia de 380 Kw.

En lo referente a la formalización del cuestionario, su finalidad no es otra que la de disponer de la información necesaria sobre esfuerzo y capturas realizadas por cada pesquero. En tal sentido, aplicando las expresiones 6.17 y 6.18, formalizadas en el capítulo 6, a la flota de arrastre litoral de Cantabria a analizar, en función de los tres niveles de actividad que realizan, obtenemos las expresiones del esfuerzo pesquero específicas, que se indican a continuación:

$$EF(TRB)_t = 10^{-3} \sum_{b=1}^m \left[ TRB_b \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^s A_i S_j \right] \quad [7.1]$$

$$EF(KW)_t = 10^{-3} \sum_{b=1}^m \left[ KW_b \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^s A_i S_j \right] \quad [7.2]$$

donde  $m$  es el número de buques (en nuestro caso tres),  $n$  el tipo de actividad que desarrollan (tres, puesto que hemos definido tres niveles de actividad) y  $s$  el número de salidas.

¿Qué necesidades de información tenemos de acuerdo a lo indicado en las anteriores expresiones?. Las unidades de capacidad de cada barco (TRB o Kw) que se utilizan son conocidas. Por ello la información que precisamos para conocer el esfuerzo es la determinante de la actividad. En tal sentido en el cuestionario se formalizaron una serie de preguntas encaminadas a disponer de toda la información necesaria sobre actividad en cada una de las salidas efectuadas.

En cuanto a la información sobre capturas, el cuestionario recoge las cantidades desembarcadas en cada viaje. En general, se trata de un cuestionario cerrado, aunque se plantea una pregunta abierta sobre acontecimientos que puedan influir en la actividad.

En lo referente a la recogida y procesamiento de la información, indicar que los buques disponían de formularios a rellenar en cada salida. La información se fue recogiendo con periodicidad mensual durante los años 2003 y 2004. Se rellenaron un total de 493 formularios correspondientes al total de desembarcos efectuados por los tres barcos. Los datos se procesaron mediante diversos módulos del programa ACCESS de Microsoft.

En cuanto a los resultados obtenidos, se observó que los buques hacían tres tipos de salidas a la mar en función de los caladeros a los que se dirigían. Cuando iban a caladeros cercanos las salidas eran de uno o dos días, mientras que si se dirigían a caladeros alejados, el tiempo en mar era de cinco días. Estos tres tipos de salidas nos llevó a establecer tres niveles de actividad.

- Nivel 1. Salidas de un día, que descontando el tiempo de ir y volver al caladero, suponen un tiempo real de actividad de unas 12 horas, que denotaremos por  $A_1$ .
- Nivel 2. Salidas de dos días, que al igual que en el caso anterior, descontando el tiempo de ir y volver al caladero más el de inactividad del buque, el tiempo efectivo de pesca es de unas 24 horas ( $A_2$ ).
- Nivel 3. Cuando los buques se dirigen a caladero alejados, el tiempo de estancia en la mar se prolonga hasta cinco días, de los que sólo se considera como tiempo real de pesca de unas 48 horas ( $A_3$ ).

Del total de los 493 desembarcos analizados, 112 se corresponden con salidas a la mar de un día (nivel 1), 257 son salidas de dos días (nivel 2), mientras que 124 se corresponden con salidas de cinco días (nivel 3).

Respecto a los datos de producción recogidos se agregaron todos los Kg desembarcados en cada viaje. En tal sentido aunque sólo manejemos una cifra de producción, los desembarcos están formados por unas 48 especies entre las que se encuentran: aligote, bacaladilla, besugo, brótola de fango, caballa del Atlántico, cabracho, calamares, cazones, cigalas, congrios, dorada, faneca, jurel, lenguadina, merluza, mero, palometa, platija europea, pota norteña, pulpo, rape, cabracho, rascacios, Gallinetas, raya, rodaballo, salmonete de roca, sepia común, etc.

### 7.3. Modelos de producción pesquera ETRB a corto plazo de Cantabria

Conocidas las cifras esfuerzo pesquero y capturas, en el presente epígrafe aplicamos los modelos formalizados en las expresiones [6.7] y [6.8].

Se trata de los modelos que relacionan la producción y el esfuerzo pesquero de la flota de arrastre de litoral de Cantabria, cuya capacidad se ha evaluado en TRB.

En función de los niveles de actividad bajo los que opera la flota hemos ajustado los modelos ETRB-I, ETRB-II y ETRB-III, para los denominados niveles de actividad 1, 2 y 3, respectivamente. Los resultados obtenidos de los mismos son formalizados seguidamente.

#### 7.3.1. Modelo ETRB-I (Nivel de Actividad 1)

La Tabla 7.1 muestra los resultados de los ajustes de los modelos explicativos de regresión para la variable producción de los distintos tipos de buques, cuyo esfuerzo ha sido estimado con capacidades en TRB y bajo condiciones establecidas para el nivel de actividad 1 (véase en el apéndice 7.2. la formalización de los indicados modelos en la Tabla 7.13).

Los coeficientes de  $E(TRB)$  indican las variaciones absolutas de las capturas como consecuencia de los cambios en una unidad de esfuerzo. En tal sentido, puede observarse cómo el indicado incremento del esfuerzo en TRB implicaría un incremento de 0,398 unidades en las capturas para el buque tipo A; 0,771 unidades para el buque tipo B; y 0,415 unidades para el C. Para los tres casos analizados los coeficientes de correlación (0,976; 0,909 y 0,958 para los buque tipo A, B y C respectivamente) se encontraban muy por encima de los valores mínimos que permiten rechazar la hipótesis de correlación nula, con un nivel de confianza del 95%. En lo que respecta al coeficiente de determinación, el mejor ajuste es el buque tipo A. En este caso podríamos decir que el esfuerzo explica el 95,1% de las capturas, mientras que para el buque tipo B, el esfuerzo explica el 81,9% y el 91,4% en el caso del buque tipo C. Dado que la relación entre las variables es directa, la explicación de las variaciones realizadas es similar en el caso de que se trate de reducciones del esfuerzo.

Tabla 7. 1: Resultados de los modelos explicativos *ETRB-I* de la variable producción, para los distintos tipos de buques

Tipo de Buque	Constante	$E(TRB)_t$	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error
A	12,465	0,398	0,953	0,951	166,2
B	-401,94	0,771	0,827	0,819	1.432,8
C	-24,61	0,415	0,918	0,914	365,8

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 7.2 muestra los resultados de los ajustes de los modelos explicativos de regresión para la variable Logaritmo neperiano ( $Ln$ ) de la producción de los distintos tipos de buques, cuyo esfuerzo ha sido estimado con capacidades en TRB y bajo condiciones establecidas para el nivel de actividad 1 (véase en el apéndice 7.2. la formalización de los indicados modelos en la Tabla 7.13).

Los coeficientes del  $LnE(TRB)$  indican las variaciones relativas de las capturas como consecuencia de los cambios en un 1% del esfuerzo pesquero. De acuerdo con dicha relación, por cada 1% de crecimiento del esfuerzo en TRB, las capturas crecerán un 0,88% para el buque tipo A, un 0,94% para el tipo B y un 0,880% para el C. Los coeficientes de correlación calculados para los tres tipos de buques, superan en los tres casos el 0,990. En lo que al coeficiente de determinación se refiere, el esfuerzo en TRB explica las capturas para estos tres tipos de buques en un 99,8% para el buque tipo A, un 99,1% para el buque tipo B y un 98,9% para el C. La relación entre las variables es directa.

Tabla 7. 2: Resultados de los modelos explicativos  $LnETRB-I$  de la variable  $Ln$  de la producción, para los distintos tipos de buques

Tipo de Buque	Constante	$LnE(TRB)$	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error
A	0,001	0,886	0,998	0,998	0,157
B	-0,036	0,936	0,991	0,991	0,360
C	-0,016	0,880	0,989	0,989	0,385

Fuente: Elaboración propia

### 7.3.2. Modelo ETRB-II (Nivel de Actividad 2)

Las Tablas 7.3 y 7.4 nos muestran, para el nivel de actividad 2, los datos correspondientes a la función que nos relaciona las capturas y el esfuerzo pesquero en TRB para los tres tipos de buques analizados.

La Tabla 7.3 muestra los resultados de los ajustes de los modelos explicativos de regresión para la variable producción de los distintos tipos de buques, cuyo esfuerzo ha sido estimado con capacidades en TRB y bajo condiciones establecidas para el nivel de actividad 2 (véase en el apéndice 7.2. la formalización de los indicados modelos en la Tabla 7.14).

Los coeficientes de  $E(TRB)$  indican las variaciones absolutas de las capturas como consecuencia de los cambios en una unidad de esfuerzo. En tal sentido, puede observarse como el indicado incremento del esfuerzo en TRB implicaría un incremento de 0,359 unidades en las capturas para el buque tipo A; 0,304 unidades para el buque tipo B; y 0,262 unidades para el C. Para los tres casos analizados los coeficientes de correlación (0,897; 0,888 y 0,881 para los buque tipo A, B y C respectivamente) se encontraban muy por encima de los valores mínimos que permiten rechazar la hipótesis de correlación nula, con un nivel de confianza del 95%. En lo que respecta al coeficiente de determinación, el mejor ajuste es el buque tipo A. En este caso podríamos decir que el esfuerzo explica el 79,7% de las capturas, mientras que para el buque tipo B, el esfuerzo explica el 78,1% y el 76,6% en el caso del buque tipo C. Dado que la relación entre las variables es directa, la explicación de las variaciones realizadas es similar en el caso de reducciones del esfuerzo.

Tabla 7. 3: Resultados de los modelos explicativos *ETRB-II* de la variable producción, para los distintos tipos de buques

Tipo de Buque	Constante	$E(TRB)$	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error
<b>A</b>	326,02	0,359	0,806	0,797	1058,1
<b>B</b>	254,02	0,304	0,790	0,781	1414,4
<b>C</b>	443,44	0,262	0,776	0,766	1259,5

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 7.4 muestra los resultados de los ajustes de los modelos explicativos de regresión para la variable  $Ln$  de la producción de los distintos tipos de buques, cuyo esfuerzo ha sido estimado con capacidades en TRB y bajo condiciones establecidas para el nivel de actividad 2 (véase en el apéndice 7.2. la formalización de los indicados modelos en la Tabla 7.14).

Los coeficientes del  $LnE(TRB)$  indican las variaciones relativas de las capturas como consecuencia de los cambios en un 1% del esfuerzo pesquero. De acuerdo con dicha relación, por cada 1% de crecimiento del esfuerzo en TRB, las capturas crecerán un 0,89% para el buque tipo A, un 0,88% para el tipo B y un 0,87% para el C. Los coeficientes de correlación calculados para los tres tipos de buques, superan en los tres casos el 0,990. En lo que al coeficiente de determinación se refiere, el esfuerzo en TRB explica las capturas para estos tres tipos de buques en un 98,5% por ciento para el buque tipo A, un 98,7% por ciento para el buque tipo B y un 99,1% por ciento para el C. La relación entre las variables es directa.

Tabla 7. 4: Resultados de los modelos explicativos  $LnETR\text{B-II}$  de la variable  $Ln$  de la producción, para los distintos tipos de buques

Tipo de Buque	Constante	$LnE(TRB)$	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error
A	-0,024	0,898	0,986	0,985	0,293
B	-0,018	0,879	0,988	0,987	0,323
C	0,041	0,870	0,992	0,991	0,299

Fuente: Elaboración propia

### 7.3.3. Modelo ETRB-III (Nivel de Actividad 3)

La Tabla 7.5 muestra los resultados de los ajustes de los modelos explicativos de regresión para la variable producción de los distintos tipos de buques, cuyo esfuerzo ha sido estimado con capacidades en TRB y bajo condiciones establecidas para el nivel de actividad 3 (véase en el apéndice 7.2. la formalización de los indicados modelos en la Tabla 7.15).

Los coeficientes de  $E(TRB)$  indican las variaciones absolutas de las capturas como consecuencia de los cambios en una unidad de esfuerzo. En tal sentido, puede

observarse cómo el indicado incremento del esfuerzo en TRB implicaría un incremento de 0,325 unidades en las capturas para el buque tipo A; 0,244 unidades para el buque tipo B; y 0,322 unidades para el C. Para los tres casos analizados los coeficientes de correlación (0,977; 0,938 y 0,945 para los buque tipo A, B y C respectivamente) se encontraban muy por encima de los valores mínimos que permiten rechazar la hipótesis de correlación nula, con un nivel de confianza del 95%. En lo que respecta al coeficiente de determinación, el mejor ajuste es el buque tipo A. En este caso podríamos decir que el esfuerzo explica el 95,2 % de las capturas, mientras que para el buque tipo B, el esfuerzo explica el 87,5 % y el 88,9 % en el caso del buque tipo C. Dado que la relación entre las variables es directa, la explicación de las variaciones realizadas es similar en el caso de reducciones del esfuerzo.

Tabla 7. 5: Resultados de los modelos explicativos *ETRB-III* de la variable producción, para los distintos tipos de buques

Tipo de Buque	Constante	$E(TRB)$	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error
<b>A</b>	37,519	0,325	0,955	0,952	576,8
<b>B</b>	338,46	0,244	0,881	0,875	1153,8
<b>C</b>	-46,93	0,322	0,894	0,889	1501,9

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 7.6 muestra los resultados de los ajustes de los modelos explicativos de regresión para la variable  $\ln$  de la producción de los distintos tipos de buques, cuyo esfuerzo ha sido estimado con capacidades en TRB y bajo condiciones establecidas para el nivel de actividad 3 (véase en el apéndice 7.2. la formalización de los indicados modelos en la Tabla 7.15).

Los coeficientes del  $\ln E(TRB)$  indican las variaciones relativas de las capturas como consecuencia de los cambios en un 1% del esfuerzo pesquero. De acuerdo con dicha relación, por cada 1% de crecimiento del esfuerzo en TRB, las capturas crecerán un 0,88% para el buque tipo A, un 0,86% para el tipo B y un 0,87% para el C. Los coeficientes de correlación calculados para los tres tipos de buques, superan en los tres casos el 0,990. En lo que al coeficiente de determinación se refiere, el esfuerzo en TRB explica las capturas para estos tres tipos de buques en un 99,8% para el buque tipo A, un 99,4% para el buque tipo B y un 99,6% para el C. La relación entre las variables es directa.



Tabla 7. 6: Resultados de los modelos explicativos  $LnETR_B$ -III de la variable Ln de la producción, para los distintos tipos de buques

Tipo de Buque	Constante	$LnE(TRB)$	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error
A	-0,013	0,882	0,998	0,998	0,168
B	0,003	0,865	0,994	0,994	0,315
C	-0,015	0,878	0,996	0,996	0,267

Fuente: Elaboración propia

#### 7.4. Modelos de producción pesquera EKW a corto plazo de Cantabria

Se trata de los modelos que relacionan la producción y el esfuerzo pesquero de la flota de arrastre de litoral de Cantabria, cuya capacidad se ha evaluado en KW.

En función de los niveles de actividad bajo los que opera la flota hemos ajustado los modelos EKW-I, EkW-II y EKW-III, para los denominados niveles de actividad 1, 2 y 3, respectivamente. Los resultados obtenidos de los mismos son formalizados seguidamente.

##### 7.4.1. Modelo EKW-I (Nivel de Actividad 1)

La Tabla 7.7 muestra los resultados de los ajustes de los modelos explicativos de regresión para la variable producción de los distintos tipos de buques, cuyo esfuerzo ha sido estimado con capacidades en KW y bajo condiciones establecidas para el nivel de actividad 1 (véase en el apéndice 7.3. la formalización de los indicados modelos en la Tabla 7.16).

Los coeficientes de  $E(KW)$  indican las variaciones absolutas de las capturas como consecuencia de los cambios en una unidad de esfuerzo. En tal sentido, puede observarse como el indicado incremento del esfuerzo en KW implicaría un incremento de 0,143 unidades en las capturas para el buque tipo A; 0,415 unidades para el buque

tipo B; y 0,157 unidades para el C. Para los tres casos analizados los coeficientes de correlación (0,976; 0,909 y 0,958 para los buque tipo A, B y C respectivamente) se encontraban muy por encima de los valores mínimos que permiten rechazar la hipótesis de correlación nula, con un nivel de confianza del 95%. En lo que respecta al coeficiente de determinación, el mejor ajuste es el buque tipo A. En este caso podríamos decir que el esfuerzo explica el 95,1% de las capturas, mientras que para el buque tipo B, el esfuerzo explica el 81,9% y el 91,4% en el caso del buque tipo C. Dado que la relación entre las variables es directa, la explicación de las variaciones realizadas es similar en el caso de reducciones del esfuerzo.

Tabla 7. 7: Resultados de los modelos explicativos *EKW-I* de la variable producción, para los distintos tipos de buques

Tipo de Buque	Constante	$E(Kw)_t$	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error
A	12,465	0,143	0,953	0,951	166,2
B	-24,61	0,415	0,827	0,819	1.432,8
C	-24,61	0,157	0,918	0,914	365,8

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 7.8 muestra los resultados de los ajustes de los modelos explicativos de regresión para la variable  $Ln$  de la producción de los distintos tipos de buques, cuyo esfuerzo ha sido estimado con capacidades en KW y bajo condiciones establecidas para el nivel de actividad 1 (véase en el apéndice 7.3. la formalización de los indicados modelos en la Tabla 7.16).

Los coeficientes del  $LnE(KW)$  indican las variaciones relativas de las capturas como consecuencia de los cambios en un 1% del esfuerzo pesquero. De acuerdo con dicha relación, por cada 1% de crecimiento del esfuerzo en TRB, las capturas crecerán un 0,78% para el buque tipo A, un 0,80% para el tipo B y un 0,79% para el C. Los coeficientes de correlación calculados para los tres tipos de buques, superan en los tres casos el 0,990. En lo que al coeficiente de determinación se refiere, el esfuerzo en KW explica las capturas para estos tres tipos de buques en un 99,8% para el buque tipo A, un 98,9% para el buque tipo B y un 98,8% para el C. La relación entre las variables es directa.

Tabla 7. 8: Resultados de los modelos explicativos  $LnEKW$ -I de la variable Ln de la producción, para los distintos tipos de buques

Tipo de Buque	Constante	$LnE(Kw)_t$	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error
A	-0,002	0,785	0,998	0,998	0,158
B	-0,037	0,799	0,990	0,989	0,399
C	-0,020	0,787	0,988	0,988	0,402

Fuente: Elaboración propia

#### 7.4.2. Modelo $EKW$ -II (Nivel de Actividad 2)

La Tabla 7.9 muestra los resultados de los ajustes de los modelos explicativos de regresión para la variable producción de los distintos tipos de buques, cuyo esfuerzo ha sido estimado con capacidades en KW y bajo condiciones establecidas para el nivel de actividad 2 (véase en el apéndice 7.3. la formalización de los indicados modelos en la Tabla 7.17).

Los coeficientes de  $E(KW)$  indican las variaciones absolutas de las capturas como consecuencia de los cambios en una unidad de esfuerzo. En tal sentido, puede observarse como el indicado incremento del esfuerzo en KW implicaría un incremento de 0,129 unidades en las capturas para el buque tipo A; 0,07 unidades para el buque tipo B; y 0,099 unidades para el C. Para los tres casos analizados los coeficientes de correlación (0,898; 0,889 y 0,881 para los buque tipo A, B y C respectivamente) se encontraban muy por encima de los valores mínimos que permiten rechazar la hipótesis de correlación nula, con un nivel de confianza del 95%. En lo que respecta al coeficiente de determinación, el mejor ajuste es el buque tipo A. En este caso podríamos decir que el esfuerzo explica el 79,7% de las capturas, mientras que para el buque tipo B, el esfuerzo explica el 78,1% y el 76,6% en el caso del buque tipo C. Dado que la relación entre las variables es directa, la explicación de las variaciones realizadas es similar en el caso de se trate de reducciones del esfuerzo.

Tabla 7. 9: Resultados de los modelos explicativos  $EKW$ -II de la variable producción, para los distintos tipos de buques

Tipo de Buque	Constante	$E(Kw)_t$	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error
A	326,02	0,129	0,806	0,797	1058,1
B	254,02	0,070	0,790	0,781	1414,4
C	443,44	0,099	0,776	0,766	1259,5

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 7.10 muestra los resultados de los ajustes de los modelos explicativos de regresión para la variable  $Ln$  de la producción de los distintos tipos de buques, cuyo esfuerzo ha sido estimado con capacidades en KW y bajo condiciones establecidas para el nivel de actividad 3 (véase en el apéndice 7.3. la formalización de los indicados modelos en la Tabla 7.17).

Los coeficientes del  $LnE(KW)$  indican las variaciones relativas de las capturas como consecuencia de los cambios en un 1% del esfuerzo pesquero. De acuerdo con dicha relación, por cada 1% de crecimiento del esfuerzo en TRB, las capturas crecerán un 0,81% para el buque tipo A, un 0,88% para el tipo B y un 0,79% para el C. Los coeficientes de correlación calculados para los tres tipos de buques, superan en los tres casos el 0,990. En lo que al coeficiente de determinación se refiere, el esfuerzo en KW explica las capturas para estos tres tipos de buques en un 98,4% para el buque tipo A, un 98,6% para el buque tipo B y un 99,2% para el C. La relación entre las variables es directa.

Tabla 7. 10: Resultados de los modelos explicativos  $LnEKW$ -II de la variable  $Ln$  de la producción, para los distintos tipos de buques

Tipo de Buque	Constante	$LnE(Kw)_t$	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error
A	-0,054	0,811	0,985	0,984	0,304
B	-0,019	0,879	0,987	0,986	0,339
C	0,023	0,791	0,992	0,992	0,283

Fuente: Elaboración propia

### 7.4.3. Modelo EKW-III (Nivel de Actividad 3)

La Tabla 7.11 muestra los resultados de los ajustes de los modelos explicativos de regresión para la variable producción de los distintos tipos de buques, cuyo esfuerzo ha sido estimado con capacidades en KW y bajo condiciones establecidas para el nivel de actividad 3 (véase en el apéndice 7.3. la formalización de los indicados modelos en la Tabla 7.18).

Los coeficientes de  $E(KW)$  indican las variaciones absolutas de las capturas como consecuencia de los cambios en una unidad de esfuerzo. En tal sentido, puede observarse como el indicado incremento del esfuerzo en KW implicaría un incremento de 0,117 unidades en las capturas para el buque tipo A; 0,06 unidades para el buque tipo B; y 0,12 unidades para el C. Para los tres casos analizados los coeficientes de correlación (0,977 para el buque tipo A; 0,939 para el tipo B y 0,945 para el C) se encontraban muy por encima de los valores mínimos que permiten rechazar la hipótesis de correlación nula, con un nivel de confianza del 95%. En lo que respecta al coeficiente de determinación, el mejor ajuste es el buque tipo A. En este caso podríamos decir que el esfuerzo explica el 95,2% de las capturas, mientras que para el buque tipo B, el esfuerzo explica el 87,5% y el 88,9% en el caso del buque tipo C. Dado que la relación entre las variables es directa, la explicación de las variaciones realizadas es similar en el caso de reducciones del esfuerzo.

Tabla 7. 11: Resultados de los modelos explicativos  $EKW$ -III de la variable producción, para los distintos tipos de buques

Tipo de Buque	Constante	$E(Kw)_t$	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error
A	37,52	0,117	0,955	0,952	576,8
B	338,46	0,056	0,881	0,875	1153,8
C	-46,93	0,122	0,894	0,889	1501,9

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 7.12 muestra los resultados de los ajustes de los modelos explicativos de regresión para la variable  $Ln$  de la producción de los distintos tipos de buques, cuyo esfuerzo ha sido estimado con capacidades en KW y bajo condiciones establecidas para el nivel de actividad 3 (véase en el apéndice 7.3. la formalización de los indicados modelos en la Tabla 7.18).




Los coeficientes del  $LnE(KW)$  indican las variaciones relativas de las capturas como consecuencia de los cambios en un 1% del esfuerzo pesquero. De acuerdo con dicha relación, por cada 1% de crecimiento del esfuerzo en TRB, las capturas crecerán un 0,88% para el buque tipo A, un 0,86% para el tipo B y un 0,88% para el C. Los coeficientes de correlación calculados para los tres tipos de buques, superan en los tres casos el 0,990. En lo que al coeficiente de determinación se refiere, el esfuerzo en KW explica las capturas para estos tres tipos de buques en un 99,8% para el buque tipo A, un 99,4% para el buque tipo B y un 99,6% para el C. La relación entre las variables es directa.

Tabla 7. 12: Resultados de los modelos explicativos  $LnEKW$ -III de la variable Ln de la producción, para los distintos tipos de buques

Tipo de Buque	Constante	$LnE(Kw)_t$	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error
A	-0,019	0,796	0,997	0,997	0,186
B	-0,0001	0,747	0,995	0,994	0,306
C	-0,018	0,799	0,996	0,996	0,286

Fuente: Elaboración propia

### Apéndice 7.1: Formulario de recogida de datos sobre Esfuerzo y Capturas

<b>ESTUDIO SOBRE LA ACTIVIDAD DE LA FLOTA PESQUERA DE ARRASTRE DE LITORAL DE CANTABRIA</b>											
 <b>GOBIERNO DE ESPAÑA</b> Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación		 <b>GOBIERNO DE CANTABRIA</b> Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca Dirección General de Pesca y Alimentación		 <b>UNIVERSIDAD DE CANTABRIA</b> Departamento de Ciencias y Técnicas de la Navegación y de la Construcción Naval							
<b>ENCUESTA PARA LA DETERMINACIÓN DEL ESFUERZO PESQUERO Y LA PRODUCCIÓN</b>											
El Gobierno de Cantabria garantiza la confidencialidad de los datos que figuran en el presente cuestionario											
<b>Control</b>	Fecha										
	Nº encuesta										
<b>Datos del buque</b>	Nombre										
	TRB										
	Velocidad buque										
	Potencia buque										
	Tripulantes										
		<b>Datos generales del viaje</b>									
		Día y hora de salida puerto									
		Día y hora de llegada caladera									
		Nombre caladero									
		Zona de pesca									
		Día y hora de salida caladero									
		Día y hora de llegada puerto									
		Pesca desembarcada (Kg)									
<b>Información de la Actividad</b>											
<b>Características del lance</b>											
Hora en que se largan las redes											
Tiempo en largar las redes											
Hora en que la red está largada											
Hora en que comienza arrastre											
Hora en que finaliza arrastre											
Acaecimientos											

## Apéndice 7.2: Estimación de los modelos de producción tipo ETRB

Tabla 7. 13: Modelos ETRB-I, para nivel de actividad 1

Tipo de Buque	$PB(TRB)_t = a + pE(TRB)_t$	$LnPB(TRB)_t = c + \eta_p LnE(TRB)_t$
A	$PB_t = 12,465 + 0,398E_t$	$LnPB_t = 0,001 + 0,886LnE_t$
B	$PB_t = -401,94 + 0,771E_t$	$LnPB_t = -0,036 + 0,936LnE_t$
C	$PB_t = -24,61 + 0,415E_t$	$LnPB_t = -0,016 + 0,880LnE_t$

Fuente: Elaboración propia

Tabla 7. 14: Modelos ETRB-II, para nivel de actividad 2

Tipo de Buque	$PB(TRB)_t = a + pE(TRB)_t$	$LnPB(TRB)_t = c + \eta_p LnE(TRB)_t$
A	$PB_t = 326,02 + 0,359E_t$	$LnPB_t = -0,024 + 0,898LnE_t$
B	$PB_t = 254,02 + 0,304E_t$	$LnPB_t = -0,018 + 0,879LnE_t$
C	$PB_t = 443,44 + 0,262E_t$	$LnPB_t = 0,041 + 0,870LnE_t$

Fuente: Elaboración propia

Tabla 7. 15: Modelos ETRB-III, para nivel de actividad 3

Tipo de Buque	$PB(TRB)_t = a + pE(TRB)_t$	$LnPB(TRB)_t = c + \eta_p LnE(TRB)_t$
A	$PB_t = 37,519 + 0,325E_t$	$LnPB_t = -0,013 + 0,882LnE_t$
B	$PB_t = 338,46 + 0,244E_t$	$LnPB_t = 0,003 + 0,865LnE_t$
C	$PB_t = -46,93 + 0,322E_t$	$LnPB_t = -0,015 + 0,880LnE_t$

Fuente: Elaboración propia



### Apéndice 7.3: Estimación de los modelos de producción tipo EKW

Tabla 7. 16: Modelos EKW-I, para nivel de actividad 1

Tipo de Buque	$PB(kW)_t = a + pE(kW)_t$	$LnPB(kW)_t = c + \eta_p LnE(kW)_t$
	A	$PB_t = 12,465 + 0,143E_t$
B	$PB_t = -24,61 + 0,415E_t$	$LnPB_t = -0,037 + 0,799LnE_t$
C	$PB_t = -24,61 + 0,157E_t$	$LnPB_t = -0,020 + 0,787LnE_t$

Fuente: Elaboración propia

Tabla 7. 17: Modelos EKW-II, para nivel de actividad 2

Tipo de Buque	$PB(kW)_t = a + pE(kW)_t$	$LnPB(kW)_t = c + \eta_p LnE(kW)_t$
	A	$PB_t = 326,02 + 0,129E_t$
B	$PB_t = 254,02 + 0,070E_t$	$LnPB_t = -0,019 + 0,879LnE_t$
C	$PB_t = 443,44 + 0,099E_t$	$LnPB_t = 0,023 + 0,791LnE_t$

Fuente: Elaboración propia

Tabla 7. 18: Modelos EKW-III, para nivel de actividad 3

Tipo de Buque	$PB(kW)_t = a + pE(kW)_t$	$LnPB(kW)_t = c + \eta_p LnE(kW)_t$
	A	$PB_t = 37,52 + 0,117E_t$
B	$PB_t = 338,46 + 0,056E_t$	$LnPB_t = -0,0001 + 0,747LnE_t$
C	$PB_t = -46,93 + 0,122E_t$	$LnPB_t = -0,018 + 0,799LnE_t$

Fuente: Elaboración propia



## ***CAPÍTULO 8***

# ***IMPACTOS DEL SECTOR PESQUERO EXTRACTIVO DE CANTABRIA***

**Introducción**

**Gasto y Vectores de consumo del sector pesquero extractivo de Cantabria**

**Impactos socioeconómicos del sector pesquero de bajura de Cantabria**

**Impactos socioeconómicos del sector pesquero de altura de Cantabria**

**Apéndice 8.1: Cuestionarios sobre el Gasto del sector pesquero extractivo**

**Apéndice 8.2: Multiplicadores de impactos del sector pesquero de bajura**

**Apéndice 8.3: Multiplicadores de impactos del sector pesquero de altura**



## ***8. IMPACTOS DEL SECTOR PESQUERO EXTRACTIVO DE CANTABRIA***

### **8.1. Introducción**

En el presente capítulo nuestro objetivo es determinar los impactos que sobre la economía regional produce la actividad desarrollada por el sector pesquero extractivo de Cantabria.

Los multiplicadores y efectos calculados nos ha permitido establecer la contribución de la actividad a la economía regional en el VAB, el Excedente Bruto de Explotación (EBE), la Remuneración de Asalariados (RA) y el empleo.

En cuanto a los impactos sobre el empleo debemos puntualizar que los efectos no hacen referencia al número de puestos de trabajo creados, sino a requerimientos de empleo proporcionales a los coeficientes resultantes de la estructura productiva estimada en la TIOCAN-95. Lo que realmente ocurra con los puestos de trabajo va a depender en última instancia de una serie de factores de diversa índole (institucionales, tecnológicos, etc.). El fenómeno de los impactos ciertamente se puede contemplar desde una óptica de crear empleo, pero también de riesgo, ya que dichos impactos están indicando la magnitud de la demanda del sector pesquero extractivo de bajura necesaria para mantener unos volúmenes de ocupación. En tal sentido parece, en el presente caso, más conveniente utilizar el término empleo "requerido", en vez de generado.

De acuerdo con lo indicado anteriormente, en primer lugar, cuantificaremos el gasto, con el fin de estructurar los vectores de demanda final del sector pesquero extractivo de Cantabria. Posteriormente determinaremos los efectos interiores (regionales) y totales que dicho sector tiene sobre la economía regional.

## **8.2. Gasto y Vectores de consumo del sector pesquero extractivo de Cantabria**

La cuantificación del gasto del sector pesquero extractivo constituye uno de los requisitos indispensables previos para poder determinar los efectos de dicho sector en la economía de Cantabria. Su conocimiento además presenta grandes utilidades. El comportamiento de los protagonistas ante el gasto, en el ámbito de la actividad pesquera extractiva, puede orientar a los operadores y empresas del sector sobre las estrategias a desarrollar. En definitiva, el tipo y volumen de negocio del sector va a depender de la forma en que el indicado comportamiento de los protagonistas se materializa en conceptos de consumo y montantes de gasto.

La estimación del gasto se realizó a partir de dos encuestas pasadas a los subsectores implicados, donde además de los conceptos relativos al gasto se les consultó sobre otros aspectos de su actividad.

Como resultado de la actividad encuestadora, hemos podido cuantificar el gasto del sector pesquero extractivo de Cantabria en 2000. En tal sentido, en los siguientes epígrafes formalizamos las etapas desarrolladas en su determinación y los vectores de consumo para la pesca de bajura y altura.

### **8.2.1. Etapas para determinar el gasto del sector pesquero extractivo**

El presente epígrafe formaliza las etapas que se han abordado en la determinación del gasto del sector. En tal sentido nos referiremos a algunos aspectos del diseño muestral y de la recogida y procesamiento de los datos.

#### **8.2.1.1. Diseño muestral**

Para el diseño del muestreo -en el caso de la flota de bajura y altura- se tuvieron en cuenta cinco tipos de variables de control: Arte de pesca, Zona de pesca, TRB, Eslora y Potencia.

El censo de la flota pesquera de Cantabria en 2000 nos proporcionó los porcentajes de cada variable de control en el universo real. Dichos porcentajes en las variables de control se mantuvieron a la hora de proyectar e interpretar los resultados de la encuesta.

Una vez se han establecido el universo y las variables de control sólo quedaba por determinar los criterios de selección de la muestra. Únicamente utilizamos uno: el puerto base.

En tal sentido, los datos fueron recogidos de las localizaciones de dichos puertos que se encuentran en las siguientes localidades: Castro Urdiales, Laredo, Colindres, Santoña, Santander, Suances, Comillas y San Vicente de la Barquera.

El tamaño muestral se estableció con un nivel de confianza del 95 por ciento y un límite máximo de error de  $\pm 4,5$  por ciento para datos globales. La determinación del volumen de la muestra se basó en la hipótesis más adversa de respuesta, correspondiente a  $p = q = 50\%$ . Consideramos una fijación de tipo proporcional, de modo que el número de unidades que cada estrato aporta a la muestra es proporcional al tamaño del mismo. Con tales planteamientos, se determinó que el número de encuestas a realizar debería ser de 125.

#### **8.2.1.2. Recogida y procesamiento de la información**

Una vez determinado el número de entrevistas en cada puerto base, la muestra se obtuvo mediante una selección aleatoria, de acuerdo con las variables de control anteriormente mencionadas.

El procesamiento de los datos se realizó mediante el programa ACCESS de Microsoft, elaborándose bases de datos sobre el gasto para los cuatro subsectores pesqueros extractivos de Cantabria.

#### **8.2.1.3. Los cuestionarios**

La finalidad de los cuestionarios es obtener información que permita estructurar el gasto efectuado por las embarcaciones de recreo de Cantabria. Sin embargo, aprovechamos la consulta para generar datos de otra índole y, aunque en general se

trataba de un cuestionario cerrado, se incluyeron también algunas preguntas abiertas. El cuestionario se estructuró en 4 apartados que se refieren a:

1. Variables de control y generales (usuario)
2. Datos de la embarcación y/o empresa
3. Datos sobre las salidas a la mar o actividad empresarial e infraestructuras
4. Estructura del gasto

En el Apéndice 8.1 se muestran los formularios utilizados durante la etapa de recogida de datos. Antes de proceder a su definitiva difusión en una macroencuesta regional, se procedió previamente a la prueba de los mismos entre expertos de cada uno de los subsectores implicados.

### 8.2.2. Vector de consumo del sector pesquero de bajura de Cantabria

La estructura del gasto anual total, realizado por el sector pesquero de bajura en 2000, por sectores económicos se muestra en la Tabla 8.1.

Tabla 8.1: Gasto del sector pesquero de bajura cántabro en la economía regional

<b>Sectores económicos</b>	<b>€ corrientes 2000</b>	<b>Deflatores 2000 base 95</b>	<b>€ corrientes 2000 base 95</b>
<i>Agricultura y Pesca</i>	334.144	93	357.756
<i>Energía</i>	4.209.550	93	4.531.270
<i>Bienes intermedios</i>	2.779.294	107	2.599.901
<i>Bienes de equipo</i>	0	107	0
<i>Bienes de consumo</i>	1.877.942	107	1.756.728
<i>Construcción</i>	0	121	0
<i>Transportes</i>	0	119	0
<i>Hostelería</i>	0	119	0
<i>Otros Serv. de Mercado</i>	5.306.175	119	4.466.478
<i>Otros Serv. de no Mercado</i>	1.846.383	116	1.594.459
<b>Total sectores</b>	<b>16.353.488</b>		<b>15.306.590</b>

Fuente: Elaboración propia

### 8.2.3. Vector de consumo del sector pesquero de altura de Cantabria

Los componentes del gasto anual realizado por el sector pesquero de altura en 2000, estructurado por sectores económicos se indican en la Tabla 8.2.



Tabla 8.2: Gasto del sector pesquero de altura cántabro en la economía regional

<b>Sectores económicos</b>	<b>€ corrientes 2000</b>	<b>Deflatores 2000 base 95</b>	<b>€ corrientes 2000 base 95</b>
<i>Agricultura y Pesca</i>	40.560	93	43.426
<i>Energía</i>	1.889.007	93	2.033.377
<i>Bienes intermedios</i>	70.758	107	66.191
<i>Bienes de equipo</i>	0	107	0
<i>Bienes de consumo</i>	206.339	107	193.021
<i>Construcción</i>	0	121	0
<i>Transportes</i>	44.195	119	37.201
<i>Hostelería</i>	0	119	0
<i>Otros Serv. de Mercado</i>	1.163.395	119	979.289
<i>Otros Serv. de no Mercado</i>	50.806	116	43.874
<b>Total sectores</b>	<b>3.465.062</b>		<b>3.396.380</b>

Fuente: Elaboración propia

### 8.3. Impactos socioeconómicos del sector pesquero de bajura de Cantabria

El objetivo fundamental del presente epígrafe es determinar la participación del sector pesquero extractivo de bajura en el VAB de Cantabria y los efectos que dicha actividad produce en la economía regional.

En los siguientes apartados formalizamos los resultados obtenidos tanto de los impactos sobre la producción interior (la efectuada por empresas residentes) como los originados en la producción global de Cantabria (intervienen tanto los consumos intermedios proporcionados por empresas residentes como los importados).

Por último, indicar que para presentar los resultados del impacto del sector pesquero extractivo de bajura de forma compacta, hemos incorporado a los efectos directos, los determinados por el valor añadido y el empleo de la propia actividad.

#### 8.3.1. Impactos interiores del sector pesquero de bajura de Cantabria

Los efectos determinados por el VAB, excedente bruto de explotación y el empleo de la propia actividad, se indican en la Tabla 8.3. Dichos efectos son desarrollados a continuación en el siguiente orden: impactos sobre la producción, el valor añadido, el excedente bruto de explotación, la remuneración de asalariados y el empleo.

Tabla 8.3: Efectos directos del sector pesquero extractivo de bajura

<b>Magnitudes económicas</b>	<b>Cantidades €</b>
<i>Remuneración de Asalariados</i>	20.783.010
<i>Excedente Bruto Explotación/Renta Mixta</i>	13.347.480
<i>Valor Añadido Bruto</i>	34.130.490

Fuente: Elaboración propia

### 8.3.1.1. Impactos sobre la producción interior

La demanda originada por el sector pesquero extractivo de bajura de Cantabria tendría un efecto multiplicador sobre la producción interior del 80,25%. Ello supondría que por cada 100 euros gastados el sector extractivo de bajura, interiormente se producirían 80,25 euros, 65,63 por efectos directos y 14,62 por efectos indirectos. (Ver Tabla 8.25 del Apéndice 8.2)

En términos absolutos, los efectos sobre la producción interior, originados por la demanda del sector pesquero extractivo, se detallan en la Tabla 8.4. Los sectores más afectados por tales compras serían los de "otros servicios de mercado", "bienes intermedios", "otros servicios de no mercado" y "Bienes de consumo".

Tabla 8.4: Impactos sobre la producción interior

<b>Sectores económicos</b>	<b>EFECTOS</b>		
	<i>Totales</i>	<i>Directos</i>	<i>Indirectos</i>
<i>Agricultura y Pesca</i>	383	277	106
<i>Energía</i>	926	369	557
<i>Bienes intermedios</i>	2.973	2.778	196
<i>Bienes de equipo</i>	67	0	67
<i>Bienes de consumo</i>	1.337	1.243	94
<i>Construcción</i>	78	0	78
<i>Transportes</i>	315	0	315
<i>Hostelería</i>	269	0	269
<i>Otros Serv. de Mercado</i>	4.921	4.362	559
<i>Otros Serv. de no Mercado</i>	1.856	1.704	152
<b>Total sectores</b>	13.125	10.733	2.392

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

### 8.3.1.2. Impactos sobre el Valor Añadido Bruto

El efecto multiplicador interior de la demanda del sector pesquero extractivo de bajura de Cantabria sobre el VAB es del 46,64%. Ello supondría que por cada 100 euros

gastados por el sector se aportarían al VAB regional 46,64 euros, 37,66 debidos a efectos directos y 8,98 a indirectos. (Ver Tabla 8.26 del Apéndice 8.2.)

El impacto en términos absolutos sobre el VAB, tanto de las compras como de la renta generada por la propia actividad, se indica en la Tabla 8.5. Los sectores que más destacan en dicha aportación son los de "Agricultura y Pesca" y "Otros servicios de mercado".

Tabla 8.5: Impactos sobre el VAB regional

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	34.302	34.254	47
Energía	630	251	379
Bienes intermedios	1.141	1.066	75
Bienes de equipo	29	0	29
Bienes de consumo	526	489	37
Construcción	43	0	43
Transportes	198	0	198
Hostelería	168	0	168
Otros Serv. de Mercado	3.364	2.982	382
Otros Serv. de no Mercado	1.358	1.247	111
<b>Total sectores</b>	<b>41.758</b>	<b>40.290</b>	<b>1.469</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

### 8.3.1.3. Impactos sobre el Excedente Bruto de Explotación

El efecto multiplicador interior de la demanda del sector pesquero extractivo de bajura sobre el EBE de Cantabria es del 21,83%. Ello implica que por cada 100 euros gastados por el sector se aportan al EBE regional 21,83 euros, 16,67 por efectos directos y 5,16 por indirectos. (Ver Tabla 8.27 del Apéndice 8.2.)

El impacto en términos absolutos del sector extractivo sobre el EBE se muestra en la Tabla 8.6, para los sectores analizados. Los sectores que más destacan en dicha aportación son los de "Agricultura y Pesca" y "Otros servicios de mercado".

Tabla 8.6: Impactos sobre el EBE

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	13.514	13.468	46
Energía	437	174	263
Bienes intermedios	475	444	31
Bienes de equipo	9	0	9
Bienes de consumo	178	165	13
Construcción	12	0	12
Transportes	116	0	116
Hostelería	126	0	126
Otros Serv. de Mercado	1.902	1.686	216
Otros Serv. de no Mercado	150	137	12
<b>Total sectores</b>	<b>16.918</b>	<b>16.074</b>	<b>844</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

### 8.3.1.4. Impactos sobre la Remuneración de Asalariados

El efecto multiplicador del actividad del sector pesquero extractivo de bajura de Cantabria sobre la RA regional es del 24,25%. En tal sentido, por cada 100 euros gastados por el sector 24,25 se traducirían en RA regional, de las que 20,41 se deberían a efectos directos y 3,84 a indirectos. (Ver Tabla 8.28 del Apéndice 8.2.)

Los efectos en términos absolutos del sector pesquero extractivo de bajura sobre la RA regional se indican de forma detallada en la Tabla 8.7. La mayor importancia en dicha aportación de los diferentes sectores analizados corresponde a "Agricultura y Pesca" seguido de lejos por "Otros servicios de mercado" y "Otros servicios de no mercado".

Tabla 8.7: Impactos sobre la RA

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	20.807	20.801	7
Energía	196	78	118
Bienes intermedios	665	621	44
Bienes de equipo	19	0	19
Bienes de consumo	275	256	19
Construcción	29	0	29
Transportes	92	0	92
Hostelería	40	0	40
Otros Serv. de Mercado	1.417	1.256	161
Otros Serv. de no Mercado	1.209	1.109	99
<b>Total sectores</b>	<b>24.750</b>	<b>24.121</b>	<b>629</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000  
Fuente: Elaboración propia

### 8.3.1.5. Impactos sobre el Empleo

Los multiplicadores del sector pesquero de bajura sobre el empleo se presentan en la Tabla 8.29 del Apéndice 8.2. Los requerimientos de empleo en términos absolutos se formalizan en la Tabla 8.8. En su cálculo se ha supuesto que la productividad del trabajo no ha variado desde 1995. Tal hipótesis se ha mantenido debido a que los datos publicados, previstos por el INE para 2000, establecen una productividad similar a la de 1995.

Tabla 8.8: Impactos sobre el empleo

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	1.603	1.600	3
Energía	6	3	4
Bienes intermedios	22	21	1
Bienes de equipo	1	0	1
Bienes de consumo	17	16	1
Construcción	2	0	2
Transportes	5	0	5
Hostelería	4	0	4
Otros Serv. de Mercado	102	90	12
Otros Serv. de no Mercado	67	61	5
<b>Total sectores</b>	<b>1.829</b>	<b>1.790</b>	<b>38</b>

Cantidades en número de empleados

Fuente: Elaboración propia

### 8.3.2. Impactos totales del sector pesquero de bajura de Cantabria

En el presente epígrafe se formalizan los resultados obtenidos de los impactos totales originados por el sector pesquero extractivo en Cantabria. Por ello, intervienen tanto los consumos intermedios proporcionados por empresas residentes como los importados. Se trata de una serie de efectos complementarios a los indicados en el epígrafe anterior, que hemos creído interesante determinar, principalmente por conocer las fugas del efecto multiplicador (debidas a la importación de consumos intermedios).

Aunque los efectos directos son iguales a los determinados en el apartado anterior, para cada macromagnitud, nos referiremos tanto a efectos totales como a directos e indirectos, en aras de una mayor claridad de análisis.

Por último, indicar que el desarrollo del presente epígrafe es similar al anterior, por lo que formalizaremos los impactos totales sobre cada una de las macromagnitudes analizadas anteriormente: la producción, el Valor Añadido Bruto a precios de mercado (VAB), el Excedente Bruto de explotación (EBE), la Remuneración de Asalariados (RA) y el empleo.

#### 8.3.2.1. Impactos sobre la producción total

La demanda originada por la flota de bajura tendría un efecto multiplicador sobre la producción total del 109,20%. Ello supondría que por cada 100 euros gastados

por el sector interiormente se producirían 109,20 euros, 65,63 por efectos directos y 43,57 por efectos indirectos. (Ver Tabla 8.30 del Apéndice 8.2).

En términos absolutos, los efectos sobre la producción total, originados por la demanda del sector pesquero extractivo de bajura se detallan en la Tabla 8.9. Los sectores más afectados por tales compras serían los de "otros servicios de mercado", "producción de energía", "bienes intermedios" y "otros servicios de no mercado".

Tabla 8.9: Impactos sobre la producción total

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	458	277	181
Energía	3.882	369	3.513
Bienes intermedios	3.138	2.778	360
Bienes de equipo	179	0	179
Bienes de consumo	1.495	1.243	252
Construcción	98	0	98
Transportes	511	0	511
Hostelería	481	0	481
Otros Serv. de Mercado	5.561	4.362	1.199
Otros Serv. de no Mercado	2.055	1.704	352
<b>Total sectores</b>	<b>17.859</b>	<b>10.733</b>	<b>7.127</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

### 8.3.2.2. Impactos sobre el Valor Añadido Bruto

El efecto multiplicador total de la demanda del sector pesquero de bajura de Cantabria sobre el VAB es del 65,42%. Ello supondría que por cada 100 euros gastados por el sector se aportarían al VAB regional 65,42 euros, 37,66 debidos a efectos directos y 27,75 a indirectos. (Ver Tabla 8.31 del Apéndice 8.2).

El impacto en términos absolutos sobre el VAB, tanto de las compras como de la renta generada por la propia actividad, se indica en la Tabla 8.10. Los sectores que más destacan en dicha aportación son los de "Agricultura y Pesca" seguido de lejos por "Otros servicios de mercado" y "Energía".

Tabla 8.10: Impactos sobre el VAB regional

Sector es económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	34.335	34.254	81
Energía	2.644	251	2.392
Bienes intermedios	1.204	1.066	138
Bienes de equipo	77	0	77
Bienes de consumo	588	489	99
Construcción	54	0	54
Transportes	321	0	321
Hostelería	300	0	300
Otros Serv. de Mercado	3.802	2.982	819
Otros Serv. de no Mercado	1.504	1.247	258
<b>Total sectores</b>	<b>44.829</b>	<b>40.290</b>	<b>4.539</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

### 8.3.2.3. Impactos sobre el Excedente Bruto de Explotación

El efecto multiplicador total de la demanda de la flota de bajura sobre el EBE de Cantabria es del 33,63%. Ello implica que por cada 100 euros gastados por el sector se aportan al EBE regional 33,63 euros, 16,67 por efectos directos y 16,96 por indirectos. (Ver Tabla 8.32 del Apéndice 8.2).

El impacto en términos absolutos del sector pesquero extractivo de bajura de Cantabria sobre el EBE se muestra en la Tabla 8.11 para los sectores analizados, destacando "Agricultura y Pesca", "Otros servicios de mercado" y "Energía".

Tabla 8.11: Impactos sobre el EBE

Sector es económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	13.546	13.468	78
Energía	1.834	174	1.659
Bienes intermedios	501	444	58
Bienes de equipo	25	0	25
Bienes de consumo	199	165	34
Construcción	15	0	15
Transportes	188	0	188
Hostelería	226	0	226
Otros Serv. de Mercado	2.149	1.686	463
Otros Serv. de no Mercado	166	137	28
<b>Total sectores</b>	<b>18.848</b>	<b>16.074</b>	<b>2.774</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

### 8.3.2.4. Impactos sobre la Remuneración de Asalariados

El efecto multiplicador de la actividad del sector de bajura cántabro sobre la RA regional es del 31,24%. En tal sentido, por cada 100 euros gastados por el sector 31,24 se traducirían en RA regional, de los que 20,41 se deberían a efectos directos y 10,83 a indirectos. (Ver Tabla 8.33 del Apéndice 8.2).

Los efectos en términos absolutos del sector pesquero de bajura sobre la RA regional se indican de forma detallada en la Tabla 8.12. La importancia mayor en dicha aportación de los diferentes sectores analizados corresponde a "Agricultura y Pesca", "Otros servicios de mercado" y "Otros servicios de no mercado".

Tabla 8.12: Impactos sobre la RA

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	20.812	20.801	11
Energía	821	78	743
Bienes intermedios	701	621	81
Bienes de equipo	51	0	51
Bienes de consumo	308	256	52
Construcción	37	0	37
Transportes	150	0	150
Hostelería	72	0	72
Otros Serv. de Mercado	1.601	1.256	345
Otros Serv. de no Mercado	1.339	1.109	229
<b>Total sectores</b>	<b>25.892</b>	<b>24.121</b>	<b>1.771</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

### 8.3.2.5. Impactos sobre el empleo

Los efectos multiplicadores del sector pesquero extractivo sobre el empleo se recogen en la Tabla 8.34 del Apéndice 8.3.

Los requerimientos de empleo en términos absolutos se recogen en la Tabla 8.13. En su cálculo se ha supuesto que la productividad del trabajo no ha variado desde 1995. Tal hipótesis se ha mantenido debido a que los datos publicados, previstos por el INE para 2000, establecen una productividad similar a la de 1995.



Tabla 8.13: Impactos sobre el empleo

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	1.605	1.600	5
Energía	27	3	24
Bienes intermedios	23	21	3
Bienes de equipo	2	0	2
Bienes de consumo	19	16	3
Construcción	2	0	2
Transportes	8	0	8
Hostelería	7	0	7
Otros Serv. de Mercado	115	90	25
Otros Serv. de no Mercado	74	61	13
<b>Total sectores</b>	<b>1.883</b>	<b>1.790</b>	<b>92</b>

Cantidades en número de empleados

Fuente: Elaboración propia

## 8.4. Impactos socioeconómicos del sector pesquero de altura de Cantabria

La participación del sector pesquero extractivo de altura en el VAB de Cantabria y los efectos que dicha actividad produce sobre la economía regional, constituyen el objetivo fundamental del presente epígrafe. Por ello formalizamos los resultados obtenidos de los impactos sobre la producción interior y sobre la producción global de Cantabria.

Por último, tal y como hicimos al analizar el sector de bajura, indicar que para presentar los resultados del impacto del sector pesquero extractivo de altura de forma compacta, hemos incorporado a los efectos directos, los determinados por el valor añadido y el empleo de la propia actividad.

### 8.4.1. Impactos interiores del sector pesquero de altura de Cantabria

Los efectos determinados por el VAB, excedente bruto de explotación y el empleo de la propia actividad, se indican en la Tabla 8.14. Dichos efectos son incorporados a lo largo del siguiente epígrafe en los impactos sobre la producción, el valor añadido, el excedente bruto de explotación, la remuneración de asalariados y el empleo.

Tabla 8.14: Efectos directos de la actividad de la flota de altura

<b>Magnitudes económicas</b>	<b>Cantidades €</b>
<i>Remuneración de Asalariados</i>	3.785.481
<i>Excedente Bruto</i>	1.413.024
<i>Explotación/Renta Mixta</i>	5.198.505
<i>Valor Añadido Bruto</i>	

Fuente: Elaboración propia

#### 8.4.1.1. Impactos sobre la producción interior

La demanda originada por el sector pesquero extractivo de altura de Cantabria tendría un efecto multiplicador sobre la producción interior del 48,94%. Ello supondría que por cada 100 euros gastados el sector extractivo de altura, interiormente se producirían 48,94 euros, 39,88 por efectos directos y 9,05 por efectos indirectos. (Ver Tabla 8.35 del Apéndice 8.3.)

En términos absolutos, los efectos sobre la producción interior, originados por la demanda del sector pesquero extractivo, se detallan en la Tabla 8.15. Los sectores más afectados por tales compras serían los de "Otros servicios de mercado" y "Energía".

Tabla 8.15: Impactos sobre la producción interior

<b>Sectores económicos</b>	<b>EFECTOS</b>		
	<i>Totales</i>	<i>Directos</i>	<i>Indirectos</i>
<i>Agricultura y Pesca</i>	44	32	12
<i>Energía</i>	221	158	63
<i>Bienes intermedios</i>	78	68	10
<i>Bienes de equipo</i>	8	0	8
<i>Bienes de consumo</i>	142	130	11
<i>Construcción</i>	12	0	12
<i>Transportes</i>	79	36	44
<i>Hostelería</i>	42	0	42
<i>Otros Serv. de Mercado</i>	1.003	913	89
<i>Otros Serv. de no Mercado</i>	69	45	24
<b>Total sectores</b>	1.696	1.382	314

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

#### 8.4.1.2. Impactos sobre el Valor Añadido Bruto

El efecto multiplicador interior de la demanda del sector pesquero extractivo de altura de Cantabria sobre el VAB es del 31,07%. Ello supondría que por cada 100 euros gastados por el sector se aportarían al VAB regional 31,07 euros, 25,36 debidos a efectos directos y 5,71 a indirectos. (Ver Tabla 8.36 del Apéndice 8.3.)

El impacto en términos absolutos sobre el VAB, tanto de las compras como de la renta generada por la propia actividad, se indica en la Tabla 8.16. Los sectores que más destacan en dicha aportación son los de "Agricultura y Pesca" y "Otros servicios de mercado".

Tabla 8.16: Impactos sobre el VAB regional

<b>Sectores económicos</b>	<b>E F E C T O S</b>		
	<i>Totales</i>	<i>Directos</i>	<i>Indirectos</i>
<i>Agricultura y Pesca</i>	5.218	5.213	5
<i>Energía</i>	150	108	43
<i>Bienes intermedios</i>	30	26	4
<i>Bienes de equipo</i>	3	0	3
<i>Bienes de consumo</i>	56	51	4
<i>Construcción</i>	6	0	6
<i>Transportes</i>	50	23	27
<i>Hostelería</i>	26	0	26
<i>Otros Serv. de Mercado</i>	686	624	61
<i>Otros Serv. de no Mercado</i>	50	33	18
<b>Total sectores</b>	<b>6.275</b>	<b>6.077</b>	<b>198</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

#### 8.4.1.3. Impactos sobre el Excedente Bruto de Explotación

El efecto multiplicador interior de la demanda del sector pesquero extractivo de altura sobre el EBE de Cantabria es del 17,29%. Ello implica que por cada 100 euros gastados por el sector se aportan al EBE regional 17,29 euros, 14,04 por efectos directos y 3,25 por indirectos. (Ver Tabla 8.37 del Apéndice 8.3.)

El impacto en términos absolutos del sector extractivo sobre el EBE se muestra en la Tabla 8.17, para los sectores analizados. Los sectores que más destacan en dicha aportación son los de "Agricultura y Pesca" y "Otros servicios de mercado".

Tabla 8.17: Impactos sobre el EBE

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	1.432	1.427	5
Energía	104	75	30
Bienes intermedios	12	11	2
Bienes de equipo	1	0	1
Bienes de consumo	19	17	1
Construcción	2	0	2
Transportes	29	13	16
Hostelería	20	0	20
Otros Serv. de Mercado	388	353	35
Otros Serv. de no Mercado	6	4	2
<b>Total sectores</b>	<b>2.012</b>	<b>1.900</b>	<b>113</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

#### 8.4.1.4. Impactos sobre la Remuneración de Asalariados

El efecto multiplicador del actividad del sector pesquero extractivo de altura de Cantabria sobre la RA regional es del 13,43%. En tal sentido, por cada 100 euros gastados por el sector 13,43 se traducirían en RA regional, de las que 10,96 se deberían a efectos directos y 2,47 a indirectos. (Ver Tabla 8.38 del Apéndice 8.3.)

Los efectos en términos absolutos del sector pesquero extractivo de altura sobre la RA regional se indican de forma detallada en la Tabla 8.18. La mayor importancia en dicha aportación de los diferentes sectores analizados corresponde a "Agricultura y Pesca" seguido de lejos por "Otros servicios de mercado".

Tabla 8.18: Impactos sobre la RA

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	3.788	3.788	1
Energía	47	33	13
Bienes intermedios	17	15	2
Bienes de equipo	2	0	2
Bienes de consumo	29	27	2
Construcción	4	0	4
Transportes	23	11	13
Hostelería	6	0	6
Otros Serv. de Mercado	289	263	26
Otros Serv. de no Mercado	45	29	16
<b>Total sectores</b>	<b>4.251</b>	<b>4.166</b>	<b>86</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

#### 8.4.1.5. Impactos sobre el Empleo

Los multiplicadores del sector pesquero de altura sobre el empleo se recogen en la Tabla 8.39 del Apéndice 8.3. Los requerimientos de empleo en términos absolutos se formalizan en la Tabla 8.19. En su cálculo se ha supuesto que la productividad del trabajo no ha variado desde 1995. Tal hipótesis se ha mantenido debido a que los datos publicados, previstos por el INE para 2000, establecen una productividad similar a la de 1995.

Tabla 8.19: Impactos sobre el empleo

<b>Sectores económicos</b>	<b>EFECTOS</b>		
	<i>Totales</i>	<i>Directos</i>	<i>Indirectos</i>
<i>Agricultura y Pesca</i>	177	177	0
<i>Energía</i>	2	1	0
<i>Bienes intermedios</i>	1	1	0
<i>Bienes de equipo</i>	0	0	0
<i>Bienes de consumo</i>	2	2	0
<i>Construcción</i>	0	0	0
<i>Transportes</i>	1	1	1
<i>Hostelería</i>	1	0	1
<i>Otros Serv. de Mercado</i>	21	19	2
<i>Otros Serv. de no Mercado</i>	2	2	1
<b>Total sectores</b>	<b>207</b>	<b>201</b>	<b>5</b>

Cantidades en número de empleados

Fuente: Elaboración propia

#### 8.4.2. Impactos totales del sector pesquero de altura de Cantabria

En el presente epígrafe se formalizan los resultados obtenidos de los impactos originados en la producción global de Cantabria. Por ello, intervienen tanto los consumos intermedios proporcionados por empresas residentes como los importados. Se trata de una serie de efectos complementarios a los indicados en el epígrafe anterior, que hemos creído interesante determinar, principalmente por conocer las fugas del efecto multiplicador.

Aunque los efectos directos son iguales a los determinados en el apartado anterior, para cada macromagnitud, nos referiremos tanto a efectos totales como a directos e indirectos, en aras de una mayor claridad de análisis.

Por último, indicar que el desarrollo del presente epígrafe es similar al anterior (8.4.1), por lo que en los subepígrafes siguientes formalizaremos los impactos totales sobre cada una de las macromagnitudes analizadas anteriormente: la producción, el Valor Añadido Bruto a precios de mercado (VAB), el Excedente Bruto de explotación (EBE), la Remuneración de Asalariados (RA) y el empleo.

#### 8.4.2.1. Impactos sobre la producción total

La demanda originada por la flota de altura tendría un efecto multiplicador sobre la producción total del 62,09%. Ello supondría que por cada 100 euros gastados por el sector interiormente se producirían 62,09 euros, 39,88 por efectos directos y 22,20 por efectos indirectos. (Ver Tabla 8.40 del Apéndice 8.4).

En términos absolutos, los efectos sobre la producción total, originados por la demanda del sector pesquero extractivo de altura se detallan en la Tabla 8.20. Los sectores más afectados por tales compras serían los de "Otros servicios de mercado", "Producción de energía" y "Bienes de consumo".

Tabla 8.20: Impactos sobre la producción total

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	52	32	20
Energía	475	158	316
Bienes intermedios	90	68	23
Bienes de equipo	21	0	21
Bienes de consumo	161	130	30
Construcción	14	0	14
Transportes	98	36	62
Hostelería	69	0	69
Otros Serv. de Mercado	1.076	913	162
Otros Serv. de no Mercado	96	45	51
<b>Total sectores</b>	<b>2.152</b>	<b>1.382</b>	<b>769</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

### 8.4.2.2. Impactos sobre el Valor Añadido Bruto

El efecto multiplicador total de la demanda del sector pesquero de altura de Cantabria sobre el VAB es del 39,57%. Ello supondría que por cada 100 euros gastados por el sector se aportarían al VAB regional 39,57 euros, 25,36 debidos a efectos directos y 14,20 a indirectos. (Ver Tabla 8.41 del Apéndice 8.3).

El impacto en términos absolutos sobre el VAB, tanto de las compras como de la renta generada por la propia actividad, se indica en la Tabla 8.21. Los sectores que más destacan en dicha aportación son los de "Agricultura y Pesca" seguido de lejos por "Otros servicios de mercado" y "Energía".

Tabla 8.21: Impactos sobre el VAB regional

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	5.222	5.213	9
Energía	323	108	215
Bienes intermedios	35	26	9
Bienes de equipo	9	0	9
Bienes de consumo	63	51	12
Construcción	8	0	8
Transportes	62	23	39
Hostelería	43	0	43
Otros Serv. de Mercado	735	624	111
Otros Serv. de no Mercado	70	33	37
<b>Total sectores</b>	<b>6.570</b>	<b>6.077</b>	<b>492</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

### 8.4.2.3. Impactos sobre el Excedente Bruto de Explotación

El efecto multiplicador total de la demanda de la flota de altura sobre el EBE de Cantabria es del 22,50%. Ello implica que por cada 100 euros gastados por el sector se aportan al EBE regional 22,50 euros, 14,04 por efectos directos y 8,46 por indirectos. (Ver Tabla 8.42 del Apéndice 8.3).

El impacto en términos absolutos del sector pesquero extractivo de altura de Cantabria sobre el EBE se muestra en la Tabla 8.22 para los sectores analizados, destacando "Agricultura y Pesca", "Otros servicios de mercado" y "Energía".

Tabla 8.22: Impactos sobre el EBE

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	1.436	1.427	9
Energía	224	75	149
Bienes intermedios	14	11	4
Bienes de equipo	3	0	3
Bienes de consumo	21	17	4
Construcción	2	0	2
Transportes	36	13	23
Hostelería	33	0	33
Otros Serv. de Mercado	416	353	63
Otros Serv. de no Mercado	8	4	4
<b>Total sectores</b>	<b>2.193</b>	<b>1.900</b>	<b>293</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia

#### 8.4.2.4. Impactos sobre la Remuneración de Asalariados

El efecto multiplicador de la actividad de el sector de altura cántabro sobre la RA regional es del 16,71%. En tal sentido, por cada 100 euros gastados por el sector 16,71 se traducirían en RA regional, de los que 10,96 se deberían a efectos directos y 5,74 a indirectos. (Ver Tabla 8.43 del Apéndice 8.3).

Los efectos en términos absolutos del sector pesquero de altura sobre la RA regional se indican de forma detallada en la Tabla 8.23. La importancia mayor en dicha aportación de los diferentes sectores analizados corresponde a "Agricultura y Pesca", "Otros servicios de mercado" y "Energía".

Tabla 8.23: Impactos sobre la RA

Sectores económicos	EFECTOS		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	3.789	3.788	1
Energía	100	33	67
Bienes intermedios	20	15	5
Bienes de equipo	6	0	6
Bienes de consumo	33	27	6
Construcción	5	0	5
Transportes	29	11	18
Hostelería	10	0	10
Otros Serv. de Mercado	310	263	47
Otros Serv. de no Mercado	62	29	33
<b>Total sectores</b>	<b>4.365</b>	<b>4.166</b>	<b>199</b>

Cantidades en miles de euros corrientes del año 2000

Fuente: Elaboración propia



### 8.4.2.5. Impactos sobre el Empleo

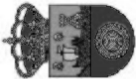



Los efectos multiplicadores del sector pesquero extractivo sobre el empleo se recogen en la Tabla 8.44 del Apéndice 8.5. Los requerimientos de empleo en términos absolutos se recogen en la Tabla 8.24. En su cálculo se ha supuesto que la productividad del trabajo no ha variado desde 1995. Tal hipótesis se ha mantenido debido a que los datos publicados, previstos por el INE para 2000, establecen una productividad similar a la de 1995.




Tabla 8.24: Impactos sobre el empleo

<b>Sectores económicos</b>	<b>E F E C T O S</b>		
	<i>Totales</i>	<i>Directos</i>	<i>Indirectos</i>
<i>Agricultura y Pesca</i>	178	177	1
<i>Energía</i>	3	1	2
<i>Bienes intermedios</i>	1	1	0
<i>Bienes de equipo</i>	0	0	0
<i>Bienes de consumo</i>	2	2	0
<i>Construcción</i>	0	0	0
<i>Transportes</i>	2	1	1
<i>Hostelería</i>	1	0	1
<i>Otros Serv. de Mercado</i>	22	19	3
<i>Otros Serv. de no Mercado</i>	3	2	2
<b>Total sectores</b>	212	201	11

Cantidades en número de empleados  
Fuente: Elaboración propia

### Apéndice 8.1: Cuestionarios sobre el gasto del sector pesquero extractivo

<b>ESTUDIO DEL IMPACTO DEL SECTOR PESQUERO EN LA ECONOMÍA DE CANTABRIA</b>																													
 <b>GOBIERNO DE CANTABRIA</b> Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca Dirección General de Pesca y Alimentación	 <b>GOBIERNO DE ESPAÑA</b> Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación																												
<b>ENCUESTA SOBRE EL GASTO DEL SECTOR PESQUERO DE CANTABRIA: FLOTA DE BAJURA</b>																													
El Gobierno de Cantabria garantiza la confidencialidad de los datos que figuran en el presente cuestionario																													
 <b>UNIVERSIDAD DE CANTABRIA</b> Departamento de Ciencias y Técnicas de la Navegación y de la Construcción Naval																													
<b>Control</b>	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr><td style="width: 50%;">Fecha</td><td style="width: 50%;"></td></tr> <tr><td>Localidad</td><td></td></tr> <tr><td>Nº encuesta</td><td></td></tr> </table>	Fecha		Localidad		Nº encuesta																							
Fecha																													
Localidad																													
Nº encuesta																													
<b>Datos de la Embarcación</b>	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th style="width: 50%;"></th> <th style="width: 50%; text-align: center;">2000</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>Características del barco</td><td></td></tr> <tr><td>Matrícula</td><td></td></tr> <tr><td>Puerto Base</td><td></td></tr> <tr><td>Tipo embarcación</td><td></td></tr> <tr><td>Tripulación (nº)</td><td></td></tr> <tr><td>Resto personal en tierra (nº)</td><td></td></tr> <tr><td>Año construcción</td><td></td></tr> <tr><td>Eslora</td><td></td></tr> <tr><td>Manga</td><td></td></tr> <tr><td>TIRB (TB)</td><td></td></tr> <tr><td>Material Casco</td><td></td></tr> <tr><td>Marca motor</td><td></td></tr> <tr><td>Potencia motor</td><td></td></tr> </tbody> </table>		2000	Características del barco		Matrícula		Puerto Base		Tipo embarcación		Tripulación (nº)		Resto personal en tierra (nº)		Año construcción		Eslora		Manga		TIRB (TB)		Material Casco		Marca motor		Potencia motor	
	2000																												
Características del barco																													
Matrícula																													
Puerto Base																													
Tipo embarcación																													
Tripulación (nº)																													
Resto personal en tierra (nº)																													
Año construcción																													
Eslora																													
Manga																													
TIRB (TB)																													
Material Casco																													
Marca motor																													
Potencia motor																													
<b>Datos sobre Actividad</b>	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th style="width: 50%;"></th> <th style="width: 50%; text-align: center;">2000</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>Aspectos de la actividad</td><td></td></tr> <tr><td>Cofradía</td><td></td></tr> <tr><td>Tipo de pesca</td><td></td></tr> <tr><td>Zonas de pesca</td><td></td></tr> <tr><td>Artes de pesca</td><td></td></tr> <tr><td>Nº salidas cost. bocarte (primavera)</td><td></td></tr> <tr><td>Nº salidas cost. bonito (verano)</td><td></td></tr> <tr><td>Nº salidas o tofo</td><td></td></tr> <tr><td>Nº salidas cost. verde (invierno)</td><td></td></tr> <tr><td>Estancia media en mar/salida</td><td></td></tr> </tbody> </table>		2000	Aspectos de la actividad		Cofradía		Tipo de pesca		Zonas de pesca		Artes de pesca		Nº salidas cost. bocarte (primavera)		Nº salidas cost. bonito (verano)		Nº salidas o tofo		Nº salidas cost. verde (invierno)		Estancia media en mar/salida							
	2000																												
Aspectos de la actividad																													
Cofradía																													
Tipo de pesca																													
Zonas de pesca																													
Artes de pesca																													
Nº salidas cost. bocarte (primavera)																													
Nº salidas cost. bonito (verano)																													
Nº salidas o tofo																													
Nº salidas cost. verde (invierno)																													
Estancia media en mar/salida																													

ESTUDIO DEL IMPACTO DEL SECTOR PESQUERO EN LA ECONOMÍA DE CANTABRIA		
 <b>GOBIERNO DE CANTABRIA</b> Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca Dirección General de Pesca y Alimentación	 <b>GOBIERNO DE ESPAÑA</b> Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación	
ENCUESTA SOBRE EL GASTO DEL SECTOR PESQUERO DE CANTABRIA: FLOTA DE ALTURA		
El Gobierno de Cantabria garantiza la confidencialidad de los datos que figuran en el presente cuestionario		
 <b>UNIVERSIDAD DE CANTABRIA</b> Departamento de Ciencias y Técnicas de la Navegación y de la Construcción Naval		
<b>Control</b> Fecha _____ Localidad _____ Nº encuesta _____		
Datos de la Embarcación		
Características del barco	2000	2000
Matrícula		
Puerto Base		
Tipo embarcación		
Tripulación (nº)		
Resto personal en tierra (nº)		
Año construcción		
Eslora		
Manga		
TRB (TB)		
Material Casco		
Marca motor		
Potencia motor		
Datos sobre Actividad		
Aspectos de la actividad	2000	2000
Cofradía		
Tipo de pesca		
Zonas de pesca		
Artes de pesca		
Nº salidas cost. bocarte (primavera)		
Nº salidas cost. bonito (verano)		
Nº salidas otoño		
Nº salidas cost. verdel (invierno)		
Estancia media en mar/salida		

## Reverso de los cuestionarios (genérico)

6	COMPRAS Y GASTOS	2000	7	VENTAS E INGRESOS	2000
60	<b>Compras</b>		70	<b>Ventas de mercaderías, producción, etc.</b>	
600	Compras mercaderías			Ventas en Cantabria	
	mercaderías			Ventas en el resto del territorio nacional	
	calas de madera			Ventas en el extranjero	
	Artes y útiles de pesca (anzuelos, hilo, etc.)			Ventas de envases y embalajes	
601	Compras de otros aprovisionamientos		71	<b>Variación de existencias</b>	
602	Compras de otros aprovisionamientos			<b>Trabajos realizados para la empresa</b>	
	Viveres y provisiones		73	<b>Subvenciones a la explotación</b>	
	Hielo		740	Subvenciones oficiales a la explotación	
	Carnada		741	Otras subvenciones a la explotación	
	Perrichos (caballería, pintura, etc.)		75	<b>Otros ingresos de gestión</b>	
61	<b>Variación de existencias</b>		76	<b>Ingresos financieros</b>	
62	<b>Servicios exteriores</b>			<b>Beneficios del inmov. e ingresos excep.</b>	
620	Investigación y Desarrollo			Subvenciones de capital	
621	Arrendamientos y Cánones			Ingresos extraordinarios	
622	Reparaciones y conservación		79	<b>Excesos y aplicaciones de provisión</b>	
	Varada anual (puesta en seco, pillado, etc.)				
	Mantenimiento contratado		1	<b>FINANCIACIÓN BÁSICA</b>	
	Reparaciones extraordinarias		129	Pérdidas y Ganancias	
	Mantenimiento motor		13	<b>Ingresos a distribuir varios ejercicios</b>	
623	Servicios de profesionales independientes		130	Subvenciones oficiales de capital	
	Tramitación despacho y certificados		131	Subvenciones de capital	
	Gestoría		135	Ingresos por intereses diferidos	
624	Transportes		136	Diferencias positivas de moneda extranjera	
625	Firmas de seguro		2	<b>INMOVILIZADO</b>	
626	Servicios bancarios y similares		20	<b>Gastos de establecimiento</b>	
627	Publicidad, propaganda y relaciones públicas		21	<b>Inmovilizaciones inmateriales</b>	
628	Suministros		22	<b>Inmovilizaciones materiales</b>	
	Electricidad			Adquisición (Inversión) de la embarcación	
	Agua			Adquisición (Inversión) de equipos	
	Gas			Adquisición (Inversión) de redes	
	Combustible		23	<b>Inmovilizaciones materiales en curso</b>	
	Lubricante		24	<b>Invers. financieras empresas grupo y asoc.</b>	
	Teléfono		25	Otras Inversiones financieras permanentes	
629	Otros servicios		26	<b>Fianzas y depósitos constituidos a L/P</b>	
	Cuotas cofradía		27	<b>Gastos a distribuir en varios ejercicios</b>	
	Tarifes por utilización puerto		28	<b>Amortización acumulada del inmovilizado</b>	
63	<b>Tributos</b>		29	<b>Provisiones de inmovilizado</b>	
64	<b>Gastos de personal</b>				
640	Sueldos y Salarios		3	<b>EXISTENCIAS</b>	
641	Indemnizaciones		30	Comerciales	
642	Seguridad social a cargo de la empresa		31	Materias primas	
	Seguridad social otros países		32	Otros aprovisionamientos	
643	Aportac. sistemas compensación pensiones		33	<b>Productos en curso</b>	
649	Otros gastos sociales		34	<b>Productos semiterminados</b>	
65	<b>Otros gastos de gestión</b>		35	<b>Productos terminados</b>	
66	<b>Gastos financieros</b>		36	<b>Subproductos, residuos y mater. recup.</b>	
67	<b>Pérdidas del inmov. y gastos excepcionales</b>		39	<b>Provisión depreciación existencias</b>	
68	<b>Dotaciones para amortizaciones</b>				
680	Amortización de Gastos de establecimiento			<b>% compras hechas fuera de Cantabria</b>	
681	Amortización del inmovilizado inmaterial			<b>% ventas hechas fuera de Cantabria</b>	
682	Amortización del inmovilizado material				
69	<b>Dotaciones a las provisiones</b>				

## Apéndice 8.2: Multiplicadores de impactos del sector pesquero de bajura

Tabla 8.25: Multiplicadores interiores de la producción

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,023415	0,016943	0,006472
Energía	0,056609	0,022577	0,034032
Bienes intermedios	0,181816	0,169855	0,011961
Bienes de equipo	0,004099	0,000000	0,004099
Bienes de consumo	0,081784	0,076020	0,005764
Construcción	0,004762	0,000000	0,004762
Transportes	0,019258	0,000000	0,019258
Hostelería	0,016435	0,000000	0,016435
Otros Serv. de Mercado	0,300907	0,266736	0,034170
Otros Serv. de no Mercado	0,113484	0,104168	0,009316
<b>Total sectores</b>	<b>0,802569</b>	<b>0,656300</b>	<b>0,146269</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.26: Multiplicadores interiores del VAB

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,010465	0,007573	0,002893
Energía	0,038546	0,015373	0,023173
Bienes intermedios	0,069788	0,065197	0,004591
Bienes de equipo	0,001758	0,000000	0,001758
Bienes de consumo	0,032146	0,029881	0,002266
Construcción	0,002618	0,000000	0,002618
Transportes	0,012092	0,000000	0,012092
Hostelería	0,010253	0,000000	0,010253
Otros Serv. de Mercado	0,205724	0,182363	0,023362
Otros Serv. de no Mercado	0,083055	0,076237	0,006818
<b>Total sectores</b>	<b>0,466445</b>	<b>0,376623</b>	<b>0,089822</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.27: Multiplicadores interiores del EBE

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,010152	0,007346	0,002806
Energía	0,026735	0,010663	0,016073
Bienes intermedios	0,029035	0,027125	0,001910
Bienes de equipo	0,000576	0,000000	0,000576
Bienes de consumo	0,010868	0,010102	0,000766
Construcción	0,000713	0,000000	0,000713
Transportes	0,007083	0,000000	0,007083
Hostelería	0,007727	0,000000	0,007727
Otros Serv. de Mercado	0,116296	0,103089	0,013206
Otros Serv. de no Mercado	0,009153	0,008401	0,000751
<b>Total sectores</b>	<b>0,218337</b>	<b>0,166726</b>	<b>0,051611</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.28: Multiplicadores interiores de la RA

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,001478	0,001070	0,000409
Energía	0,011969	0,004774	0,007195
Bienes intermedios	0,040647	0,037973	0,002674
Bienes de equipo	0,001175	0,000000	0,001175
Bienes de consumo	0,016839	0,015652	0,001187
Construcción	0,001804	0,000000	0,001804
Transportes	0,005637	0,000000	0,005637
Hostelería	0,002461	0,000000	0,002461
Otros Serv. de Mercado	0,086651	0,076811	0,009840
Otros Serv. de no Mercado	0,073902	0,067836	0,006066
<b>Total sectores</b>	<b>0,242563</b>	<b>0,204115</b>	<b>0,038449</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.29: Multiplicadores interiores del empleo

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,000686	0,000497	0,000190
Energía	0,000388	0,000155	0,000233
Bienes intermedios	0,001353	0,001264	0,000089
Bienes de equipo	0,000049	0,000000	0,000049
Bienes de consumo	0,001022	0,000950	0,000072
Construcción	0,000119	0,000000	0,000119
Transportes	0,000317	0,000000	0,000317
Hostelería	0,000223	0,000000	0,000223
Otros Serv. de Mercado	0,006223	0,005517	0,000707
Otros Serv. de no Mercado	0,004083	0,003748	0,000335
<b>Total sectores</b>	<b>0,014464</b>	<b>0,012130</b>	<b>0,002334</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.30: Multiplicadores totales de la producción

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,028003	0,016943	0,011060
Energía	0,237410	0,022577	0,214833
Bienes intermedios	0,191875	0,169855	0,022020
Bienes de equipo	0,010969	0,000000	0,010969
Bienes de consumo	0,091439	0,076020	0,015419
Construcción	0,005998	0,000000	0,005998
Transportes	0,031270	0,000000	0,031270
Hostelería	0,029408	0,000000	0,029408
Otros Serv. de Mercado	0,340026	0,266736	0,073290
Otros Serv. de no Mercado	0,125691	0,104168	0,021523
<b>Total sectores</b>	<b>1,092090</b>	<b>0,656300</b>	<b>0,435790</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.31: Multiplicadores totales del VAB

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,012516	0,007573	0,004943
Energía	0,161657	0,015373	0,146284
Bienes intermedios	0,073649	0,065197	0,008452
Bienes de equipo	0,004705	0,000000	0,004705
Bienes de consumo	0,035941	0,029881	0,006060
Construcción	0,003297	0,000000	0,003297
Transportes	0,019633	0,000000	0,019633
Hostelería	0,018347	0,000000	0,018347
Otros Serv. de Mercado	0,232469	0,182363	0,050107
Otros Serv. de no Mercado	0,091988	0,076237	0,015752
<b>Total sectores</b>	<b>0,654204</b>	<b>0,376623</b>	<b>0,277581</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.32: Multiplicadores totales del EBE

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,012141	0,007346	0,004795
Energía	0,112123	0,010663	0,101460
Bienes intermedios	0,030641	0,027125	0,003517
Bienes de equipo	0,001540	0,000000	0,001540
Bienes de consumo	0,012151	0,010102	0,002049
Construcción	0,000898	0,000000	0,000898
Transportes	0,011501	0,000000	0,011501
Hostelería	0,013827	0,000000	0,013827
Otros Serv. de Mercado	0,131415	0,103089	0,028325
Otros Serv. de no Mercado	0,010137	0,008401	0,001736
<b>Total sectores</b>	<b>0,336374</b>	<b>0,166726</b>	<b>0,169648</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.33: Multiplicadores totales de la RA

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,001768	0,001070	0,000698
Energía	0,050196	0,004774	0,045423
Bienes intermedios	0,042896	0,037973	0,004923
Bienes de equipo	0,003144	0,000000	0,003144
Bienes de consumo	0,018827	0,015652	0,003175
Construcción	0,002272	0,000000	0,002272
Transportes	0,009153	0,000000	0,009153
Hostelería	0,004404	0,000000	0,004404
Otros Serv. de Mercado	0,097916	0,076811	0,021105
Otros Serv. de no Mercado	0,081851	0,067836	0,014016
<b>Total sectores</b>	<b>0,312428</b>	<b>0,204115</b>	<b>0,108313</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.34: Multiplicadores totales del empleo

<b>Sectores económicos</b>	<b>MULTIPLICADORES</b>		
	<i>Totales</i>	<i>Directos</i>	<i>Indirectos</i>
<i>Agricultura y Pesca</i>	0,000821	0,000497	0,000324
<i>Energía</i>	0,001627	0,000155	0,001472
<i>Bienes intermedios</i>	0,001427	0,001264	0,000164
<i>Bienes de equipo</i>	0,000132	0,000000	0,000132
<i>Bienes de consumo</i>	0,001143	0,000950	0,000193
<i>Construcción</i>	0,000150	0,000000	0,000150
<i>Transportes</i>	0,000514	0,000000	0,000514
<i>Hostelería</i>	0,000400	0,000000	0,000400
<i>Otros Serv. de Mercado</i>	0,007033	0,005517	0,001516
<i>Otros Serv. de no Mercado</i>	0,004523	0,003748	0,000774
<b>Total sectores</b>	<b>0,017768</b>	<b>0,012130</b>	<b>0,005638</b>

Fuente: Elaboración propia



### Apéndice 8.3: Multiplicadores de impactos del sector pesquero de altura

Tabla 8.35: Multiplicadores interiores de la producción

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,012674	0,009269	0,003405
Energía	0,063705	0,045659	0,018046
Bienes intermedios	0,022405	0,019489	0,002916
Bienes de equipo	0,002325	0,000000	0,002325
Bienes de consumo	0,040848	0,037644	0,003205
Construcción	0,003399	0,000000	0,003399
Transportes	0,022914	0,010355	0,012559
Hostelería	0,011979	0,000000	0,011979
Otros Serv. de Mercado	0,289370	0,263566	0,025804
Otros Serv. de no Mercado	0,019839	0,012918	0,006921
<b>Total sectores</b>	<b>0,489457</b>	<b>0,398899</b>	<b>0,090558</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.36: Multiplicadores interiores del VAB

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,005664	0,004143	0,001522
Energía	0,043378	0,031090	0,012288
Bienes intermedios	0,008600	0,007481	0,001119
Bienes de equipo	0,000997	0,000000	0,000997
Bienes de consumo	0,016056	0,014796	0,001260
Construcción	0,001868	0,000000	0,001868
Transportes	0,014387	0,006501	0,007886
Hostelería	0,007473	0,000000	0,007473
Otros Serv. de Mercado	0,197837	0,180195	0,017642
Otros Serv. de no Mercado	0,014519	0,009454	0,005065
<b>Total sectores</b>	<b>0,310780</b>	<b>0,253661</b>	<b>0,057120</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.37: Multiplicadores interiores del EBE

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,005495	0,004019	0,001476
Energía	0,030086	0,021564	0,008522
Bienes intermedios	0,003578	0,003112	0,000466
Bienes de equipo	0,000326	0,000000	0,000326
Bienes de consumo	0,005428	0,005002	0,000426
Construcción	0,000509	0,000000	0,000509
Transportes	0,008428	0,003809	0,004619
Hostelería	0,005632	0,000000	0,005632
Otros Serv. de Mercado	0,111837	0,101864	0,009973
Otros Serv. de no Mercado	0,001600	0,001042	0,000558
<b>Total sectores</b>	<b>0,172919</b>	<b>0,140412</b>	<b>0,032508</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.38: Multiplicadores interiores de la RA

Sector es económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,000800	0,000585	0,000215
Energía	0,013469	0,009654	0,003815
Bienes intermedios	0,005009	0,004357	0,000652
Bienes de equipo	0,000666	0,000000	0,000666
Bienes de consumo	0,008411	0,007751	0,000660
Construcción	0,001288	0,000000	0,001288
Transportes	0,006707	0,003031	0,003676
Hostelería	0,001794	0,000000	0,001794
Otros Serv. de Mercado	0,083329	0,075898	0,007431
Otros Serv. de no Mercado	0,012919	0,008412	0,004507
<b>Total sectores</b>	<b>0,134392</b>	<b>0,109688</b>	<b>0,024704</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.39: Multiplicadores interiores del empleo

Sector es económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,000371	0,000272	0,000100
Energía	0,000437	0,000313	0,000124
Bienes intermedios	0,000167	0,000145	0,000022
Bienes de equipo	0,000028	0,000000	0,000028
Bienes de consumo	0,000511	0,000471	0,000040
Construcción	0,000085	0,000000	0,000085
Transportes	0,000377	0,000170	0,000206
Hostelería	0,000163	0,000000	0,000163
Otros Serv. de Mercado	0,005985	0,005451	0,000534
Otros Serv. de no Mercado	0,000714	0,000465	0,000249
<b>Total sectores</b>	<b>0,008836</b>	<b>0,007286</b>	<b>0,001550</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.40: Multiplicadores totales de la producción

Sector es económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,015078	0,009269	0,005810
Energía	0,136985	0,045659	0,091326
Bienes intermedios	0,026098	0,019489	0,006609
Bienes de equipo	0,006048	0,000000	0,006048
Bienes de consumo	0,046387	0,037644	0,008744
Construcción	0,003995	0,000000	0,003995
Transportes	0,028321	0,010355	0,017966
Hostelería	0,020024	0,000000	0,020024
Otros Serv. de Mercado	0,310431	0,263566	0,046865
Otros Serv. de no Mercado	0,027562	0,012918	0,014644
<b>Total sectores</b>	<b>0,620929</b>	<b>0,398899</b>	<b>0,222030</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.41: Multiplicadores totales del VAB

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,006739	0,004143	0,002597
Energía	0,093276	0,031090	0,062186
Bienes intermedios	0,010017	0,007481	0,002537
Bienes de equipo	0,002594	0,000000	0,002594
Bienes de consumo	0,018233	0,014796	0,003437
Construcción	0,002196	0,000000	0,002196
Transportes	0,017782	0,006501	0,011280
Hostelería	0,012492	0,000000	0,012492
Otros Serv. de Mercado	0,212236	0,180195	0,032041
Otros Serv. de no Mercado	0,020172	0,009454	0,010718
<b>Total sectores</b>	<b>0,395737</b>	<b>0,253661</b>	<b>0,142077</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.42: Multiplicadores totales del EBE

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,006537	0,004019	0,002519
Energía	0,064695	0,021564	0,043131
Bienes intermedios	0,004168	0,003112	0,001055
Bienes de equipo	0,000849	0,000000	0,000849
Bienes de consumo	0,006164	0,005002	0,001162
Construcción	0,000598	0,000000	0,000598
Transportes	0,010417	0,003809	0,006608
Hostelería	0,009415	0,000000	0,009415
Otros Serv. de Mercado	0,119977	0,101864	0,018113
Otros Serv. de no Mercado	0,002223	0,001042	0,001181
<b>Total sectores</b>	<b>0,225042</b>	<b>0,140412</b>	<b>0,084630</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.43: Multiplicadores totales de la RA

Sectores económicos	MULTIPLICADORES		
	Totales	Directos	Indirectos
Agricultura y Pesca	0,000952	0,000585	0,000367
Energía	0,028963	0,009654	0,019309
Bienes intermedios	0,005834	0,004357	0,001478
Bienes de equipo	0,001734	0,000000	0,001734
Bienes de consumo	0,009551	0,007751	0,001800
Construcción	0,001513	0,000000	0,001513
Transportes	0,008290	0,003031	0,005259
Hostelería	0,002999	0,000000	0,002999
Otros Serv. de Mercado	0,089393	0,075898	0,013495
Otros Serv. de no Mercado	0,017949	0,008412	0,009537
<b>Total sectores</b>	<b>0,167178</b>	<b>0,109688</b>	<b>0,057491</b>

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8.44: Multiplicadores totales del empleo

<b>Sectores económicos</b>	<b>MULTIPLICADORES</b>		
	<i>Totales</i>	<i>Directos</i>	<i>Indirectos</i>
<i>Agricultura y Pesca</i>	0,000442	0,000272	0,000170
<i>Energía</i>	0,000939	0,000313	0,000626
<i>Bienes intermedios</i>	0,000194	0,000145	0,000049
<i>Bienes de equipo</i>	0,000073	0,000000	0,000073
<i>Bienes de consumo</i>	0,000580	0,000471	0,000109
<i>Construcción</i>	0,000100	0,000000	0,000100
<i>Transportes</i>	0,000466	0,000170	0,000295
<i>Hostelería</i>	0,000272	0,000000	0,000272
<i>Otros Serv. de Mercado</i>	0,006420	0,005451	0,000969
<i>Otros Serv. de no Mercado</i>	0,000992	0,000465	0,000527
<b>Total sectores</b>	<b>0,010477</b>	<b>0,007286</b>	<b>0,003191</b>

Fuente: Elaboración propia

# ***CAPÍTULO 9***

## ***ANÁLISIS DE DESIGUALDAD DEL SECTOR PESQUERO CÁNTABRO***

**Introducción**

**Análisis de Desigualdad en la Unión Europea (1990-97)**

**Análisis de Desigualdad en la Unión Europea (1997-02)**

**Análisis de Desigualdad entre la Unión Europea y Cantabria (1995-02)**

**Análisis de Desigualdad en España**

**Análisis de Desigualdad en Cantabria**

**Apéndice: Indicadores tecnológicos y de productividad**



## ***9. ANÁLISIS DE DESIGUALDAD DEL SECTOR PESQUERO CÁNTABRO***

### **9.1. Introducción**

En el presente capítulo determinamos índices GINI de desigualdad de la flota pesquera de Cantabria, de carácter tecnológico y relacionados con la productividad. Los índices han sido estimados de acuerdo con los formalizados en las expresiones [6.43] y siguientes del capítulo 6.

Para la elaboración de los mismos se han tenido en cuenta variables obtenidas de diferentes fuentes estadísticas (Eurostat, Secretaría General de Pesca, INE, Dirección General de Pesca de Cantabria), tales como: TRB, KW, nº buques, Tripulantes, Tm de pesca desembarcada, valor de las Tm de pesca desembarcada.

El análisis de desigualdad -realizado con dichos índices- se ha formalizado en tres niveles espaciales diferentes: supranacional, nacional y regional.

En el ámbito supranacional, en primer lugar, se realiza el análisis de desigualdad con índices de todas las flotas pesqueras de los países de la Unión Europea. Posteriormente, se desagrega la flota pesquera de Cantabria del resto de España, con el fin de poder compararla con otras flotas de la Unión Europea.

En el contexto nacional, se determinarán los índices de desigualdad de las flotas pesqueras de todas las Comunidades Autónomas.

Por último, al estimar los índices de desigualdad en el ámbito regional, se tendrán en cuenta las flotas de Cantabria diferenciadas por puertos base.

Los datos no siempre están disponibles en todos los ámbitos planteados. Por ello, los períodos en los que se han formalizado los análisis responden a la disponibilidad de datos homogéneos para construir los índices.

## 9.2. Análisis de desigualdad en la Unión Europea (1990-97)

En el análisis de desigualdad para las flotas de los distintos países comunitarios, la disponibilidad de datos nos ha obligado a distinguir entre dos períodos. En el presente epígrafe desarrollamos el período 1990-97 y dejamos para el segundo epígrafe el período 1997-02.

Durante el primer período se produce un descenso en la mayor parte de las variables consideradas, excepto en los desembarcos tanto en toneladas como en valor, como muestra la Tabla 9.1. El número de pescadores desciende ligeramente pasando de 296.177 a 234.237 en el año 1997. El número de buques también desciende pasando de 112.101 a 101.746 y las TRB que en el año 1990 suponían 2.346.797 descienden a 2.010.830 en 1997, al igual que los Kilowatios que pasan de 9.120.647 a 7.942.347. Las toneladas desembarcadas aumentan de 5.576.700 a 6.832.248 mientras que estas mismas toneladas en valor ascienden de 6.793 millones a 7.389 millones de Euros.

Los países analizados son España (SP); Portugal (PO); Francia (FR); Grecia (GR); Finlandia (FI); Italia (IT); Dinamarca (DK); Suecia (SW); Alemania (GE); Reino Unido (UK); Irlanda (IR); Bélgica (BE); Países Bajos (NE).

Tabla 9. 1: Datos de la UE para 1990 y 1997

	Pescadores	Nº Buques	TRB	Kw	Desemb. (Tm)	Desemb. Valor (miles €)
1990	296.177	112.101	2.346.797	9.120.647	5.576.700	6.793.000
1997	234.237	101.746	2.010.830	7.942.347	6.832.248	7.388.800

Fuente: Eurostat

Seguidamente nos referiremos a los indicadores tecnológicos y de productividad formalizados en la metodología (ver capítulo 6).

### 9.2.1. Indicadores tecnológicos

#### 9.2.1.1. Tamaño medio

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.42].



Desde el año 1990 hasta 1997 se produce una disminución de la desigualdad en el porte medio de la flota comunitaria pasando el índice de Gini de 0,34 a 0,31. Como muestra la Figura 9.1, en el año 1990 Grecia disponía del buque de menor porte, con un tamaño medio de 2,5 TRB/buque, de hecho con el mayor porcentaje de buques (21,8%) sólo posee el 2,6% de las TRB, mientras que el mayor le corresponde a los Países Bajos con una tamaño medio de 159,6 TRB/buque, lo que supone que con sólo el 1% de los buques acumula el 7,6% de las TRB. España es el país que tiene el mayor porcentaje de los TRB (33.9%) con el 17,8% de los buques, cantidad sólo superada por Grecia.

En el año 1997 se produce un descenso del tamaño medio que pasa de 20,9 TRB/buque a 19,8. Grecia aumenta el porte de sus buques, con el 20,15% de los buques pasa a disponer del 5,32% de los TRB. Los Países Bajos siguen siendo el país con buques de mayor porte, de hecho ha aumentado de 159,6 a 168,38 TRB/buque. Los países que han sufrido los cambios más significativos han sido Alemania y Dinamarca. El primero ha pasado de tener un porte medio de 89,3 a 29,3 lo que ha provocado que haya aumentado su porcentaje de buques pasando del 1,2% al 2,3%, mientras que su porcentaje de TRB ha descendido de 5,1% a 3,41%. En lo que respecta a Dinamarca su porte medio a descendido pasando de 32,1 a 21,3 TRB/buque con lo que con el 4,5% de los buques dispone del 4,8% de los TRB. El Reino Unido es, sin embargo, el país que ha experimentado la mayor subida pasando de un porte medio de 21,6 en el año 1990 a 29,8 TRB/buque en el año 1997, lo que supone que su porcentaje de número de buques haya descendido pasando de 10,3% a 8,4%, mientras que el de TRB haya aumentado del 10,6% al 12,6%. Otro país que ha experimentado una subida ha sido Irlanda pasando de 38,5 a 47,1 TRB/buque, si bien mantiene en el período considerado prácticamente el porcentaje de buques y de TRB, el 1,3% y el 2,3% respectivamente. España, a pesar de haber sufrido un descenso en el porte medio (de 39,9 a 32,6 TRB/buque), sigue siendo el país que mayor cantidad de TRB posee, el 28,6% del total de la Comunidad.

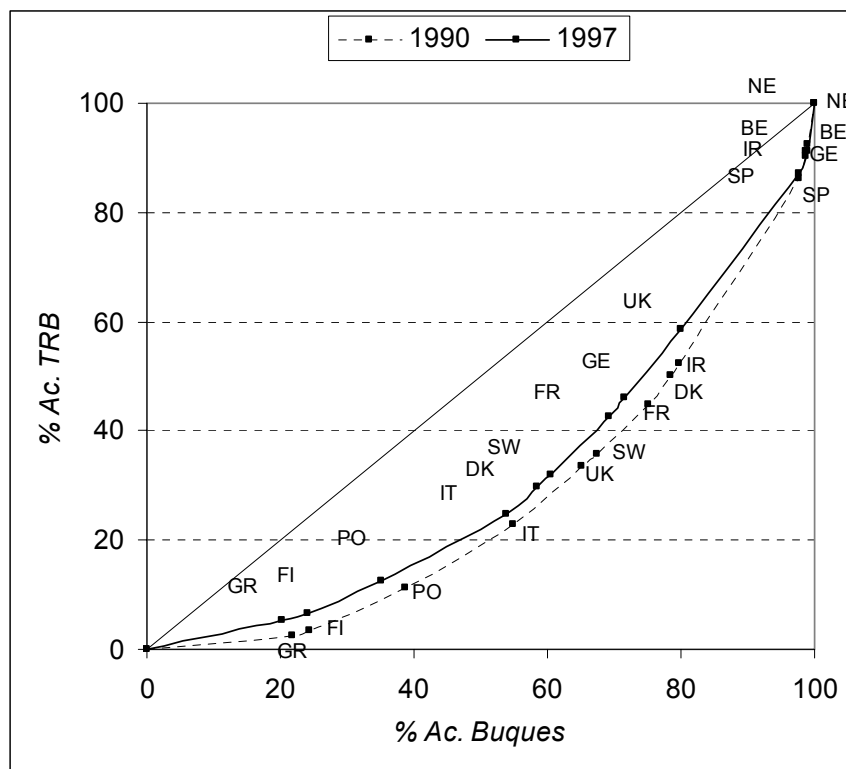


Figura 9. 1: Curva de Lorentz del ratio TRB/buque.

Fuente: Elaboración propia

### 9.2.1.2. Potencia media

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.44].

Desde 1990 a 1997 se produce un aumento en la desigualdad en lo que a la potencia media se refiere, al aumentar el índice de Gini de 0,20 a 0,22. Igualmente se produce un descenso de la potencia media de los buques pasando de 81,4 a 78,1 Kw/buque. En la Figura 9.2 se observa como Grecia, tanto en 1990 como en 1997, sigue siendo el país con el mayor número de buques (21,8% y 20,2% respectivamente) pero de menor potencia media pasando de 21,8 a 20,2 Kw/buque. El país cuyos buques son de la mayor potencia media son los Países Bajos pasando de 498 a 464, Kw/buque con lo que acumulando sólo el 1% de los buques en los años 1990 y 1997 disponen del 6% y del 6,1% de los Kw respectivamente.

España es, a comienzos del período, el país cuya flota tiene el mayor número de Kw, el 21,6% del total con el 17,8% de los buques. Sin embargo en 1997 Italia pasa a

ocupar la primera posición con el 19% frente a los 18,5% de España. Al igual que en el índice analizado anteriormente, los dos países que mayor subida han experimentado son el Reino Unido e Irlanda cuyas potencias medias han pasado de 105,1 y 127,2 a 121,3 y 151,4 respectivamente. El Reino Unido mantiene prácticamente los mismos Kw, en torno al 13% en ambos años, si bien desciende el porcentaje de los buques pasando del 10,3% al 8,4%.

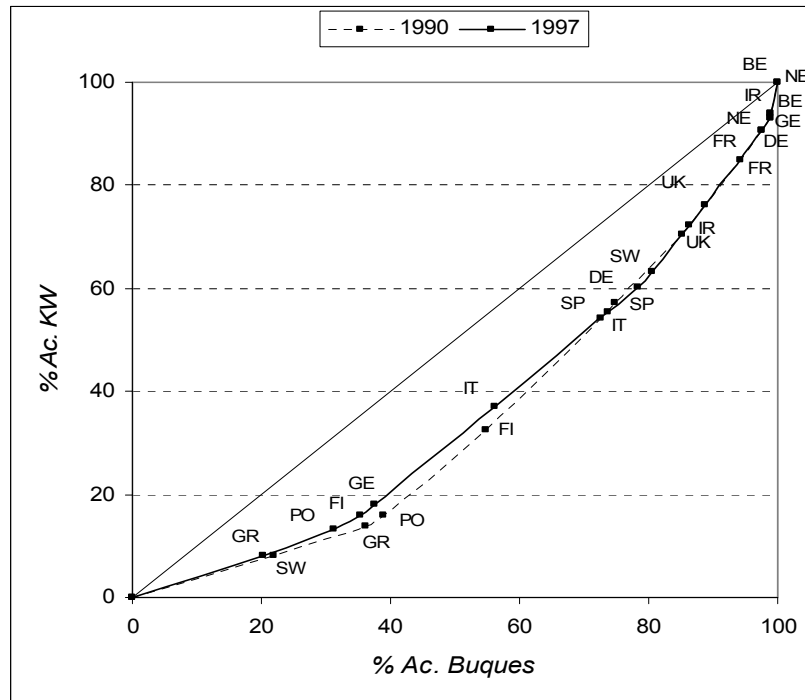


Figura 9. 2: Curva de Lorentz del ratio Kw/buque.

Fuente: Elaboración propia

En lo que se refiere a Irlanda, los cambios que experimenta en los porcentajes apenas son apreciables, manteniendo valores en torno al 1% de los buques y el 2,5% de los Kw. Alemania y Dinamarca continúan con la tendencia a la baja similar a la del ratio anterior pasando el primero de 160,7 a 69 Kw/buque y el segundo de 135,1 a 82,1 Kw/buque. De 1990 a 1997 Alemania aumenta su porcentaje de buques (del 1,2% al 2,3%) mientras que sus Kw descienden del 2,4% al 2%. Respecto a Dinamarca, pasa de tener del 3,4% de los buques y el 5,6% de los Kw a disponer del 4,5% de los buques y del 4,7% de los Kw. El resto de países experimentan variaciones menos acusadas.

### 9.2.1.3. Relación tecnológica: Kw/TRB

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.46].

Al analizar el ratio Kw/TRB se observa un descenso en el índice de Gini pasando de 0,22 en 1990 a 0,20 en 1997, mientras que curiosamente la potencia media de los TRB se mantiene en los 3,9 Kw/TRB en ambos años. Se produjo también un acercamiento a la media de los valores extremos ya que países como Finlandia y Grecia con 12,6 y 12,3 Kw/TRB en 1990 pasaron a 9,0 y 6,1 Kw/TRB en 1997, mientras que Alemania y España con 1,8 y 2,5 Kw/TRB respectivamente aumentaron a 2,4 y 2,6 Kw/TRB en 1997.

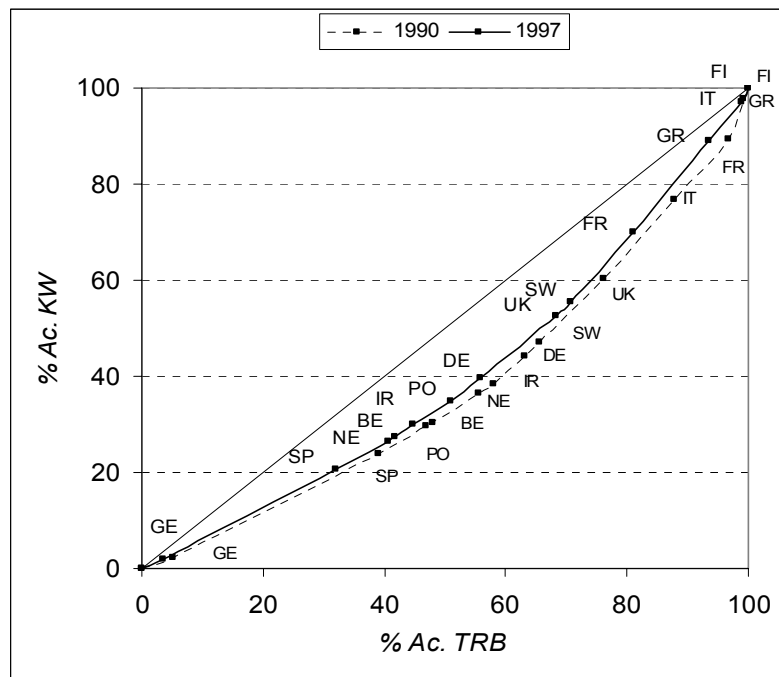


Figura 9. 3: Curva de Lorentz del ratio Kw/TRB.

Fuente: Elaboración propia

En 1990, como muestra la Figura 9.3 España es el país cuya flota dispone del mayor porcentaje de TRB (33,9%) y de Kw (21,6%), sin embargo, en 1997 a pesar de mantener el mayor porcentaje de TRB (28,6%) ocupa el segundo lugar en los Kw con un 18,5%, al ser superada por Italia que pasa del 16,6% en 1990 al 19% en 1997. En este ratio las variaciones que experimentan los países no son tan acusadas como en los

analizados anteriormente, siendo quizás un aspecto a destacar los cambios en las posiciones respecto a los valores medios. Países como Grecia y Finlandia que eran los países con los menores ratios TRB/buque y Kw/buque, se encuentran ahora con los mayores valores Kw/TRB, mientras que aquellos países que ocupaban los mayores valores extremos como los Países Bajos y Bélgica, han pasado a ocupar los valores inferiores en el ratio Kw/TRB, por encima de Alemania y España.

**9.2.1.4. Tripulación media**

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.48].

Respecto al ratio tripulación media se produce un aumento de la desigualdad desde el año 1990 hasta 1997 pasando el índice de 0,21 a 0,28. La Comunidad pasa de tener 296.177 pescadores y 112.101 buques en 1990 a 234.237 pescadores y 101.746 buques en 1997. El número de tripulantes por buque desciende de 2,6 a 2,3 siendo Grecia, Alemania y Francia los países que sufren un descenso más acusado. La Figura 9.4 muestra las curvas de Lorentz de este índice para los años 1990 y 1997.

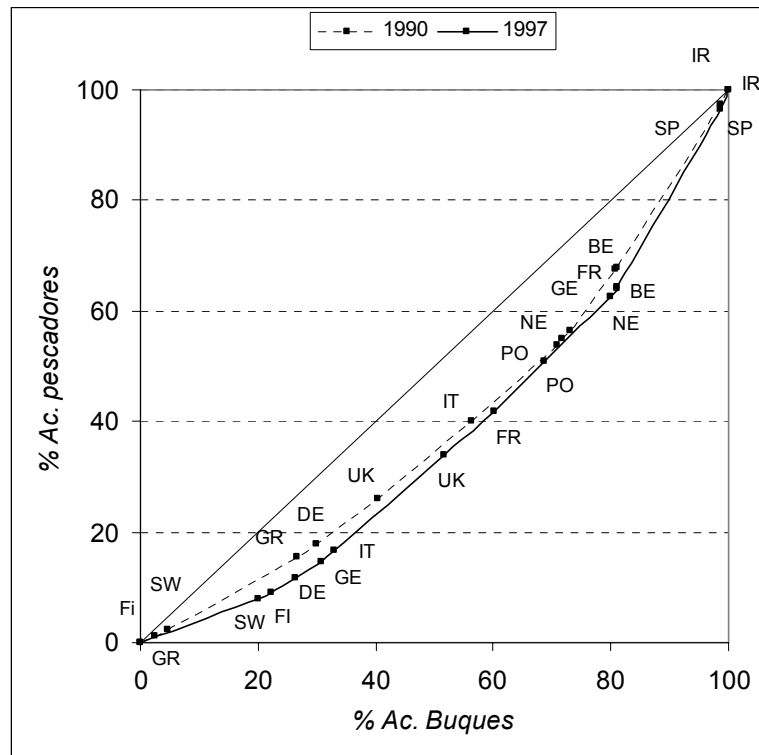


Figura 9. 4: Curva de Lorentz del ratio nº Pescadores/buque.

Fuente: Elaboración propia

Grecia, que en ambos años es el país con el mayor porcentaje de buques (21,8% en 1990 y 20,2% en 1997), pasa de una tripulación media de 1,6 a 0,9; Alemania de 3,6 a 1,9 sin que apenas se produzcan variaciones en sus porcentajes de número de buques y de pescadores, situándose éstos en torno al 1% en 1990 y al 2% en 1997 respectivamente. Francia pasa de 3,7 a 2,4 pescadores por buque aumentando su porcentaje de buques del 7,8% a 8,7%, mientras que desciende su porcentaje de pescadores del 11% a 9%. Respecto a los países que experimentan una subida más acusada son Finlandia de 1,1 a 1,5 pescadores por buque, Irlanda de 5,6 a 6,4 sin variar su porcentaje de número de buques (1,3%) y aumentando del 2,6% al 3,5% su parte de pescadores y los Países Bajos de 3,1 a 3,6. España es el país que acumula el mayor porcentaje de pescadores de la Comunidad tanto en el año 1990 (29,5%) como en 1997 (32,2%), permaneciendo su participación en el número de buques prácticamente inalterada, del 17,8% pasa al 17,6%.

#### **9.2.1.5. Relación tecnológica: TRB/Pescadores**

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.50].

De 1990 a 1997 en la Comunidad se produce un descenso de la desigualdad del número de TRB por pescador, pasando el índice de Gini de 0,22 a 0,17. En 1990 la media de TRB por pescador es de 7,9 siendo Grecia el país cuya flota tiene menos TRB por pescador (1,6), mientras los Países Bajos disponen del mayor (50,7). A finales del período el número de TRB por pescador aumenta a 8,6 siendo Finlandia el país que ocupa la menor posición (3,9) mientras que los Países Bajos siguen ocupando la mayor (46,9).

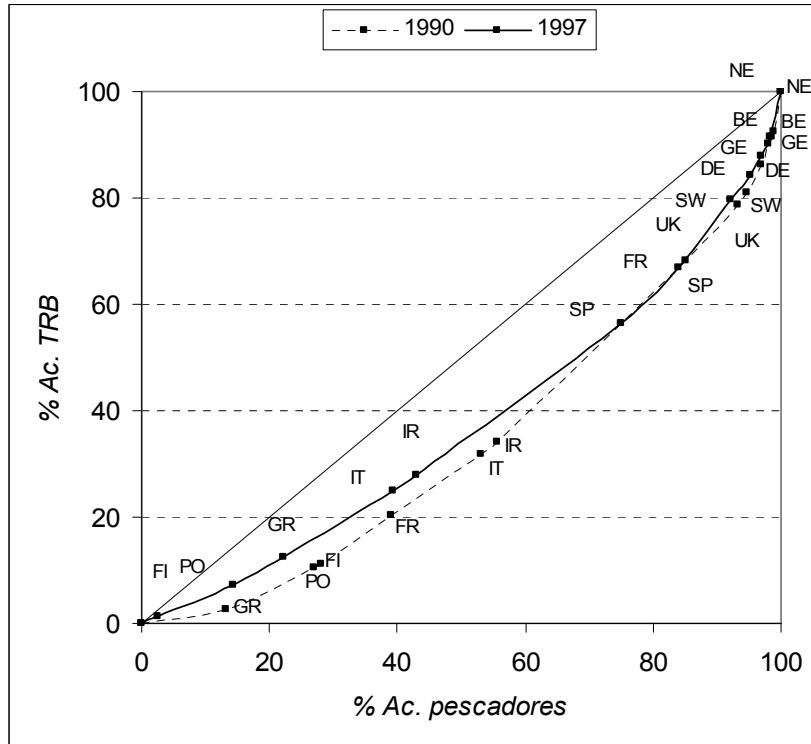


Figura 9. 5: Curva de Lorentz del ratio TRB/nº de pescadores.

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 9.5 se observa cómo España acumula mayor porcentaje, tanto de número de pescadores como de TRB, en los dos años. En 1990 disponía del 29,5% de los pescadores y del 33,9% de los TRB. En 1997 dichos porcentajes pasan al 32,2% y al 28,6% respectivamente. Los países que sufren los cambios más significativos son Grecia y Francia, ambos aumentan sus porcentajes de TRB pasando de 2,6% a 5,32% el primero y del 8,9% al 10,4% el segundo, mientras que su participación en el número de pescadores desciende del 13,2% al 7,8% en el caso de Grecia y del 11% al 9% en el caso de Francia. El resto de países no experimentan cambios significativos.

### 9.2.1.6. Relación tecnológica: Capital/Trabajo

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.52].

En lo que se refiere a la relación capital trabajo, hay un aumento de la desigualdad como pone de manifiesto el aumento en el índice pasando de 0,18 a 0,22 que se muestra en la Figura 9.6. El número de Kilowatios por pescador es de 30,8 en el año 1990 y pasa a 33,9 en 1997. Portugal y Grecia son en 1990 los países de menor

número de Kw por pescador 12,5 y 19,2 respectivamente, mientras que en 1997 son Portugal y España, el primero pasa de 12,5 a 14,4 mientras que nuestro país descendió de 22,6 a 19,5. Los países que disponen de la mayor relación capital/trabajo son los Países Bajos y Bélgica. Los primeros descienden de 1990 a 1997 de 158,3 a 129,4, mientras que Bélgica aumenta de 93,8 a 112,1.

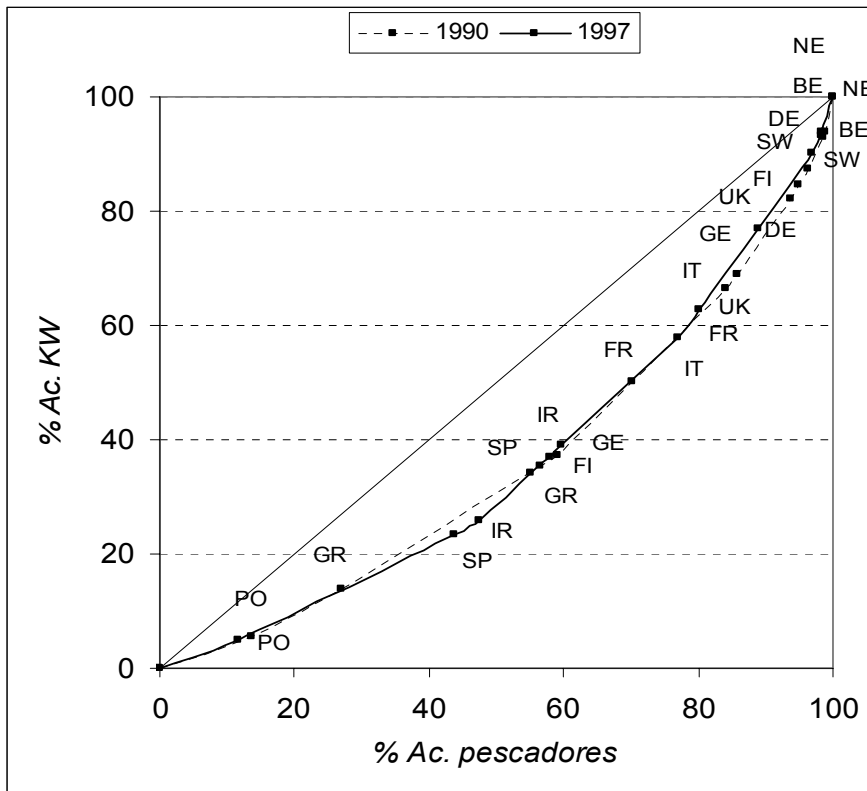


Figura 9. 6: Curva de Lorentz del ratio Kw/nº de pescadores.

Fuente: Elaboración propia

España es el país que mayor porcentaje de pescadores tiene en los dos años, el 29,5% en 1990 y el 32,2% en 1997. Sin embargo, pasa del 21,6% de los Kw al 18,5% y es superada por Italia que del 16,6% pasa al 19%. Francia es otro de los países que experimenta un ascenso considerable en el porcentaje de Kw pasando del 12,7% al 14,4% mientras que sus pescadores descienden del 11% al 9%. En Grecia desciende el número de pescadores del 13,2% al 7,8% mientras que el porcentaje de Kw se mantiene en el 8,2%.

La Tabla 9.3 del Apéndice muestra los indicadores tecnológicos elaborados para los años 1990 a 1997. En dicha tabla se observa cómo el tamaño medio, la potencia media de los TRB y los TRB por pescador descienden, lo que implica que la



desigualdad de la flota de los países comunitarios en lo que a estos indicadores se refiere, disminuye en dicho período. Sin embargo, la desigualdad en lo que respecta a la potencia media de los buques, la tripulación media y los Kilowatios por pescador aumenta del año 1990 a 1997, al aumentar los índices que miden dicha desigualdad.

### 9.2.2. Indicadores de productividad

#### 9.2.2.1. Eficiencia técnica de los buques

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.54].

A pesar de las variaciones, tanto en las toneladas desembarcadas como en el número de buques que se producen en 1990 y 1997, aumentando las primeras de 5.576.700 a 6.832.248 y descendiendo el número de buques de 112.201 a 101.756, el índice que mide el grado de desigualdad no varía en el período considerado manteniéndose en ambos años en el 0,43. En 1990 se desembarcaban 49,7 toneladas por buque, aumentando este ratio a 67,2 en 1997. Grecia es el país que desembarca el menor número de toneladas en los dos años considerados, 6,3 y 7,7, mientras que los Países Bajos llegan a desembarcar 483,4 toneladas por buque en 1990 y 437,4 en 1997.

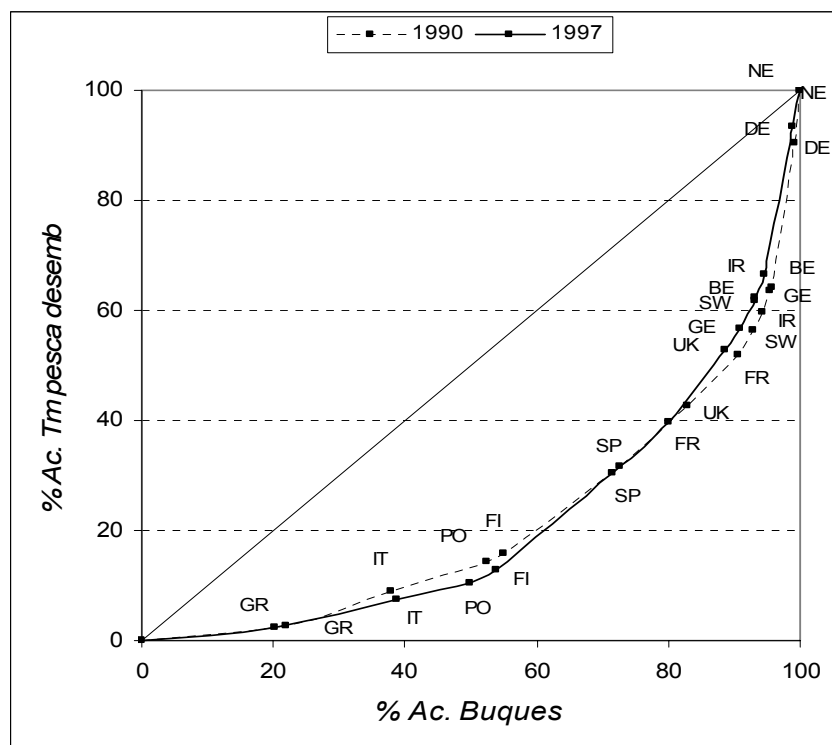


Figura 9. 7: Curva de Lorentz del ratio Tm desembarcadas/buque.

Fuente: Elaboración propia

Grecia, como muestra la Figura 9.7, con el mayor porcentaje de buques en los dos años analizados, el 21,8% y el 20,2% respectivamente, sólo captura el 2,8% en 1990 y el 2,3% en 1997. Dinamarca, con sólo el 3,4% de los buques en el primer año y el 4,5% en el segundo, es la flota que mayor porcentaje de toneladas acumula desembarcando el 26,2% en 1990 y el 26,7% en 1997. Las variaciones que se producen en los países no son muy acusadas manteniéndose los porcentajes en unos valores similares. Un aspecto a destacar es que las flotas de una serie de países que se encuentran con porcentajes similares en cuanto a número de buques en los dos años considerados, como es el caso de Italia, Portugal y España, la diferencia que se produce en cuanto al porcentaje de toneladas desembarcadas. La flota que podríamos decir es técnicamente más eficiente en el año 1997, sería la de España pues que con el 17,6% de los buques frente al 18,6% de Italia y el 11,2% de Portugal, desembarca el 17,6% de las toneladas, mientras que Italia sólo desembarca el 5% y Portugal el 3,2%.

#### **9.2.2.2. Relación de eficiencia técnica: Pesca/TRB**

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.56].

Al igual que ocurre en el ratio anterior, la desigualdad en las toneladas desembarcadas por TRB no varían entre los años 1990 y 1997, situándose en ambos años en 0,34. Dinamarca es el país que más toneladas desembarca por TRB, 11,9 y 18,7 en los dos años, lo que supone que con sólo el 5,2% de los TRB en 1990 y el 4,9% en 1997, desembarque el 26,2% de las toneladas en el primer año y el 26,7% en el segundo.

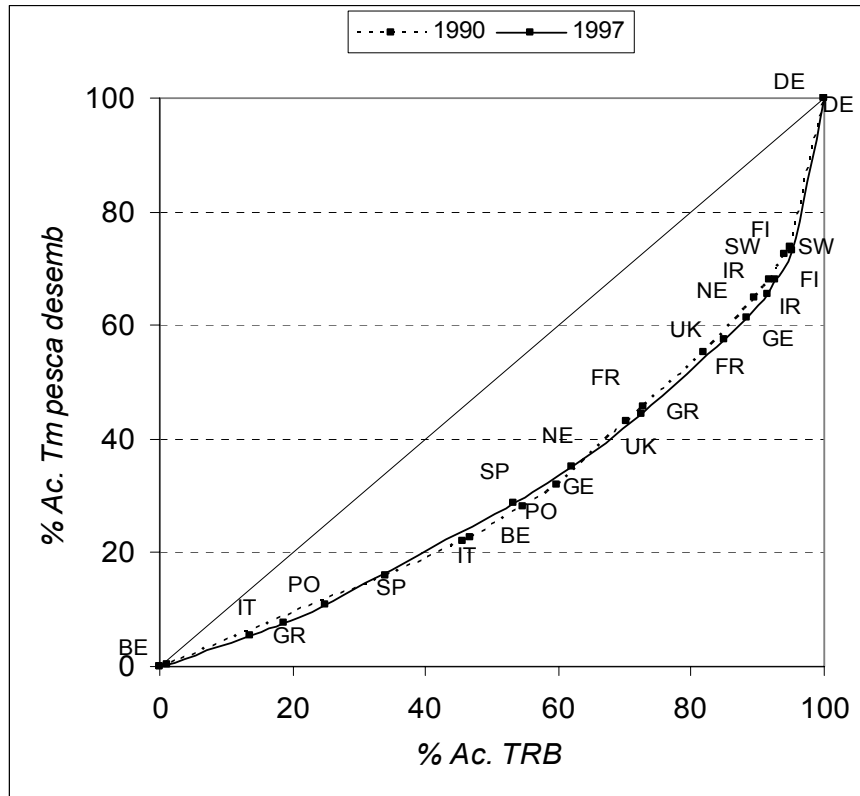


Figura 9. 8: Curva de Lorentz del ratio Tm desembarcadas/TRB.

Fuente: Elaboración propia

La Figura 9.8 muestra cómo España, que tanto en 1990 como en 1997 acumulaba el mayor porcentaje de TRB (33,9% y 28,6% respectivamente), desembarcaba el 15,9% en el primer año y el 17,6% en el segundo, siendo el país que menor número de toneladas desembarcaba por TRB en 1990 (1,1). El resto de países no sufren variaciones considerables en los dos años, siendo un aspecto a destacar cómo dos países con prácticamente el mismo porcentaje de TRB como son Italia y el Reino Unido en 1997 (el 12,3% y el 12,6% respectivamente), son técnicamente diferentes puesto que el Reino Unido desembarca el 13,1% de las toneladas mientras que Italia sólo llega al 5%.

### 9.2.2.3. Eficiencia técnica de los pescadores

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.58].

La eficiencia técnica de los pescadores medida en función de las toneladas desembarcadas por pescador no varía entre los dos años considerados manteniéndose el

índice Gini en 0,43. Ello a pesar del aumento de la cantidad desembarcada por pescador que pasa de 18,8 toneladas en 1990 a 29,2 en 1997. En 1990 y 1997 Dinamarca era el país cuya flota desembarcaba mayor número de toneladas por pescador, 210 el primer año y 256,2 el segundo. Grecia sin embargo, era el país que desembarcaba menor cantidad de toneladas en 1990 3,9, mientras que en 1997 era Portugal con 8 toneladas por pescador.

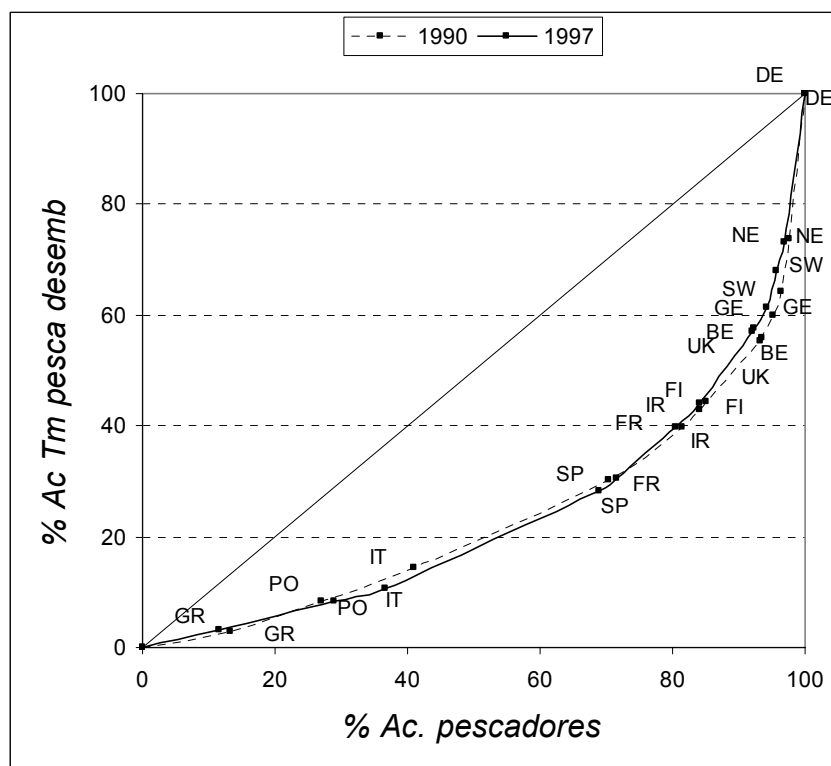


Figura 9. 9: Curva de Lorenz del ratio Tm desembarcadas/nº de pescadores.

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 9.9 se observa cómo los pescadores más eficientes serían los daneses que con el 2,3% de los pescadores en 1990 y el 3% en 1997 desembarcan el 26,2% y el 26,7% de las toneladas en dichos años. Los menos eficientes serían los griegos que con el 13,2% de los pescadores en el primer año y el 11,7% en el segundo sólo desembarcan el 2,8% de las toneladas en 1990 y el 3,2% en 1997. Con valores similares a Grecia se encuentran Portugal e Italia que con el 11,7% y el 17,2% de los pescadores respectivamente, en el año 1997 sólo desembarcaron el 3,2% y el 5% de las toneladas. España que tanto en 1990 como en 1997 es el país que más pescadores acumula (29,5% y 33,2% respectivamente) ocupa el segundo lugar en toneladas desembarcadas por detrás de Dinamarca con el 15,9% de las toneladas en 1990 y el 17,6% en 1997. El resto de países son experimentan cambios significativos.

### 9.2.2.4. Eficiencia Económica de los buques

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.60].

Mientras que en los tres índices que miden la eficiencia técnica tanto de los buques, de los pescadores, como de los TRB, hemos visto cómo no se ha producido variaciones en la desigualdad para los dos años considerados, no ocurre así en la eficiencia económica que analizamos a continuación, comprobando el aumento de la desigualdad en los tres casos.

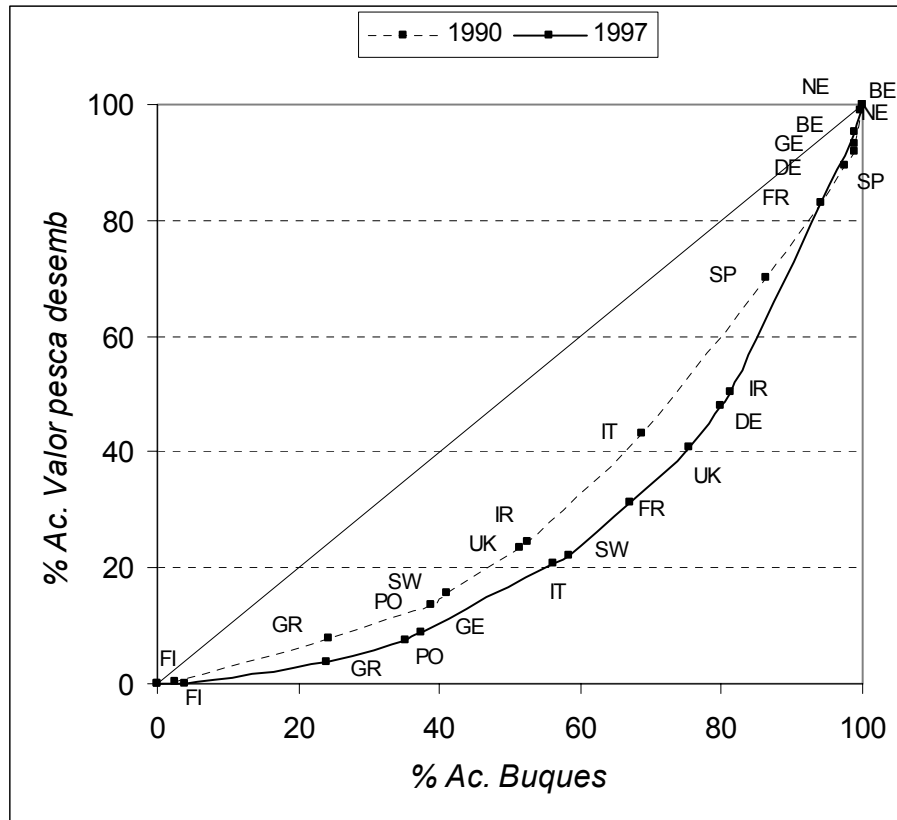


Figura 9. 10: Curva de Lorentz del ratio Valor Tm desembarcadas/nº de buques.

Fuente: Elaboración propia

De 1990 a 1997 la desigualdad en la eficiencia económica de los buques aumenta considerablemente, como muestra la Figura 9.10, pasando el índice de Gini de 0,26 a 0,40. En 1990 se llegaban a desembarcar 60.597 € por buque, cantidad que

aumenta hasta 72.620 € en 1997. En los dos años Finlandia fue el país que ocupaba la menor posición desembarcando 11.925,8 € por buque en 1990 y 2.506,9 € en 1997. Los Países Bajos llegaron a desembarcar 417.789,9 € por buque en 1990 y Bélgica 466.621,2 € en 1997.

La flota económicamente menos eficiente sería la griega, que con el 21,8% de los buques en 1990 sólo desembarca el 7,4% del valor de las toneladas, incluso este porcentaje se reduce al 3,7% en 1997, mientras que el correspondiente a los buques pasa al 20,2%. España sería el país que mayor porcentaje en valor desembarca aumentando entre 1990 y 1997 del 27% al 44,9%, con el 17,8% y el 17,6% de los buques respectivamente. Dinamarca que como hemos visto desembarcaba los mayores porcentajes en toneladas, en valor experimenta unos descensos considerables pasando del 6,5% en 1990 (con el 3,4% de los buques) al 7,3% (con el 4,5% de los buques).

#### **9.2.2.5. Relación de eficiencia Económica: Valor pesca/TRB**

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.62].

La desigualdad en la eficiencia económica de los TRB aumenta de 0,21 a 0,37 entre los años 1990 y 1997. Por TRB se desembarcaron de media en 1990 2.894 Euros, siendo Alemania el país que menos desembarcaba (1.304,7 €) y Grecia el que más (8.179,6 €). En 1997 la media se sitúa en 3.674,5 € siendo España el país que más desembarca (5.775,3 €) y Finlandia el que menos (409,9 €).

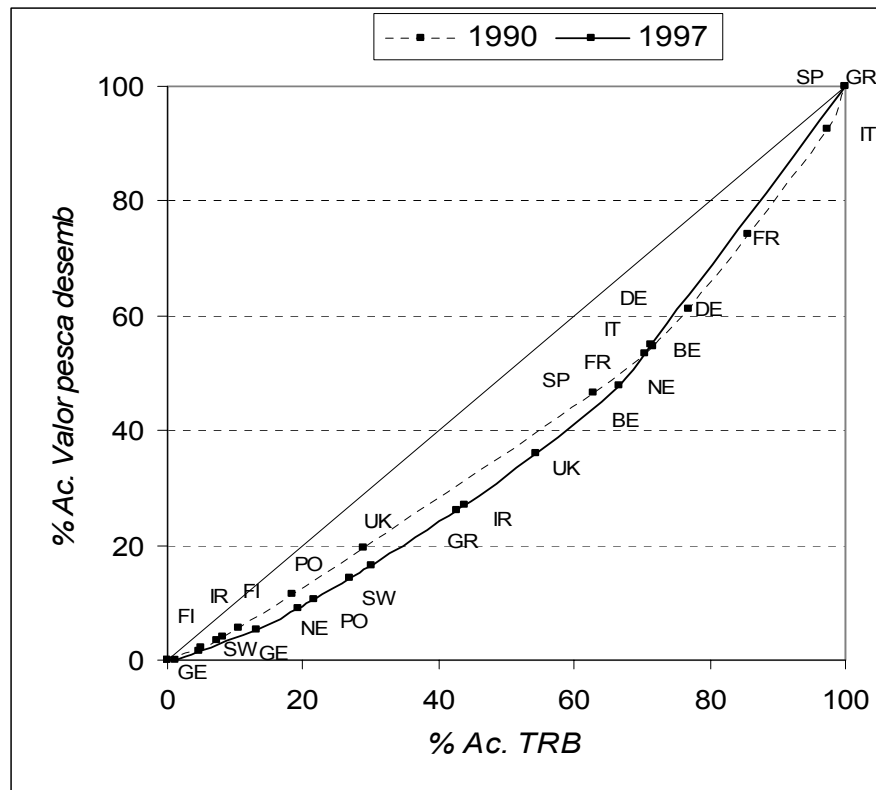


Figura 9. 11: Curva de Lorentz del ratio Valor Tm desembarcadas/TRB.

Fuente: Elaboración propia

La Figura 9.11 muestra cómo España es el país que acumula los mayores porcentajes para los dos años considerados tanto en TRB como en valor. En 1990, con el 33,9% de los TRB desembarcaba el 27% del valor, mientras que en 1997 el porcentaje de TRB se reduce al 28,6% y el correspondiente al valor aumenta al 44,9%. Italia, el Reino Unido y Francia, sin apenas sufrir cambios en los porcentajes de TRB entre 1990 y 1997, le siguen en importancia en lo que se refiere al valor de las toneladas desembarcadas. Italia desembarcó el 11,7% con el 12,3% de los buques, el Reino Unido el 9,5% con el 12,6% de los buques y Francia el 9% con el 10,4% de los buques. El resto de países no experimentan cambios significativos.

### 9.2.2.6. Eficiencia Económica de los pescadores

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.64].

Del año 1990 al 1997 se produce un aumento de la desigualdad en el valor de las toneladas desembarcadas por pescador pasando el índice de 0,18 a 0,25. En el primer

año se desembarcaban por pescador 22.396 € de media, cantidad que aumenta hasta 31.544,1 €. Los países que menos desembarcan son Irlanda en 1990 con sólo 9.467 €/pescador y Finlandia en 1997 con 1.618 €/pescador en 1997. Los primeros puestos los ocupan los Países Bajos en 1990 con 132.781,3 €/pescador y Bélgica en 1997 con 119.171 €/pescador

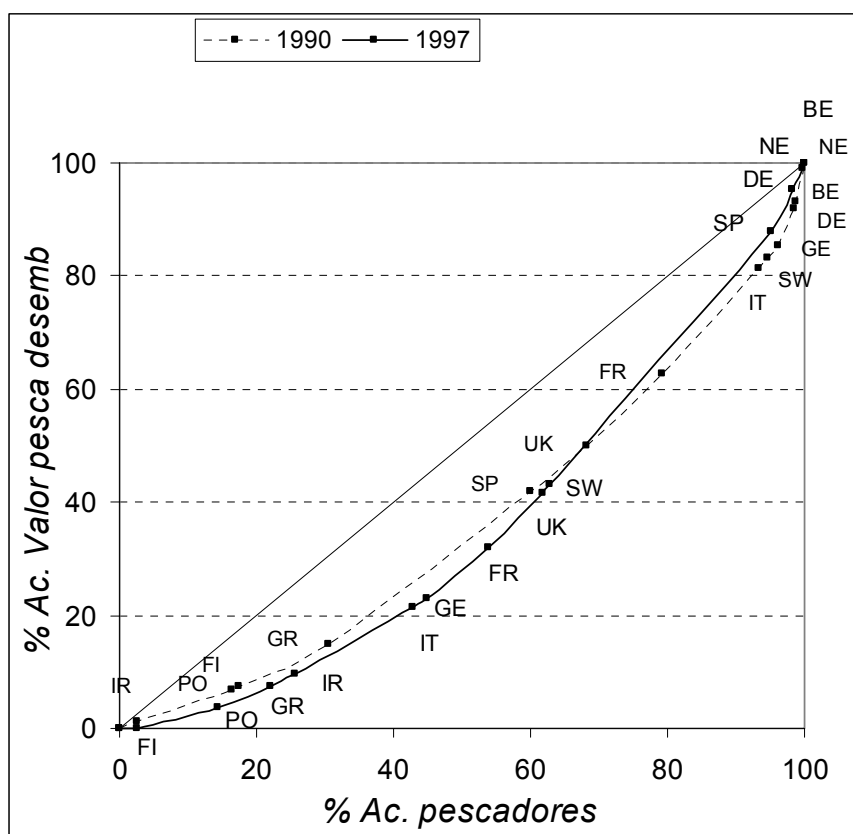


Figura 9. 12: Curva de Lorentz del ratio Valor Tm desembarcadas/nº de pescadores.

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 9.13 se observa cómo España sigue siendo el país que desembarca el mayor porcentaje en valor, en este caso con el mayor porcentaje de pescadores. En 1990 con el 29,5% de los pescadores desembarcaba el 27% del valor, cifra que aumenta al 44,9% en 1997 con el 32,2% de los pescadores. Sin producirse cambios significativos en los países de la Comunidad durante los años analizados, Italia, el Reino Unido y Francia junto con España desembarcan más del 75% del valor en el año 1997. Es de destacar el caso de Portugal que con el 11,7% de los pescadores en dicho año, cantidad sólo superada por España e Italia, sólo desembarca el 3,7% del valor.



La Tabla 9.4 del Apéndice muestra los índices que miden la productividad de la flota comunitaria en los años 1990 y 1997. La desigualdad no varía en lo que se refiere a la eficiencia económica de la flota al tener los índices el mismo valor en los dos años considerados. No ocurre lo mismo con la eficiencia técnica, cuya desigualdad aumenta de 1990 a 1997 al aumentar los valores de los índices Gini de los tres indicadores en el período considerado.

### 9.3. Análisis de desigualdad en la Unión Europea (1997-02)

Hemos diferenciado un segundo período debido a la falta de datos referentes a los pescadores de los países pertenecientes a la Unión Europea. En tal sentido, sólo hemos podido elaborar tres índices tecnológicos (tamaño medio, potencia media y potencia media de los TRB) y cuatro de productividad que cubren tanto la eficiencia técnica como económica de los buques y de los TRB.

Durante este segundo período, se produce un descenso de todas las variables analizadas, siendo un aspecto a destacar que los desembarcos, tanto en peso como en valor, que en el período anterior habían aumentado, en éste descienden, incluso las toneladas en valor de una forma significativa, pasando de 7.388 millones en 1997 a 4.118 millones en 2002, y los desembarcos que en 1997 eran 6.832.248 toneladas, en 2002 sólo alcanzan 5.877.988 toneladas. Como muestra la Tabla 9.2 el resto de variables también descienden, así el número de buques que en 1990 era de 101.746, en 2002 pasa a 90.595, al igual que las TRB que descienden de 2.010.830 a 1.963.537 y por último los Kilowatios descienden de 7.942.347 a 7.261.816.

Tabla 9. 2: Datos de la UE para 1997 y 2002

	Nº Buques	TRB	Kw	Desemb. (Tm)	Desemb. Valor (miles €)
1997	101.746	2.010.830	7.942.347	6.832.248	7.388.800
2002	90.595	1.963.537	7.261.816	5.877.988	4.118.000

Fuente: Eurostat

En los epígrafes siguientes desarrollaremos los indicadores tecnológicos y de productividad formalizados en la metodología (ver capítulo 6).

### 9.3.1. Indicadores tecnológicos

#### 9.3.1.1. Tamaño medio

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.42].

Desde el año 1997 hasta 2002 aumenta la desigualdad en el porte medio de la flota comunitaria pasando el índice de Gini de 0,31 a 0,34 retomando el valor de 1990. Se produce un aumento del tamaño medio que pasa de 19,8 TRB/buque a 21,7. Tanto en el año 1997 como en el 2002 Grecia disponía del buque de menor porte, con un tamaño medio de 5,2 TRB/buque en el primer año y 5,3 TRB/buque en el segundo. Como muestra la Figura 9.13, en ambos años mantiene el mayor porcentaje de buques 20,1% el primero y 21,8% el segundo, con sólo el 5,3% de las TRB en 1997 y en 2002. El buque de mayor porte le corresponde a los Países Bajos con una tamaño medio de 168,4 TRB/buque el primer año, lo que supone que con sólo el 1% de los buques acumula el 8,6% de las TRB, y un porte medio que sufre el mayor cambio de todos los países de la Comunidad al pasar a 214,7 el segundo año, con lo que manteniendo el mismo porcentaje de buques (1%) su participación en los TRB aumenta hasta el 10,2%. España es el país que tiene el mayor porcentaje de los TRB en ambos años, el 28,6% el primer año con el 17,6% de los buques y el 26,5% el segundo año con el 16,4% de los buques.

En el año 2002 no se producen cambios significativos en la participación de los países de la Comunidad, tanto en número como en TRB, manteniéndose los valores como al principio del período.

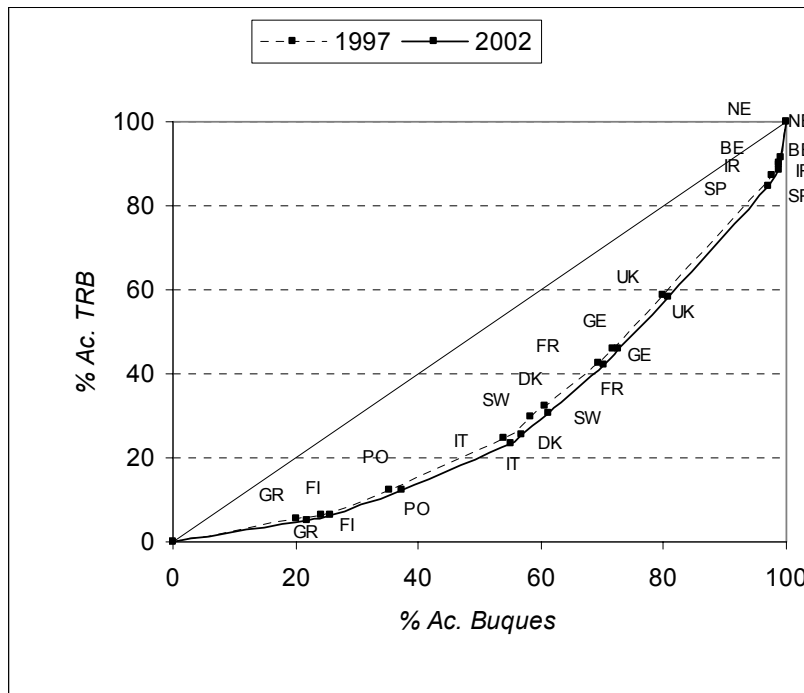


Figura 9. 13: Curva de Lorentz del ratio TRB/buque.

Fuente: Elaboración propia

### 9.3.1.2. Potencia media

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.44].

Desde 1997 hasta 2002 apenas se produce variación en la desigualdad en lo que a la potencia media se refiere, al pasar el índice de Gini de 0,21 a 0,22. De igual forma, la potencia media de los buques aumenta ligeramente pasando de 78,1 Kw/buque a 80,1. En la Figura 9.14 se observa que Grecia, tanto en 1997 como en 2002, sigue siendo el país con el mayor número de buques (20,2% y 21,8% respectivamente) pero de menor potencia media, pasando de 31,9 a 30,7 Kw/buque. El país cuyos buques son de la mayor potencia media es en 1997, Países Bajos pasando de 464,8 a 503 Kw/buque en 2002. En dicho año Bélgica pasa a tener el buque de mayor potencia media al pasar de 438,5Kw/buque a 513,1.

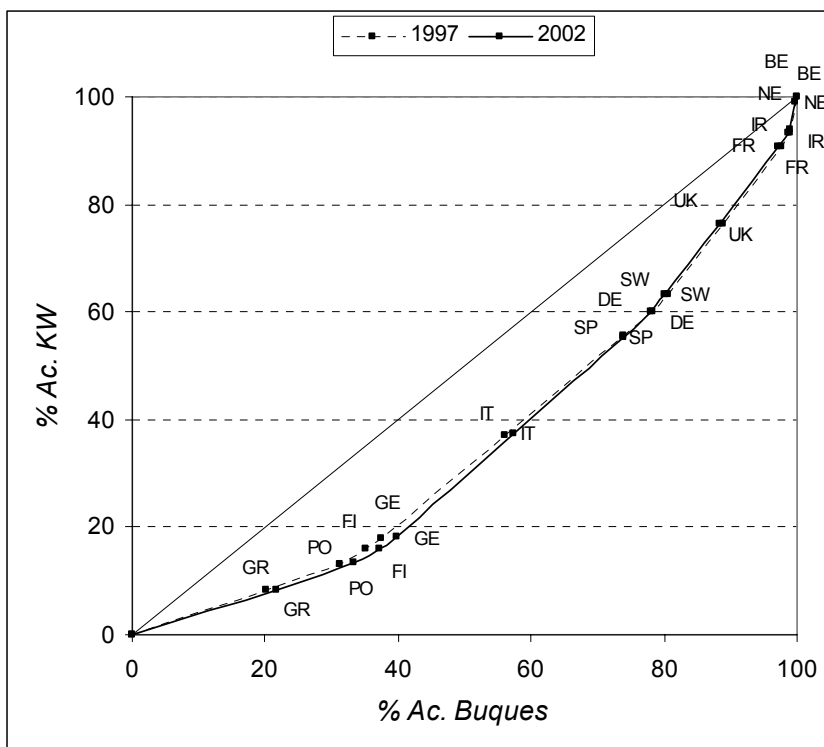


Figura 9. 14: Curva de Lorentz del ratio Kw/buque.

Fuente: Elaboración propia

Al igual que en el índice analizado en el epígrafe anterior, los cambios más significativos se producen en los valores respecto de la media en el extremo superior, sin producirse variaciones significativas en los que se refiere a los porcentajes, manteniéndose éstos en unos valores similares a los de 1997.

### 9.3.1.3. Relación tecnológica: Kw/TRB

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.46].

Al analizar el ratio Kw/TRB se observa un descenso mínimo en el índice de Gini pasando de 0,20 en 1997 a 0,197 en 2002, y en la potencia media de los TRB que pasa de 3,9 Kw/TRB en el primer año a 3,7 en el segundo. Se produjo también un alejamiento a la media de los valores extremos ya que países como Finlandia con 9 Kw/TRB en 1997 pasó a 9,5 y otros como los Países Bajos y España descendieron de 2,8 y 2,6 Kw/TRB respectivamente en 1997 a 2,3 y 2,4 en el 2002.

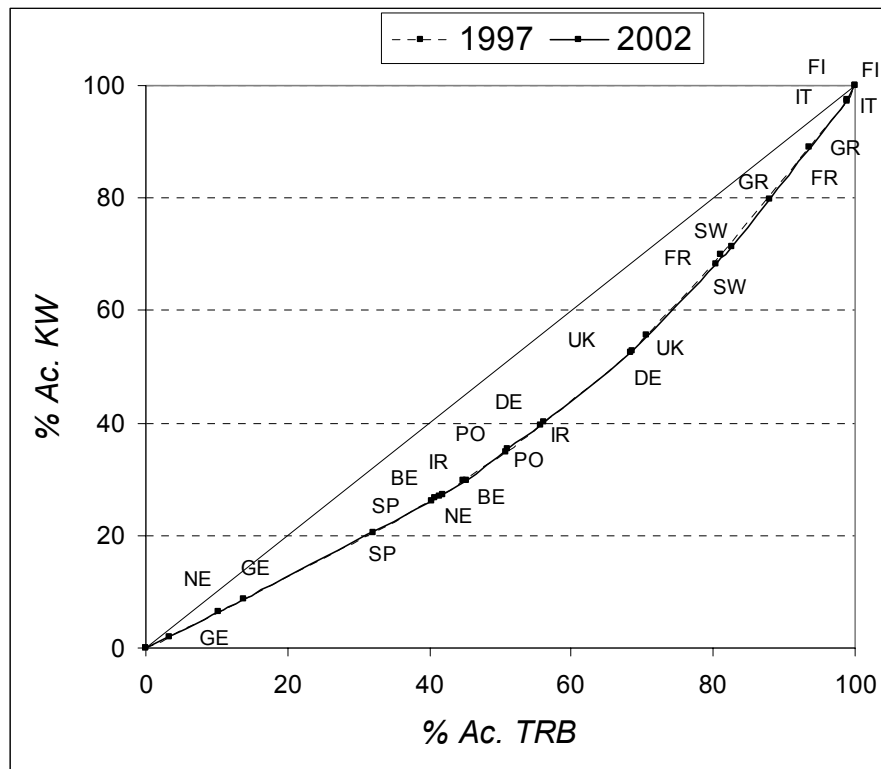


Figura 9. 15: Curva de Lorentz del ratio Kw/TRB.

Fuente: Elaboración propia

Como muestra la Figura 9.15 España es el país cuya flota dispone del mayor porcentaje de TRB en ambos años (28,6% y 26,5%). Sin embargo, ocupa el segundo lugar en los Kw con un 18,5% y 17,3% respectivamente, al ser superada por Italia que dispone del 19% el primer año y el 17,8% el segundo. El resto de países y siguiendo con la tónica de los índices anteriores no sufren variaciones acusadas en el período considerado.

La evolución de los indicadores tecnológicos en los años 1997 y 2002 se muestran en la Tabla 9.5 del Apéndice 9.2, en la que se observa como la desigualdad aumenta en lo que al tamaño medio y la potencia media se refiere, al aumentar el valor de los índices Gini de dichos indicadores. En lo que se refiere a la Potencia media de los TRB, la desigualdad no varía en los dos años considerados, al mantenerse el índice de Gini en el mismo valor.

### 9.3.2. Indicadores de productividad

#### 9.3.2.1. Eficiencia técnica de los buques

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.54].

La desigualdad prácticamente no varía en el período que va de 1997 a 2002 manteniéndose en ambos años en el 0,43. En 1997 se desembarcaban 67,2 toneladas por buque, descendiendo esta cantidad a 64,9 en 2002. Grecia, al igual que ocurría en el período 1990-1997, es el país que desembarca el menor número de toneladas en los dos años considerados, 7,7 toneladas en 1997 y 4,8 en 2002 , mientras que los Países Bajos desembarcan la mayor cantidad por buque, 437,4 toneladas en 1997 que aumentan a 556 en 2002.

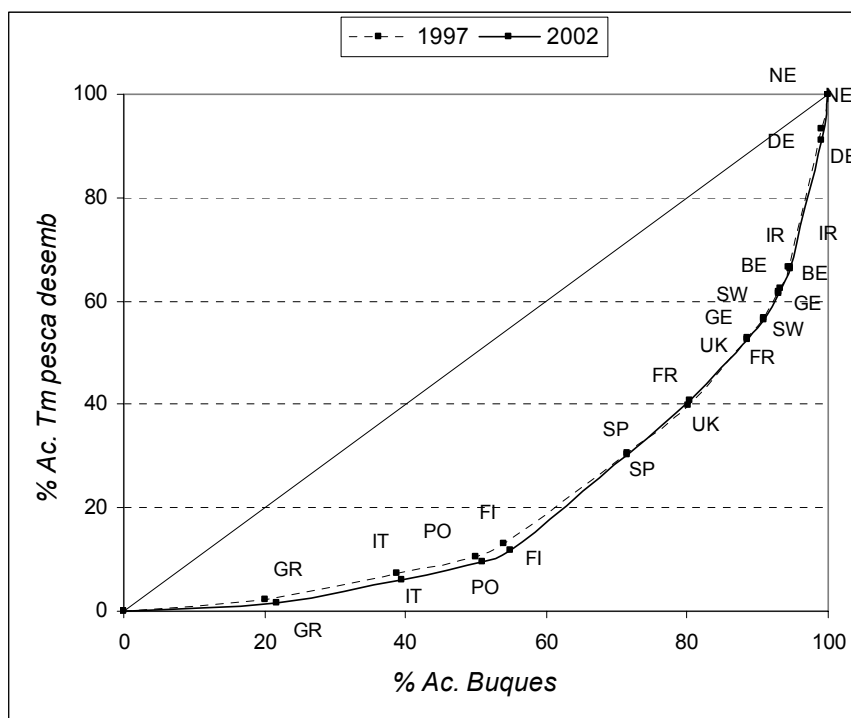


Figura 9. 16: Curva de Lorentz del ratio Toneladas desembarcadas/buque.

Fuente: Elaboración propia

Grecia, cómo muestra la Figura 9.16, que sigue siendo el país con el mayor porcentaje de buques en los dos años analizados, el 20,2% en 1997 y 21,8% en 2002, sólo captura el 2,3% en el primer año y el 1,6% en el segundo. Dinamarca, con sólo el 4,5% de los buques en el primer año y el 4,3% en el segundo, sigue siendo la flota que mayor porcentaje de toneladas acumula desembarcando el 26,7% en 1997 y el 24,5% en

2002. Las variaciones que se producen en los países no son muy acusadas manteniéndose los porcentajes en unos valores similares para los dos años considerados.

**9.3.2.2. Relación eficiencia técnica: Pesca/TRB**

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.56].

Del año 1997 al 2002 el índice que mide la desigualdad en las toneladas desembarcadas por TRB descienden de 0,34 a 0,31. Dinamarca, al igual que ocurría en el período anterior, es el país que más toneladas desembarca por TRB, 18,7 toneladas el primer año y 14,5 el segundo, lo que supone que con sólo el 4,9% de los TRB en 1997 y el 5,1% en 2002, desembarca el 26,7% de las toneladas en el primer año y el 24,5% en el segundo.

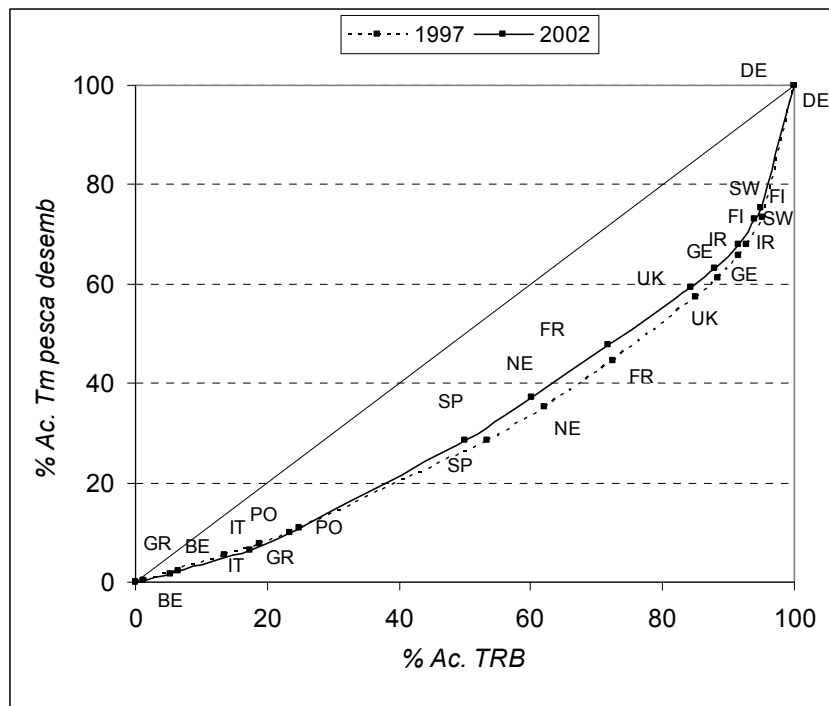


Figura 9. 17: Curva de Lorentz del ratio Toneladas desembarcadas/TRB.

Fuente: Elaboración propia

La Figura 9.17 muestra cómo España, que en los dos años del período considerado acumulaba el mayor porcentaje de TRB (28,6% y 23,5% respectivamente), desembarcaba el 17,6% en el primer año y el 18,5% en el segundo. El resto de países no

sufren variaciones considerables en los dos años considerados y se mantienen en unos valores similares a los de 1997.

### 9.3.2.3. Eficiencia Económica de los buques

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.60].

De 1997 a 2002, a diferencia del primer período analizado, la desigualdad en la eficiencia económica de los buques disminuye considerablemente como muestra la Figura 9.18, pasando el índice de Gini de 0,40 a 0,30. En 1997 se desembarcaban 72.620 € por buque, cantidad que desciende hasta 68.646 € en 2002. Al igual que en el período anterior Finlandia es el país que menos valor desembarca por buque 2.506 € en 1997, cantidad que aumenta a 6.440 € en 2003. Bélgica es el país que más valor desembarca 466.2169 € por buque en 1997 y 553.846 € en 2002.

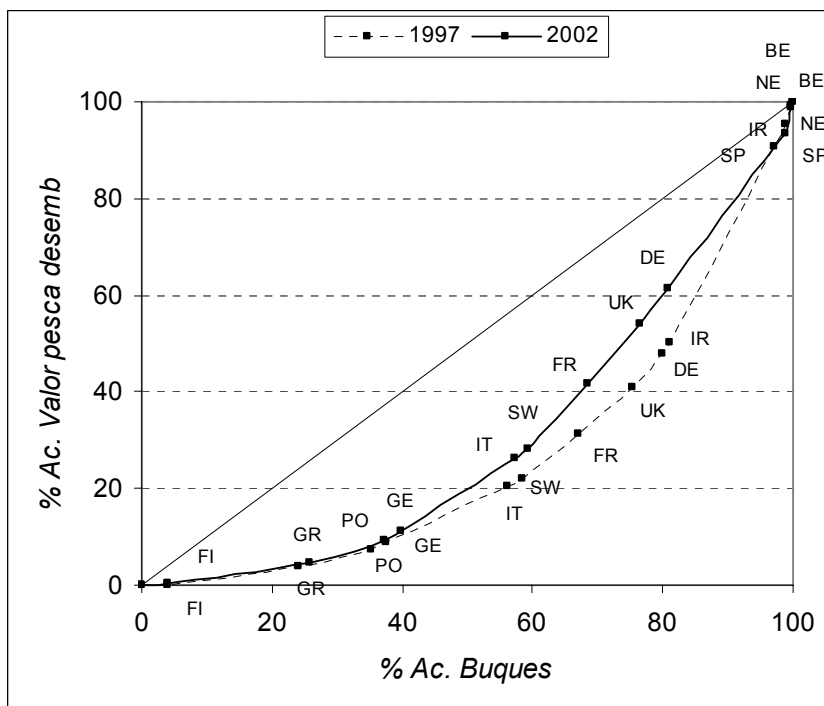


Figura 9. 18: Curva de Lorentz del ratio Valor pesca desembarcada/buque.

Fuente: Elaboración propia



La flota económicamente menos eficiente sigue siendo la griega que con el 20,2% de los buques en 1997 sólo desembarca el 3,7% del valor de las toneladas, porcentaje que aumenta al 4,1% en 2002, con el 21,8% de los buques. España es el país que más porcentaje en valor desembarca, el 44,9%, con el 17,6% de los buques en 1997, cantidad que se reduce al 29,2% en 2002 con prácticamente el mismo porcentaje de buques. Dinamarca, que como hemos visto desembarcaba los mayores porcentajes en toneladas, en valor sólo desembarca el 7,3% en 1997 y el 7,5% en el 2002, con el 4,5% y 4,3% de los buques respectivamente.

**9.3.2.4. Relación de eficiencia Económica: Valor pesca/TRB**

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.62].

Mientras que la desigualdad en la eficiencia económica de los TRB aumentaba de 0,21 en 1990 a 0,37 en 1997, en el 2002 disminuye hasta situarse en 0,19. Por TRB se desembarcaron de media en 1997 3.674 Euros, siendo Finlandia el país que menos desembarcaba (409,9 €) y España el que más (5.775,3 €). En 2002 la media se sitúa en 3.167,2 €, siendo en este año Dinamarca el país que más desembarca (4.670,9 €) y Finlandia sigue siendo el que menos (1.156,8 €).

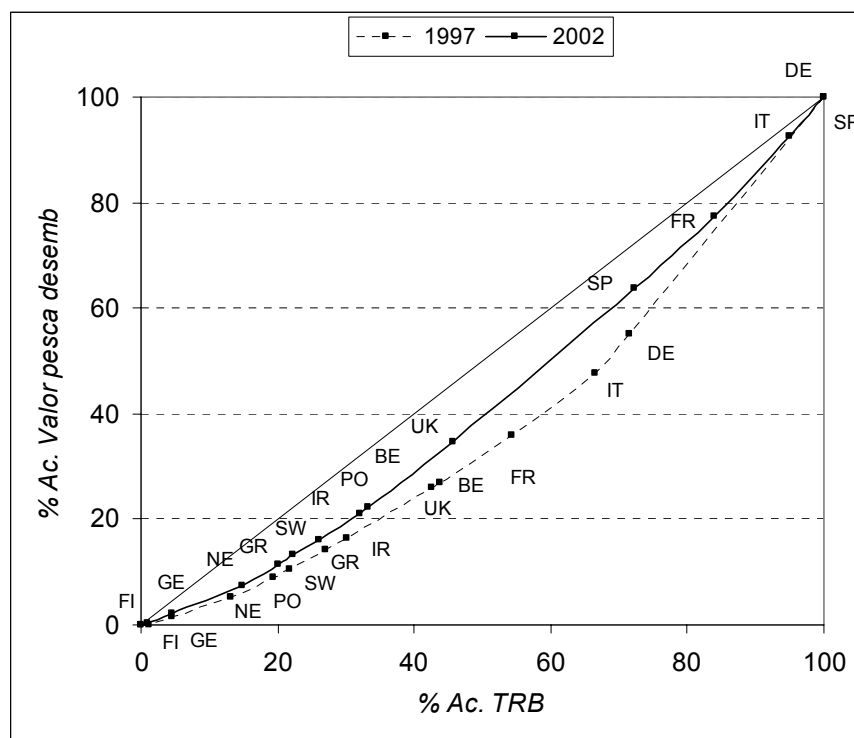


Figura 9. 19: Curva de Lorentz del ratio Valor pesca desembarcada/TRB.

Fuente: Elaboración propia

La Figura 9.19 muestra cómo España es el país que acumula los mayores porcentajes para los dos años considerados, tanto en TRB como en valor. En 1997, con el 28,6% de los TRB desembarcaba el 44,9% del valor, mientras que en 2002 el porcentaje de TRB se reduce al 26,5% al igual que el correspondiente al valor que se reduce al 29,2%. Italia, el Reino Unido y Francia, sin apenas sufrir cambios en los porcentajes de TRB entre 1997 y 2003, le siguen en importancia en lo que se refiere al valor de las toneladas desembarcadas, aumentando sus porcentajes en el último año considerado. Italia desembarcó el 15,2% con el 11% de los buques, el Reino Unido el 12,4% con el 12,6% de los buques y Francia el 13,4% con el 11,7% de los buques. El resto de países no experimentan cambios significativos.

La Tabla 9.6 del Apéndice muestra el valor de los indicadores de productividad para los años 1997 y 2002. En dicha tabla se observa que la desigualdad en la eficiencia técnica de los buques no varía en los dos años considerados, manteniéndose el índice de Gini en 0,43. La desigualdad en el resto de indicadores desciende, siendo la eficiencia económica de los TRB la que lo hace de una forma más acusada al pasar el índice de Gini de 0,37 a 0,19, mientras que los índices que miden la eficiencia técnica de los TRB y la eficiencia económica de los buques desciende de 0,34 a 0,31 y de 0,40 a 0,30 respectivamente.

#### **9.4. Análisis de desigualdad entre la Unión Europea y Cantabria entre 1995 y 2000**

En el siguiente epígrafe analizaremos la desigualdad en el seno de la Unión Europea, incluyendo en el análisis nuestra región de forma separada, para el período comprendido entre los años 1995 y 2000. Determinaremos cómo ha ido evolucionando la desigualdad de 4 índices: dos tecnológicos, porte y potencia media; y dos de productividad, como son la eficiencia técnica y económica de la flota.

### **9.4.1. Indicadores tecnológicos**

#### **9.4.1.1. Tamaño medio**

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.42].

El valor medio en 1995 para la flota comunitaria es de 19,4 TRB/buque. La Figura 9.20 muestra la posición de las flotas de la Comunidad consideradas en el presente análisis con respecto a dicho indicador, tanto para el año 1995 como para el 2000. Las flotas pesqueras que registran valores inferiores a dicha media son las de Dinamarca (18,9), Italia (15,9), Portugal (10,3), Finlandia (5,8) y Grecia (5,8). El resto de flotas pesqueras consideradas registran valores por encima de dicha media, por lo que sus buques tienen mayor tamaño. Es el caso del Suecia (20,3), Reino Unido (25,3), Francia (27,1), Alemania (32,7), resto de España (27,2), Irlanda (43,0), Cantabria (43,6), Bélgica (149,1) y Países Bajos (179). En el año 2000 la potencia media sube hasta los 21,0 TRB/buque. El orden, en sentido ascendente de los valores de la flota comunitaria es el siguiente: Grecia (5,3), Finlandia (5,7), Portugal (10,8), Italia (13,3), Dinamarca (24,5), Suecia (26,9), Francia (27,2), Alemania (30,9), resto de España (31,4), Reino Unido (33,2), Cantabria (41,9), Irlanda (50,7), Bélgica (181,5) y Países Bajos (194,9).

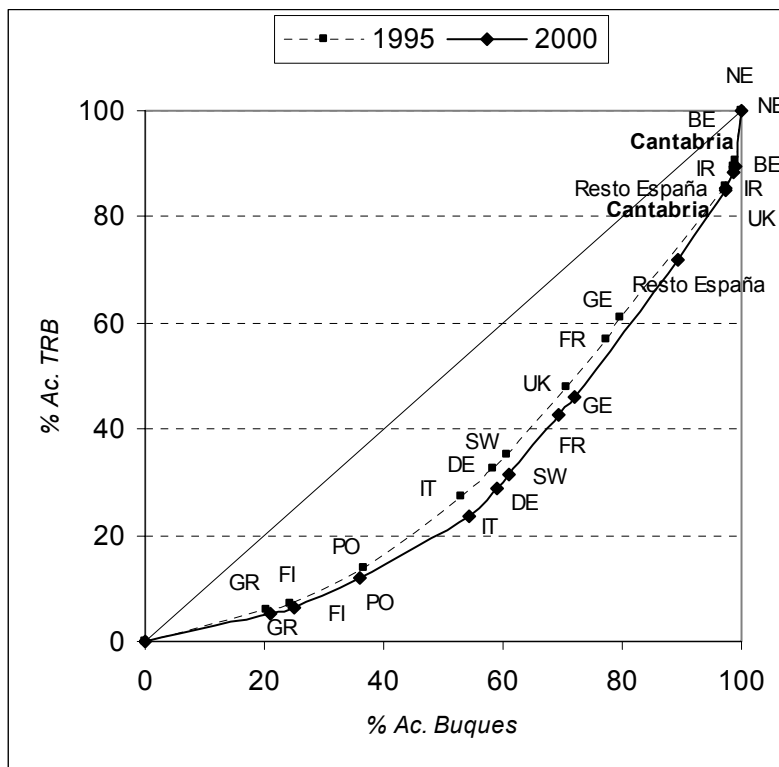


Figura 9. 20: Curva de Lorentz del ratio TRB/Buque.

Fuente: Elaboración propia

A pesar del aumento del porte medio de la flota comunitaria, en lo que respecta a la flota cántabra ha descendido de 43,6 a 41,9 TRB/Buque. Además podemos afirmar que en el período considerado se ha producido un aumento de la desigualdad al pasar el índice de Gini de 0,255 a 0,287.

### 9.4.1.2. Potencia media

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.44].

Durante el período 1995-2000 se produce un descenso de la potencia media de la flota comunitaria, pasando de 81,3 KW/buque en 1995 a 79,4 KW/buque en el año 2000. En los dos años considerados la flota de Cantabria se situaba por encima de la media (200,2 y 231,6 respectivamente). Al inicio del período los valores de las distintas flotas eran los siguientes: Grecia (32,3), Portugal (32,8), Finlandia (55,7), Alemania

(71,2), Dinamarca (78,5), resto de España (86,7), Italia (92,7), Suecia (106,2), Reino Unido (114,8), Irlanda (141,4), Francia (150,2), Cantabria (200,2), Bélgica (417,1) y Países Bajos (509,2). En el año 2000 los países que experimentan un ascenso considerable son Dinamarca, Suecia, Irlanda y Bélgica, mientras que los que descienden, también de forma considerable son Francia y los Países Bajos. Los valores de las flotas para dicho año son: Grecia (31,4), Portugal (36,9), Finlandia (53,6), Alemania (72,3), resto de España (78,4), Italia (79,8), Dinamarca (89,6), Suecia (121,8), Reino Unido (124,3), Francia (135,3), Irlanda (162,3), Cantabria (231,6), Países Bajos (471,9) y Bélgica (498,9).

Respecto a la desigualdad en 1995 el índice de Gini se situaba en 0,219 y en el 2000 descendió hasta 0,206, por lo que prácticamente se ha mantenido en los mismos valores, aspecto que también se puede apreciar en la Figura 9.21.

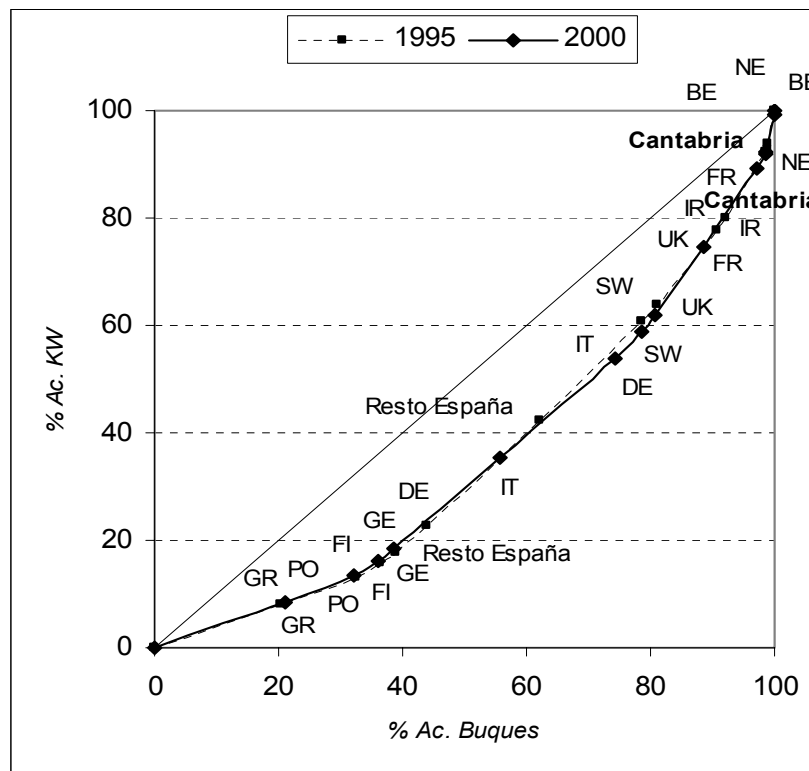


Figura 9. 21: Curva de Lorenz del ratio Kw/Buque.

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 9.7 de Apéndice muestra los índices de Gini, para la UE y Cantabria en los años 1995 y 2000, de los indicadores tecnológicos analizados. En ella se observa un aumento de la desigualdad en el porte medio, mientras que en lo referente a la potencia media, disminuye.

### 9.4.2. Indicadores de productividad

#### 9.4.2.1. Eficiencia técnica de los buques

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.54].

Se trata de una medida de la productividad cuyo valor medio para la Comunidad en el año 1995, es de 70,8 Tm/Buque. Los países cuya eficiencia técnica estaba por debajo de dicha media, en dicho año son: Grecia (7,8), Portugal (19,7), Italia (24,3), Finlandia (27,3) y resto España (63,1). Los países cuyas flotas tienen una productividad superior a la media son: Reino Unido (93,3), Francia (93,4), Alemania (100,0), Cantabria (109,8), Suecia (150,8), Bélgica (186,5), Irlanda (277,1), Dinamarca (392) y Países Bajos (438,9). En el año 2000 el valor medio comunitario desciende hasta las 64,5 Tm/Buque, sin alterarse el grupo de países que se situaban por encima y por debajo de dicho valor. Cantabria, en ambos años se ha mantenido por encima de la media desembarcando sus buques 109,8 y 111,5 Tm en 1995 y 2000 respectivamente. Los valores para el último año del período analizado son: Grecia (5,0), Italia (17,3), Portugal (17,6), Finlandia (42,7), resto España (63,6), Francia (84,8), Alemania (88,7), Reino Unido (97,5), Cantabria (111,5), Suecia (174,2), Irlanda (231,6), Bélgica (234,7), Dinamarca (369,7) y Países Bajos (460,8).

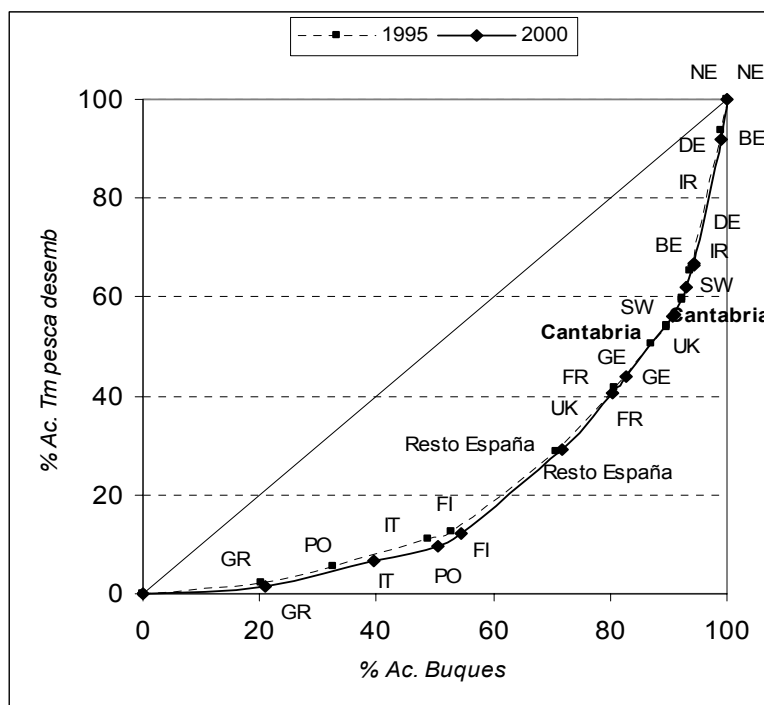


Figura 9. 22: Curva de Lorentz del ratio Tm pesca desembarcado/Buque.

Fuente: Elaboración propia

En cuanto al cambio experimentado por los coeficientes Gini, de 0,427 en 1995 a 0,428 en 2000, ponen de manifiesto que la productividad de las diferentes flotas apenas ha variado, tal y como muestra la Figura 9.22.

#### **9.4.2.2. Eficiencia económica de los buques**

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.60].

La flota pesquera de la Comunidad tiene un valor medio de dicho ratio de 65.484 €/Buque. Por debajo de dicho valor se encuentran las flotas de los siguientes países de la Comunidad: Finlandia (5.823), Grecia (16.780), Portugal (23.216), Suecia (37.470) y Alemania (63.259). Los países de la Comunidad que se encuentran por encima de la media son: Italia (71.435), Reino Unido (72.868), Dinamarca (79.380), resto de España (102.443), Irlanda (112.884), Cantabria (122.031), Francia (129.592), Países Bajos (398.018) y Bélgica (484.615). En el año 2000 se produce un descenso en la eficiencia económica de las flotas comunitarias al descender el ratio hasta las 59.540 €/buque. Sin embargo se produce un aumento en la desigualdad al subir el índice de Gini de 0,275 a 0,287, como también se puede apreciar en la Figura 9.25. Los valores de las flotas comunitarias para el año 2000 son: Finlandia (2.458), Grecia (11.817), Portugal (25.378), Alemania (41.54), Italia (47.021), Suecia (57.643), Francia (79.086), Reino Unido (90.399), Dinamarca (101.952), resto de España (104.695), Cantabria (135.081), Irlanda (154.233), Países Bajos (331.784) y Bélgica (503.937).

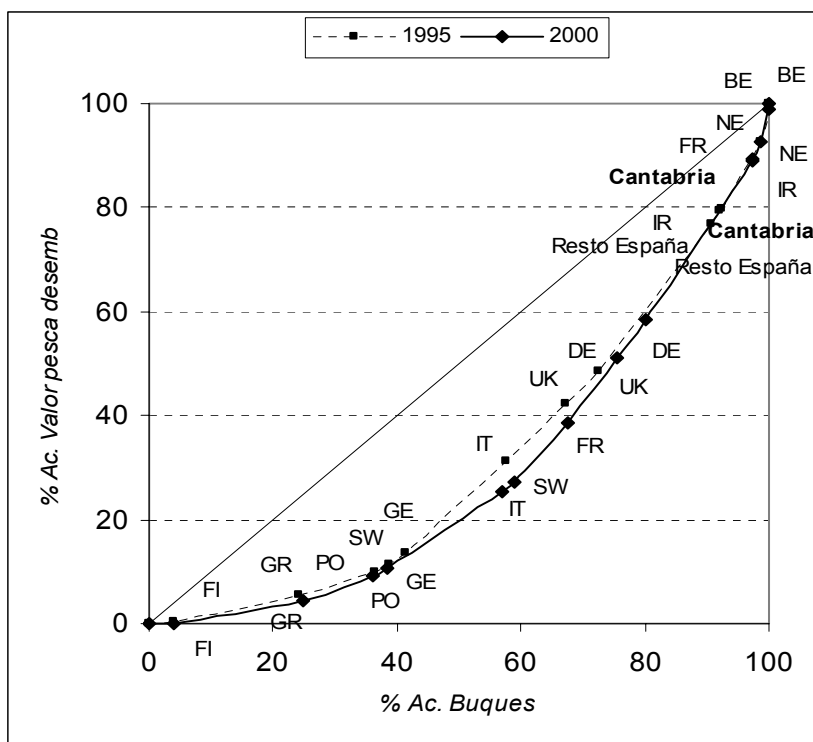


Figura 9. 23: Curva de Lorentz del ratio Valor pesca desem/Buque.

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 9.8 de Apéndice muestra los índices de Gini, para la UE y Cantabria en los años 1995 y 2000, de los indicadores de productividad analizados. En ella se observa un ligero aumento de la desigualdad en la eficiencia económica de los buques, mientras que en lo que se refiere a la eficiencia técnica, ésta prácticamente se mantiene en el mismo valor.

### 9.5. Análisis de desigualdad en España

En el presente epígrafe analizamos la desigualdad de las flotas pertenecientes a las comunidades autónomas, tanto de los indicadores tecnológicos como de productividad. La falta de datos de algunos de los años nos ha hecho tomar distintos períodos para el análisis. Así el tamaño medio, la potencia media y la potencia media de los TRB se analizan para 1994 y 2000, mientras que la tripulación media, los TRB/pescadores y la relación capital/trabajo se calculan para los años 1995 y 1997. Respecto a los indicadores de productividad, tanto la eficiencia técnica como económica



de los buques se calcula para los años 1994-1997, mientras que la eficiencia de los pescadores, técnica y económica se calcula para 1995 y 1997.

### **9.5.1. Indicadores tecnológicos**

#### **9.5.1.1. Tamaño medio**

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.42].

En el ámbito nacional, se han calculado los valores medios de las TRB/buque para las distintas flotas de nuestro país. La Figura 9.24 muestra, en los años 1994 y 2000, la posición de las flotas de las distintas comunidades autónomas con respecto a dicho indicador mediante curvas de concentración.

El orden de menor a mayor en 1994 es Baleares (7,2), Comunidad Murciana (11,43), Asturias (14,7), Cataluña (16,6), Galicia (24,8), Comunidad Valenciana (27,8), Ceuta (29,1), Melilla (33,8), Canarias (32,9), Andalucía (34,7), Cantabria (44,0) y País Vasco (140,0).

En el año 2000 se produce un descenso general de los valores medios, a excepción de Ceuta y Melilla que experimentan una subida considerable. El tamaño medio que registran las distintas flotas es Baleares (7,2), Comunidad Murciana (10,7), Cataluña (16,1), Asturias (16,3), Galicia (18,4), Andalucía (22,5), Comunidad Valenciana (24,6), Canarias (28,2), Cantabria (38,2), Melilla (46,2), Ceuta (53,9) y País Vasco (138,8).

Como consecuencia, entre los años indicados, la relación tecnológica TRB/buque para el total de Cantabria se reduce pasando de 29,0 a 22,8. Además, tal y como muestra la Figura 9.26, tiende a reducirse la desigualdad de las flotas, ya que los Gini calculados se reducen pasando de 0,220 en 1995 a 0,187 en el año 2000.

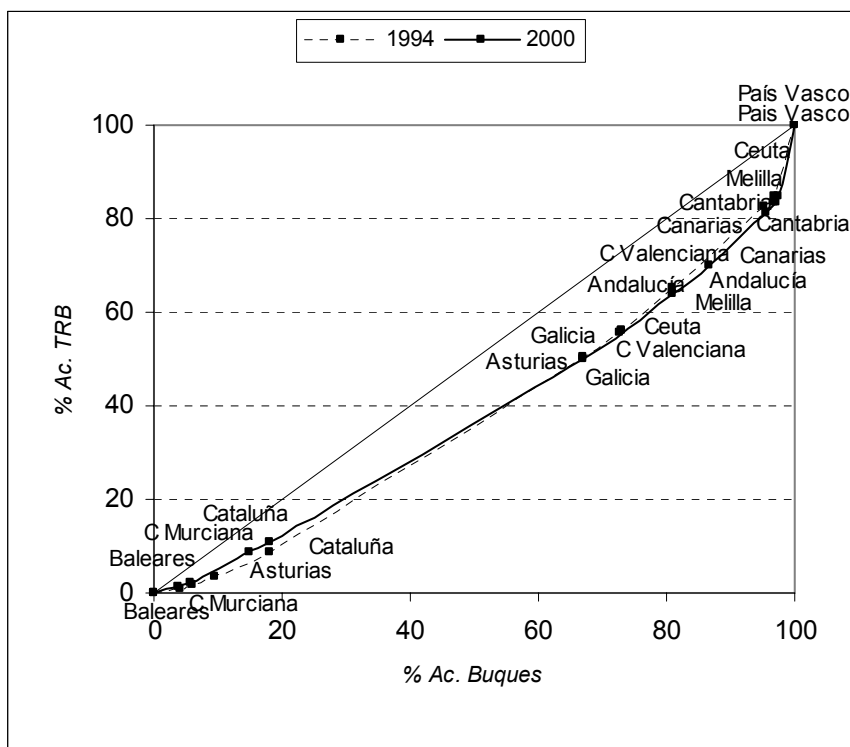


Figura 9. 24: Curva de Lorentz del ratio TRB/buque.

Fuente: Elaboración propia

### 9.5.1.2. Potencia media

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.44].

La Figura 9.25 muestra en los años 1994 y 2000, la posición de las flotas de las comunidades autónomas con respecto al ratio Kw/buque. El orden de menor a mayor en 1994 es Baleares (54,9), Comunidad Murciana (74,0), Asturias (84,8), Galicia (86,1), Cataluña (127,3), Canarias (131,6), Ceuta (157,9), Melilla (163), Andalucía (166,5), Comunidad Valenciana (172,0), Cantabria (201,4) y País Vasco (516,9).

En el año 2000 se produce una situación similar a la anterior, descendiendo de forma general los ratios a excepción de los de Ceuta y Melilla. Los valores medios para el año 2000 son: Baleares (57,6), Galicia (70,3), Comunidad Murciana (72,1), Asturias (87,8), Canarias (114,8), Andalucía (123,2), Cataluña (123,4), Comunidad Valenciana (162,0), Cantabria (178) Ceuta (241,1), Melilla (259,1) y País Vasco (511,2).

Como consecuencia, entre los años indicados la relación tecnológica Kw/buque para el total de España se reduce pasando de 123,7 a 105,5. Además tiende a homogeneizarse para toda la flota ya que los Gini calculados se reducen pasando de 0,207 en 1994 a 0,186 en el año 2000.

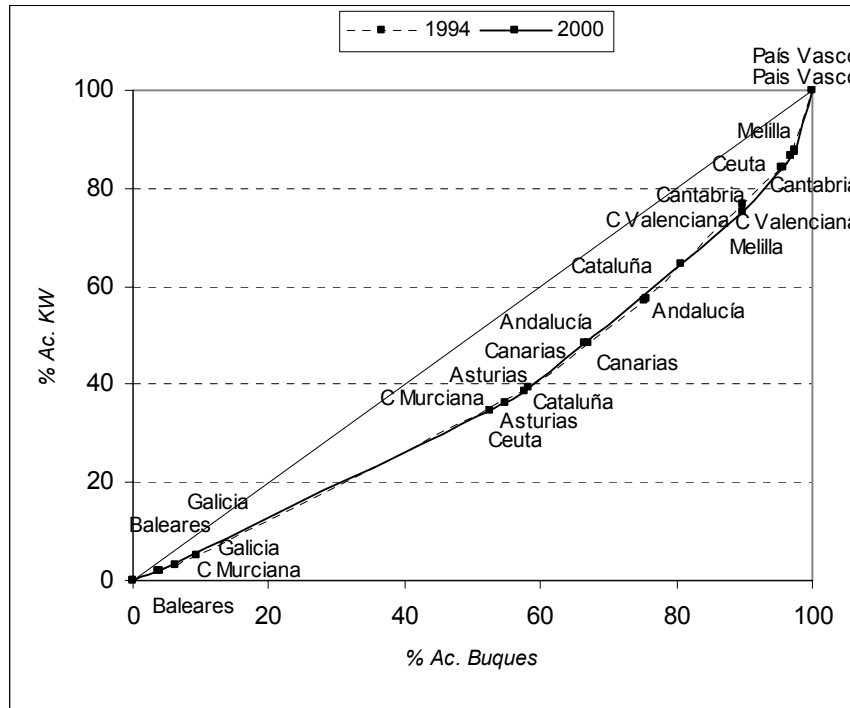


Figura 9. 25: Curva de Lorentz del ratio Kw/buque.

Fuente: Elaboración propia

### 9.5.1.3. Relación tecnológica: Kw/TRB

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.46].

La Figura 9.26 muestra en los años 1994 y 2000 respectivamente, la posición de las flotas de las comunidades autónomas con respecto al ratio Kw/TRB.

El orden de menor a mayor en 1994 es Galicia (3,5), País Vasco (3,7), Canarias (3,9), Cantabria (4,6), Andalucía (4,8), Melilla (5,0), Ceuta (5,4), Asturias (5,8), Comunidad Valencia (6,2), Comunidad Murciana (6,7), Baleares (7,6) y Cataluña (7,7).

En el año 2000 la situación se mantiene prácticamente inalterada sin que se produzcan cambios significativos. Los valores medios para el año 2000 son: País Vasco (3,7), Galicia (3,8), Canarias (4,1), Ceuta (4,5), Cantabria (4,7), Asturias (5,4), Andalucía (5,5), Melilla (5,6), Comunidad Valenciana (6,6), Comunidad Murciana (6,7), Cataluña (7,7) y Baleares (8,0).

Como consecuencia, la relación tecnológica Kw/TRB para el total de España aumenta pasando de 4,3 a 4,6, al igual que ocurre con la desigualdad que aumenta ligeramente de 0,099 en 1995 a 0,107 en el año 2000.

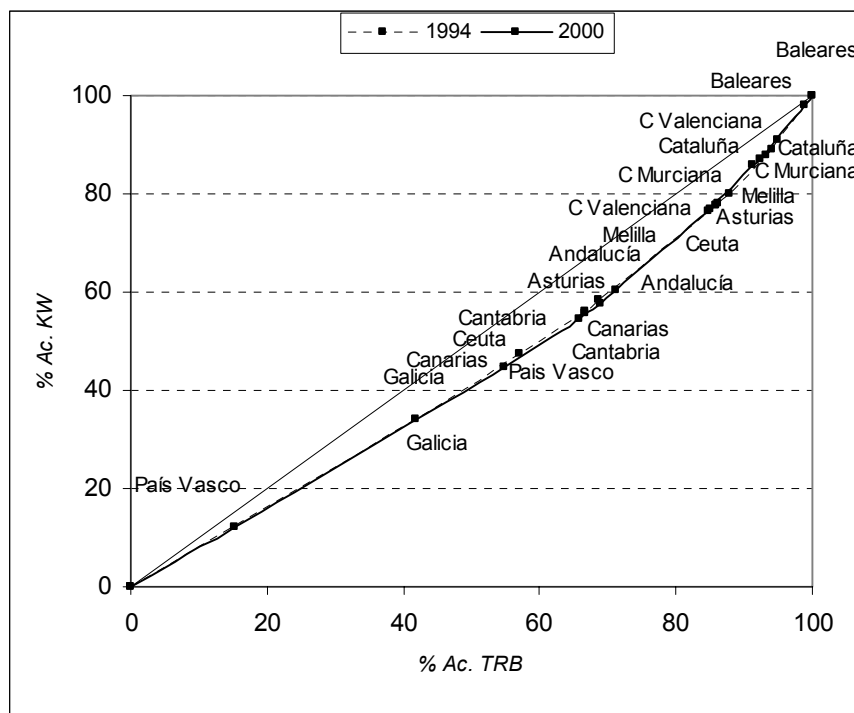


Figura 9. 26: Curva de Lorentz del ratio Kw/TRB.

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 9.9 del Apéndice muestra los índices de Gini calculados en los años 1994 y 2000 de estos tres indicadores tecnológicos. En dicha tabla podemos observar el descenso en la desigualdad del tamaño y el porte medio y el aumento en lo que a la potencia media de las TRB se refiere.

### 9.5.1.4. Tripulación media

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.48].

En el ámbito nacional, las tripulaciones medias para las flotas pesqueras con base en los distintos puertos de España ordenadas de menor a mayor son en 1995: Baleares (1,3), Asturias (2,9), Comunidad Murciana (3,0), Galicia (3,1), Canarias (3,2), Andalucía (3,3), Cataluña (3,3), Comunidad Valenciana (4,1), País Vasco (7,1) y Cantabria (9,9). En el año 1997 sube ligeramente la tripulación media de las comunidades autónomas a excepción de Cataluña que desciende. Dichos valores fueron los siguientes: Baleares (1,2), Asturias (2,6), Cataluña (2,6), Canarias (3,1), Galicia (3,2), Andalucía (3,4), Comunidad Murciana (3,9), Comunidad Valenciana (4,1), País Vasco (7,8) y Cantabria (10,5).

La Figura 9.27 muestra en los años 1995 y 1997 la posición de las flotas con respecto a dicho indicador. Entre los años indicados la relación tecnológica Tripulación/Buque para España sube de 3,3 a 3,4 al igual que el índice de Gini que pasa de 0,091 a 0,100.

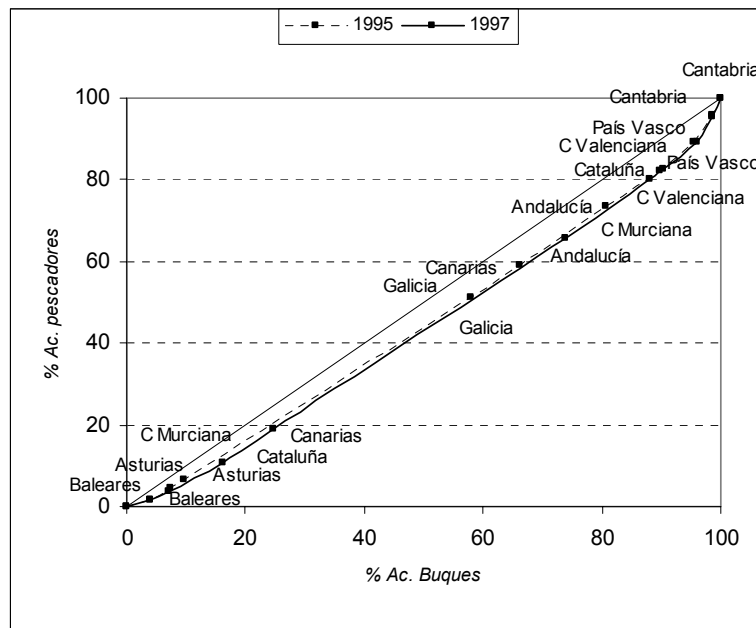


Figura 9. 27: Curva de Lorentz del ratio nº Pescadores/buque.

Fuente: Elaboración propia

### 9.5.1.5. Relación tecnológica: TRB/Pescador

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.50].

En el ámbito nacional, el ratio TRB/pescador para las flotas pesqueras con base en los distintos puertos de España, ordenadas de menor a mayor, son en 1994: Comunidad Valenciana (0,1), Cataluña (0,8), Comunidad Murciana (1,3), Cantabria (4,3), Asturias (5,4), Canarias (5,7), Galicia (7,2), Andalucía (10,0), País Vasco (20,6) y Baleares (28,9). En el año 1997 el ratio apenas sufre variaciones correspondiendo a las comunidades autónomas los siguientes valores: Comunidad Valenciana (0,1), Cataluña (1,0), Comunidad Murciana (1,4), Cantabria (4,0), Canarias (5,5), Asturias (6,0), Galicia (6,3), Andalucía (7,6), País Vasco (18,0) y Baleares (29,3).

La Figura 9.28 muestra en los años 1995 y 1997 la posición de las flotas con respecto a dicho indicador. Entre los años indicados la relación tecnológica Tripulación/Buque para España sube de 7,3 a 6,5 al igual que el índice de Gini que pasa de 0,356 a 0,326.

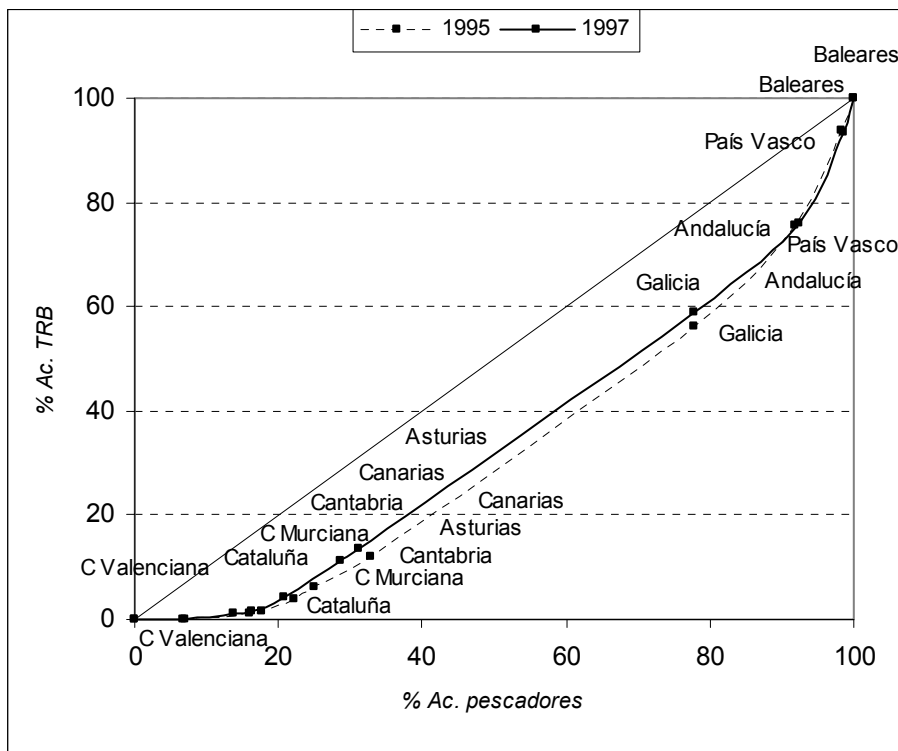


Figura 9. 28: Curva de Lorentz del ratio TRB/nº de pescadores.

Fuente: Elaboración propia

### 9.5.1.6. Relación tecnológica: Capital/Trabajo

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.52].

La Figura 9.31 muestra en los años 1995 y 1997 la posición de las flotas de las comunidades autónomas con respecto a la relación capital/trabajo.

El orden de menor a mayor en 1995 es Cantabria (20,0), Comunidad Murciana (25,6), Galicia (26,1), Asturias (30,0), Cataluña (38,3), Canarias (40,6), Comunidad Valencia (40,8), Baleares (42,5), Andalucía (49,0) y País Vasco (74,8).

En el año 1997 los cambios más significativos los experimentan Cataluña, Andalucía y el País Vasco. Los valores medios para dicho año son: Cantabria (18,2), Comunidad Murciana (19,8), Galicia (23,2), Asturias (32,6), Canarias (39,1), Andalucía (40,3), Comunidad Valenciana (40,5), Baleares (45,3), Cataluña (47,9) y País Vasco (66,0).

Como consecuencia, el ratio tecnológico Kw/TRB y el índice que mide la desigualdad para el total de España se reducen, pasando de 35,9 a 32,8 el primero y de 0,188 en 1995 a 0,178 en el año 1997.

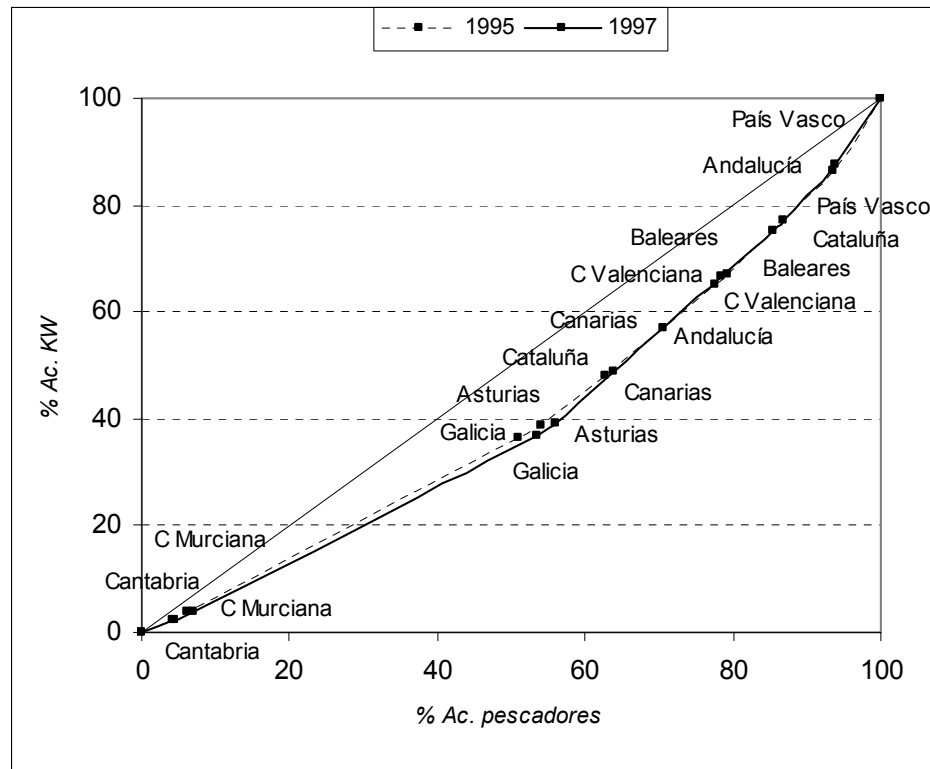


Figura 9. 29: Curva de Lorenz del ratio Kw/nº de pescadores.

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 9.10 del Apéndice muestra los índices de Gini de la tripulación media, TRB/pescador y relación capital/trabajo, para la flota española en los años 1995 y 1997. Se observa un descenso de la desigualdad en los dos últimos mientras que la tripulación media aumenta ligeramente.

## **9.5.2. Indicadores de productividad**

### **9.5.2.1. Eficiencia técnica de los buques**

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.54].

En el ámbito nacional, los valores de la eficacia técnica en los barcos de las flotas localizadas en los puertos de las comunidades autónomas, tal y como se muestran en la Figura 9.30, ordenados de menor a mayor es la siguiente para 1994: Galicia (20,4), País Vasco (49,7), Canarias (243,4), Cataluña (285,5), Baleares (319,8), Comunidad Valenciana (387,9), Asturias (397,1), Andalucía (471,9), Comunidad Murciana (733,8), Ceuta (1.914,8), Cantabria (6.760,6) y Melilla (96.422,2). En el año 1997, los cambios más significativos son los ascensos de Asturias y Andalucía y el descenso de Melilla. Los valores correspondientes a dicho año son: Galicia (17,8), País Vasco (55,1), Canarias (224,1), Cataluña (274,8), Baleares (283,9), Comunidad Valenciana (399,1), Asturias (455,4), Andalucía (563,7), Comunidad Murciana (801,8), Ceuta (2.200), Cantabria (7.082) y Melilla (39.766).

Como consecuencia de ello, la eficiencia técnica de los buques desciende de 335,1 toneladas por buque en 1994 a 324,6 en 1997. Lo mismo ocurre con el índice de Gini que pasa, en el mismo período de 0,577 a 0,550.



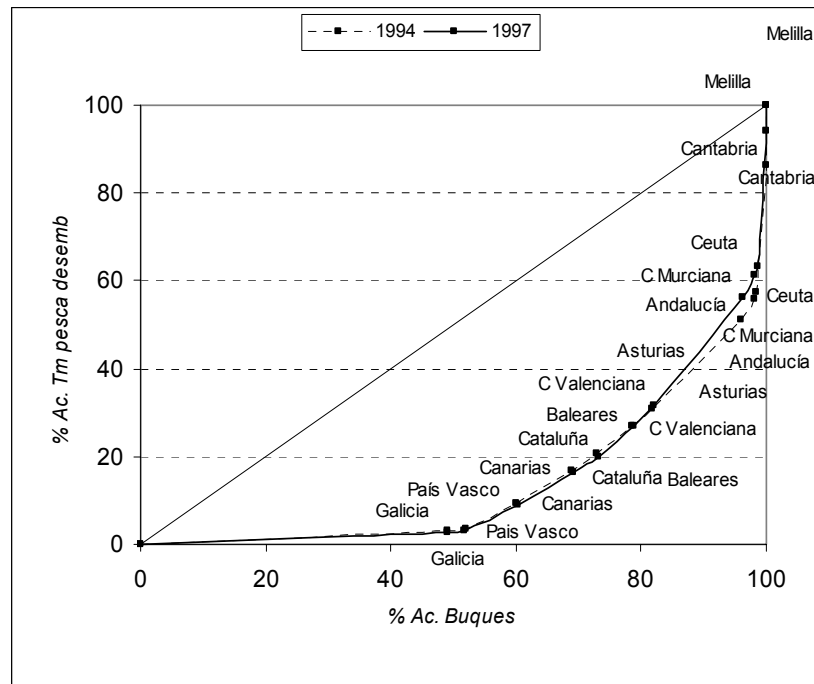


Figura 9. 30: Curva de Lorentz del ratio Tm desembarcadas/buque.

Fuente: Elaboración propia

### 9.5.2.2. Eficiencia Económica de los buques

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.60].

En el año 1994 los valores del ratio que nos mide el valor de la pesca desembarcada por buques son: Galicia (40.518), Canarias (59.029), País Vasco (124.177), Cataluña (260.344), Comunidad Murciana (335.802), Baleares (413.049), Ceuta (462.963), Asturias (466.613), Andalucía (621.446), Comunidad Valencia (1.094.751), Cantabria (1.385.559) y Melilla (136.600.600). Para el año 1997 estos mismos valores son: Galicia (38.158), Canarias (73.076), País Vasco (179.629), Cataluña (252.269), Asturias (300.350), Baleares (386.657), Ceuta (477.777), Comunidad Murciana (503.376), Andalucía (757.710), Comunidad Valencia (1.126.422), Cantabria (1.795.312) y Melilla (74.088.889).

La Figura 9.31 indica la posición, de menor a mayor, de las distintas flotas pesqueras de las comunidades autónomas con respecto al indicador de eficiencia económica. El cambio experimentado por los coeficientes de Gini entre 1994 (0,587) y el año 1997 (0,561) nos permiten afirmar que la desigualdad en la productividad de las indicadas flotas se ha reducido en dicho período.

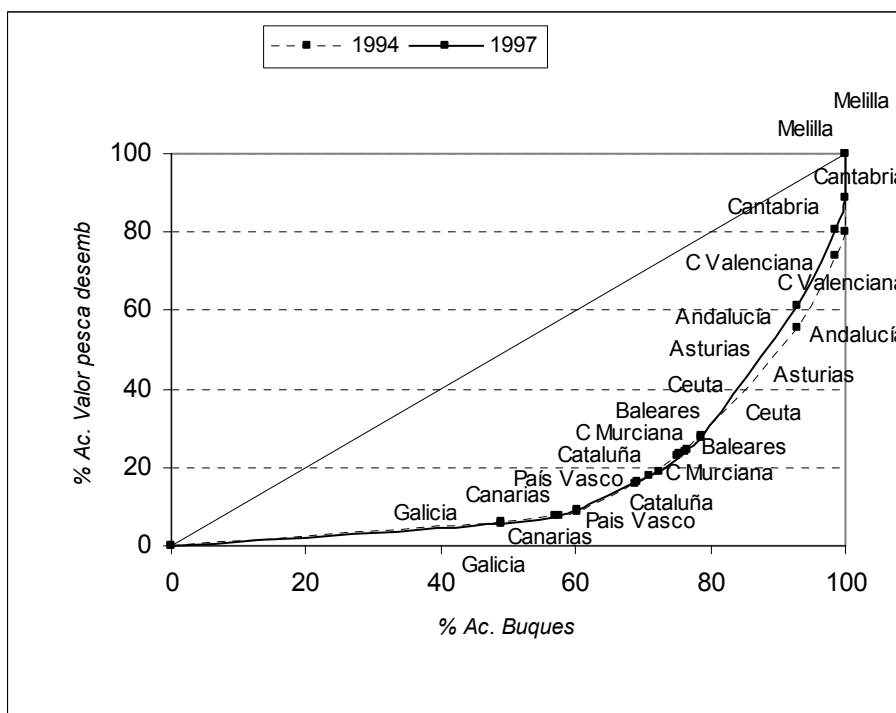


Figura 9. 31: Curva de Lorentz del ratio Valor Tm desembarcadas/nº de buques.

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 9.11 del Apéndice muestra los índices de Gini para España de la eficiencia técnica y económica de los buques. En los años 1994 y 1997 se observa un descenso de la desigualdad en dichos años para ambos indicadores.

### 9.5.2.3. Eficiencia técnica de los pescadores

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.58].

La Figura 9.32 muestra los valores de la eficacia técnica de los pescadores de las flotas localizadas en los puertos de las comunidades autónomas, ordenados de menor a mayor. Es la siguiente para 1995: Galicia (5,7), País Vasco (7,3), Canarias (77,4),

Cataluña (80,5), Comunidad Valenciana (94,1), Asturias (133,7), Andalucía (164,3), Baleares (242,0), Comunidad Murciana (315,4) y Cantabria (749,9). En el año 1997, los cambios más significativos son los ascensos de Cataluña y Asturias y el descenso de Cantabria, la Comunidad Murciana y Baleares. Los valores correspondientes a dicho año son: Galicia (5,6), País Vasco (7,1), Canarias (71,3), Comunidad Valenciana (98,5), Cataluña (104,2), Andalucía (164,3), Asturias (173,1), Comunidad Murciana (205,8) Baleares (229,3) y Cantabria (671,5).

Como consecuencia de ello, la eficiencia técnica de los buques desciende de 92,7 toneladas por pescador en 1995 a 89,0 en 1997. Lo mismo ocurre con el índice de Gini que pasa, en el mismo período de 0,598 a 0,513.

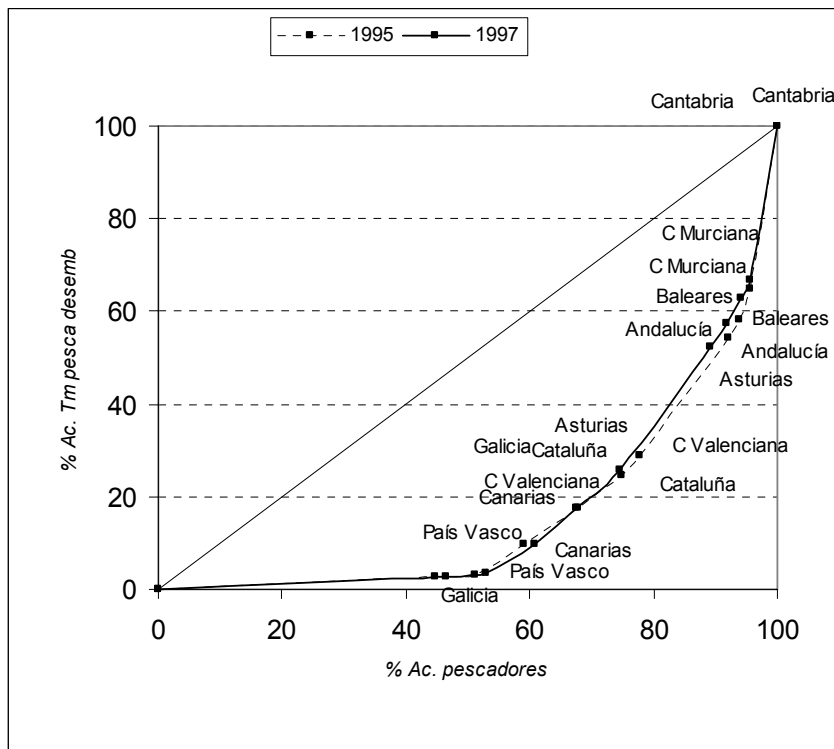


Figura 9. 32: Curva de Lorentz del ratio Tm desembarcadas/nº de pescadores.

Fuente: Elaboración propia

#### 9.5.2.4. Eficiencia Económica de los pescadores

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.60].

En el año 1994 los valores del ratio que mide el valor de la pesca desembarcada por los pescadores son: Galicia (12.225), País Vasco (18.900), Canarias (19.224),

Cataluña (73.018), Asturias (84.555), Comunidad Murciana (128.500), Cantabria (151.851) Andalucía (220.842), Comunidad Valencia (265.477) y Baleares (285.700). Para el año 1997 estos mismos valores son: Galicia (11.968), País Vasco (22.973), Canarias (23.265), Cataluña (95.627), Asturias (114.133), Comunidad Murciana (129.200), Cantabria (170.222), Andalucía (220.842), Comunidad Valencia (278.119) y Baleares (312.333).

La Figura 9.33 indica la posición, de menor a mayor, de las distintas flotas pesqueras de las comunidades autónomas con respecto al indicador de eficiencia económica de los pescadores. El cambio experimentado por los índices de Gini entre 1994 y 1997 son prácticamente inapreciables, 0,547 en 1995 y 0,543 en 1997.

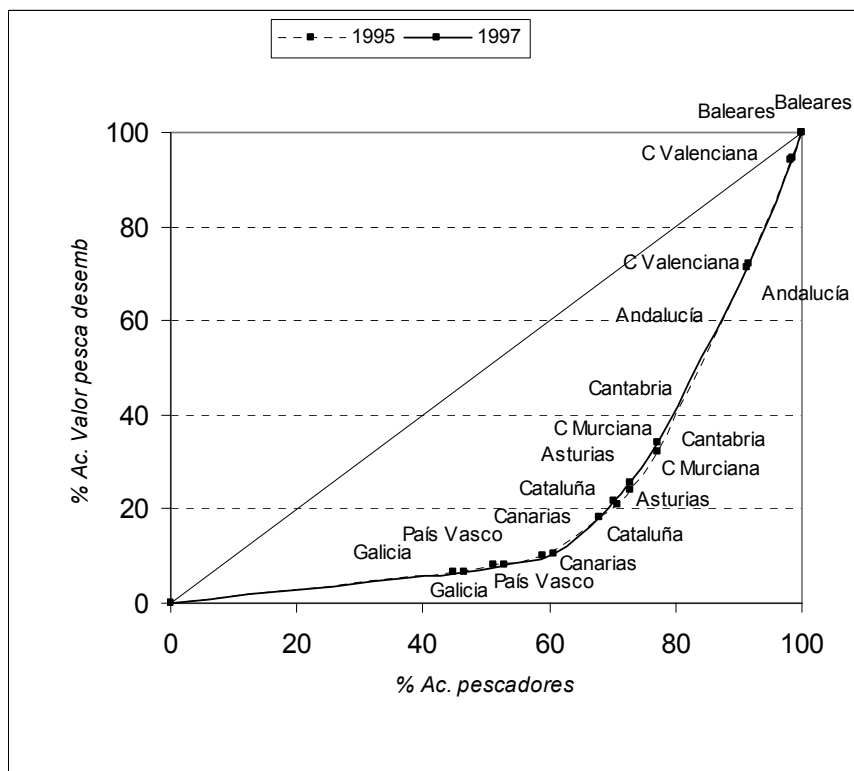


Figura 9. 33: Curva de Lorentz del ratio Valor Tm desembarcadas/nº de pescadores.

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 9.12 del Apéndice 9 muestra los índices de Gini para España en los años 1995 y 1997 para los indicadores que miden la eficiencia técnica y económica de los pescadores. En ambos casos se produce un descenso, más acusado en la eficiencia técnica.

## 9.6. Análisis de desigualdad en Cantabria

Durante el período 1995-2000 se produce un descenso de todas las variables analizadas para la flota de los puertos de Cantabria. El número de pescadores es el que sufre el descenso más acusado, un 26%, pasando de 1.987 pescadores a 1.462 en el año 2000. Los Kw y las TRB descienden de una forma prácticamente similar, un 18% y 17% respectivamente. Los buques descienden en 35 unidades (14%) pasando de 258 en 1995 a 223 en el año 2000. También desciende la pesca desembarcada, tanto en toneladas (12%) como en valor (4%). En toneladas pasa de las 28.334 Tm en 1995 a 24.873 en el año 2000, mientras que en valor pasa de 31.483.970 € a 30.122.980 € en el año 2000.

### 9.6.1. Indicadores tecnológicos

#### 9.6.1.1. Tamaño medio

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.42].

En el ámbito regional, se han calculado los valores medios de las TRB/buque para las distintas flotas de Cantabria con base en los puertos pesqueros existentes en la región. La Figura 9.34 muestra, en los años 1995 y 2000, la posición de las flotas con respecto a dicho indicador mediante curvas de concentración.

El orden de menor a mayor en 1995 es Suances (9,76), Comillas (11,95), Castro (16,27), San Vicente (33,88), Laredo (38,92), Santoña (44), Santander (62,89) y Colindres (89,13).

En el año 2000 los valores medios que registran las distintas flotas son: Suances (10,5), Comillas (12), Castro (17,6), San Vicente (33,4), Santoña (36,9), Laredo (47,7), Santander (55,9) y Colindres (91,3).

Como consecuencia, entre los años indicados la relación tecnológica TRB/buque para el total de Cantabria se reduce pasando de 43,6 a 41,9. Además tiende a homogeneizarse para toda la flota de Cantabria ya que los Gini calculados se reducen pasando de 0,3277 en 1995 a 0,3048 en el año 2000.

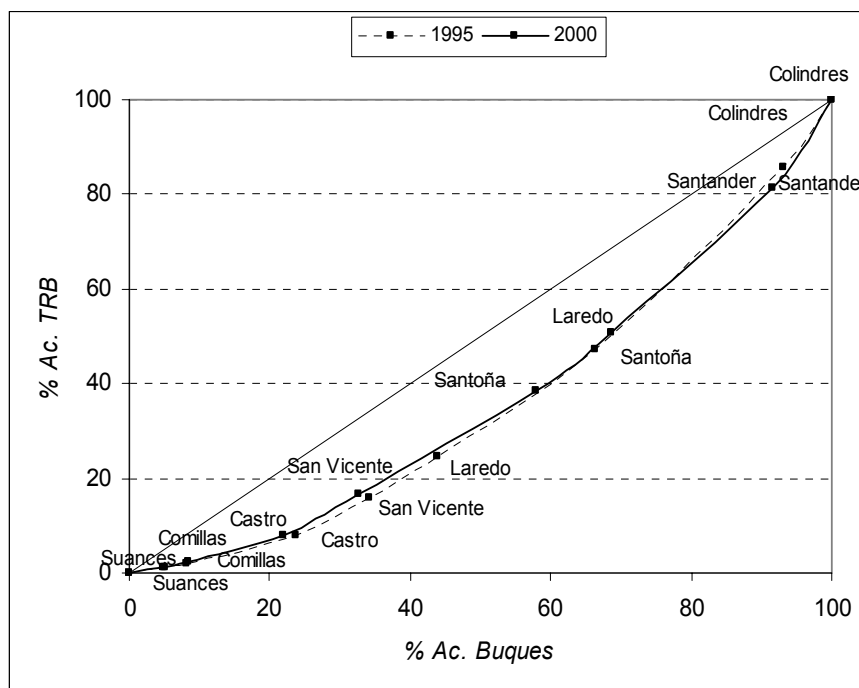


Figura 9. 34: Curva de Lorentz del ratio TRB/buque.

Fuente: Elaboración propia

### 9.6.1.2. Potencia media

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.44].

La Figura 9.35 muestra en los años 1995 y 2000, la posición con respecto al ratio Kw/buque para las distintas flotas de Cantabria con bases en los puertos pesqueros de la región.

El orden de menor a mayor en 1995 es Suances (79,8), Castro (108,3), Comillas (110,3), San Vicente (187,5), Laredo (198,2), Santoña (207,6), Santander (240,6) y Colindres (374,1). En el año 2000 los valores medios que registran las distintas flotas son Suances (81,3), Castro (104,1), Comillas (112,8), San Vicente (173,4), Santoña (177,8), Laredo (214,4), Santander (221,6) y Colindres (365,3).

Como consecuencia, entre los años indicados la relación tecnológica Kw/buque para el total de Cantabria se reduce pasando de 200,2 a 190,3. Además tiende a

homogeneizarse para toda la flota de Cantabria ya que los Gini calculados se reducen pasando de 0,2330 en 1995 a 0,2225 en el año 2000.

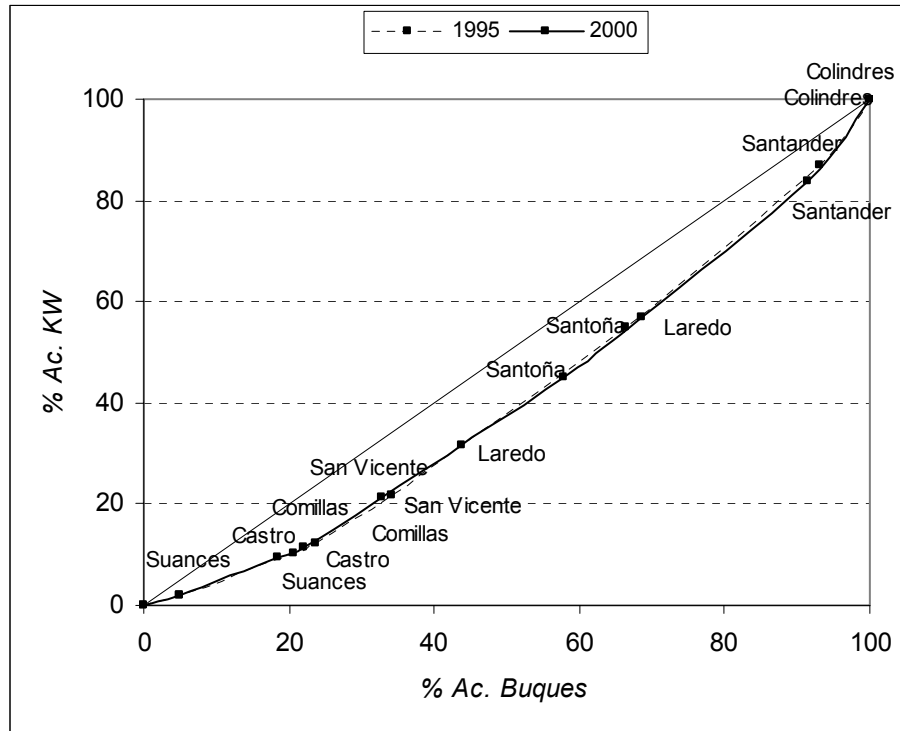


Figura 9. 35: Curva de Lorentz del ratio Kw/buque.

Fuente: Elaboración propia

### 9.6.1.3. Tripulación media

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.50].

En el ámbito regional, las tripulaciones medias para las flotas pesqueras con base en los distintos puertos de Cantabria, ordenadas de menor a mayor, son en 1995: Castro (3,88), Comillas (4,38), Suances (5,38), San Vicente (5,93), Laredo (6,40), Santander (9,16), Santoña (9,48) y Colindres (12,50). En el año 2000 dicho valores fueron los siguientes: Comillas (2,3), Suances (3,6), Castro (3,70), San Vicente (6,1), Santoña (6,3), Santander (7,0), Laredo (8,6) y Colindres (11,9).

La Figura 9.36 muestra en los años 1995 y 1998 la posición de las flotas con respecto a dicho indicador. Entre los años indicados la relación tecnológica Tripulación/Buque para Cantabria se reduce de 7,7 a 6,6. Además, dado que el valor de los Gini pasan de 0,2298 en 1995 a 0,1933 en el año 2000, puede afirmarse que dicho indicador tiende a homogeneizarse entre las diferentes flotas de la región.

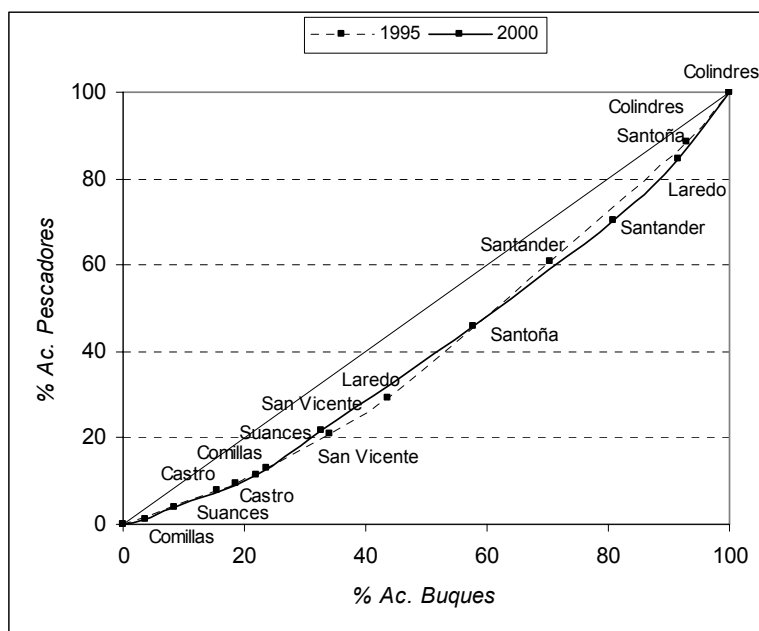


Figura 9. 36: Curva de Lorentz del ratio n° Pescadores/buque.

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 9.13 del Apéndice muestra los índices de Gini de los indicadores tecnológicos de la flota de Cantabria elaborados para los años 1995 y 2000. En dicha tabla se observa que el tamaño medio, la potencia media y la tripulación media descienden, lo que implica que la desigualdad de la flota cántabra en lo que a estos indicadores se refiere, disminuye en dicho período.



## 9.6.2. Indicadores de productividad

### 9.6.2.1. Eficiencia técnica de los buques

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.54].

En el ámbito regional, los valores de la eficacia técnica en los barcos de las flotas localizadas en los puertos de la Comunidad de Cantabria, ordenados de menor a mayor es la siguiente para 1995: Suances (1,93), Castro (34,28), San Vicente y Comillas (47,99), Colindres (73,67), Laredo (86,71), Santander (121,48) y Santoña (230,72). En el año 2000, dichos valores para Cantabria son: Castro (32,3), San Vicente (43,3), Suances (56,5), Laredo (59,0), Santander (124,4), Colindres (144,7) y Santoña (203,5).

Figura 9. 37: Curva de Lorentz del ratio Tm desembarcadas/buque.

Fuente: Elaboración propia

La Figura 9.37 muestra la posición de los distintos puertos cántabros con respecto a dichos indicadores durante los años 1995 y 2000.

El indicador de productividad elaborado entre los años indicados para Cantabria se incrementa ligeramente pasando de 109,8 toneladas por buque a 111,5. En cuanto al

cambio experimentado por los coeficientes Gini, de 0,513 en 1995 a 0,458 en 2000, ponen de manifiesto que la desigualdad de las diferentes flotas se ha reducido.

### 9.6.2.2. Eficiencia técnica de los pescadores

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.58].

En el ámbito regional, los valores de la eficacia técnica de los pescadores localizados en los puertos de la Comunidad de Cantabria, ordenados de menor a mayor es la siguiente para 1995: Suances (0,4), Colindres (5,9), San Vicente y Comillas (8,6), Castro (8,8), Santander (13,3), Laredo (13,5) y Santoña (24,3). En el año 2000, dichos valores para Cantabria son: Laredo (6,9), San Vicente (8,4), Castro (8,6), Colindres (12,2), Suances (15,3), Santander (17,7) y Santoña (32,1).

La Figura 9.38 muestra la posición de los distintos puertos cántabros con respecto a dichos indicadores durante los años 1995 y 2000.

El indicador de productividad elaborado entre los años indicados para Cantabria se incrementa ligeramente pasando de 14,3 toneladas por tripulante a 17,0. En cuanto al cambio experimentado por los coeficientes Gini, de 0,3918 en 1995 a 0,4306 en 2000, ponen de manifiesto que la desigualdad de las diferentes flotas ha aumentado.

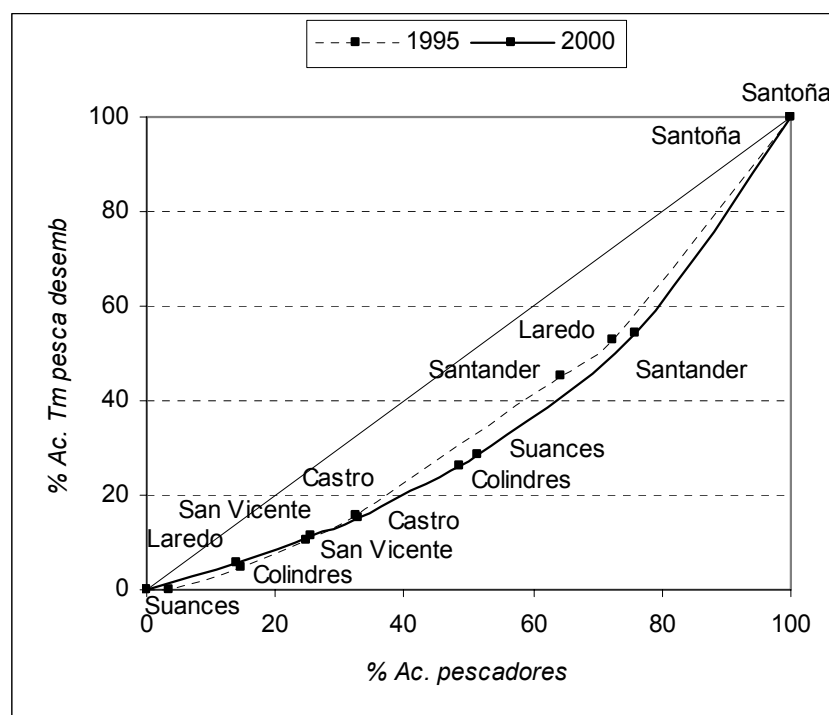


Figura 9. 38: Curva de Lorentz del ratio Tm desembarcadas/nº de pescadores.

Fuente: Elaboración propia

### 9.6.2.3. Eficiencia Económica de los buques

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.60].

En el contexto regional, los valores de la eficacia económica en Euros, de los barcos de las flotas localizadas en los puertos de la Comunidad de Cantabria, ordenados de menor a mayor en 1995, es la siguiente: Suances (9.525), Laredo (35.388), Castro (38.755), San Vicente y Comillas (76.400), Colindres (119.521), Santoña (147.755) y Santander (225.071).

En el año 2000 los valores de dicho indicador para las diferentes flotas de Cantabria son: Suances (25.666), Laredo (26.748), Castro (31.934), San Vicente y Comillas (78.192), Santoña (146.952), Colindres (216.717) y Santander (281.632).

La Figura 9.39 indica la posición, de menor a mayor, de las distintas flotas pesqueras con base en distintos puertos de Cantabria con respecto al indicador de eficiencia económica. El cambio experimentado por los coeficientes de Gini entre 1995 (0,529) y el año 2000 (0,504) nos permiten afirmar que la desigualdad en la productividad de las indicadas flotas se ha reducido en dicho período.

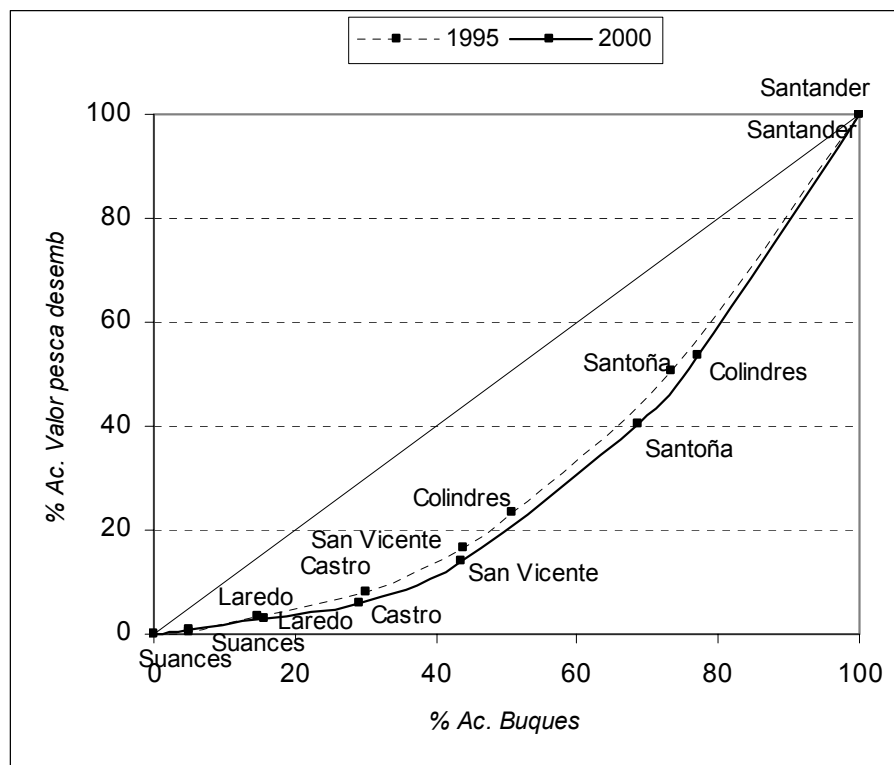


Figura 9. 39: Curva de Lorentz del ratio Valor Tm desembarcadas/n° de buques.

Fuente: Elaboración propia

### 9.6.2.4. Eficiencia Económica de los pescadores

Las estimaciones del índice se han realizado de acuerdo a la formalización desarrollada en la expresión [6.44].

En el contexto regional, los valores de la eficacia económica en Euros, de los pescadores de las flotas localizadas en los puertos de la Comunidad de Cantabria, ordenados de menor a mayor en 1995 es la siguiente: Suances (1.769), Laredo (5.529), Colindres (9.561), Castro (10.001), San Vicente y Comillas (13.713), Santoña (15.581) y Santander (24.572).

En el año 2000 los valores de dicho indicador para las diferentes flotas de Cantabria son: Laredo (3.116), Suances (7.058), Castro (8.553), San Vicente y Comillas (15.164), Colindres (18.219), Santoña (23.181) y Santander (40.120).

La Figura 9.40 indica la posición, de menor a mayor, de las distintas flotas pesqueras con base en distintos puertos de Cantabria, con respecto al indicador de eficiencia económica. El cambio experimentado por los coeficientes de Gini entre 1995 (0,421) y el año 2000 (0,512) nos permiten afirmar que la desigualdad en la productividad de las indicadas flotas ha aumentado en dicho período.

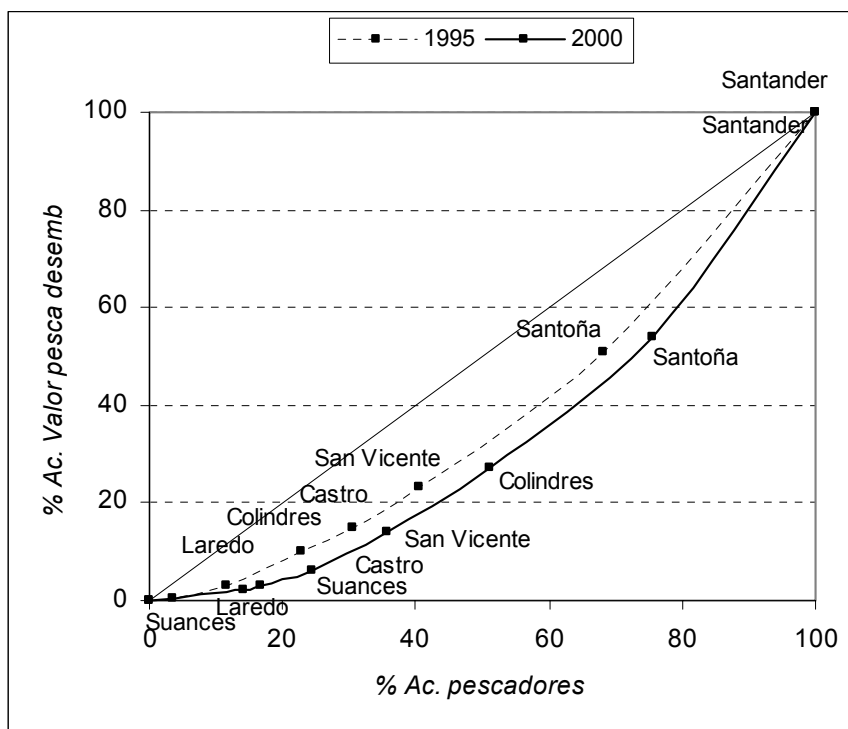


Figura 9. 40: Curva de Lorenz del ratio Valor Tm desembarcadas/nº de pescadores.

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 9.14 del Apéndice muestra los índices de Gini para los indicadores de productividad analizados. En dicha tabla se observa como la desigualdad en la eficiencia técnica y económica de los buques disminuye en los años 1995 y 2000, mientras que en lo que se refiere a los pescadores, la desigualdad de la eficiencia técnica y económica de los pescadores aumenta.

## Apéndice 9: Indicadores tecnológicos y de productividad

Tabla 9. 3: Evolución de los indicadores tecnológicos para la UE desde 1990 a 1997

año	Tamaño medio	Potencia media	Potencia media TRB	Tripulación media	TRB por pescador	Kw por pescador
1990	0,343	0,209	0,231	0,2131	0,2229	0,182
1991	0,315	0,227	0,216	0,2896	0,1756	0,186
1992	0,280	0,223	0,222	0,2893	0,1724	0,202
1993	0,275	0,202	0,194	0,2269	0,1856	0,191
1994	0,310	0,227	0,210	0,2276	0,1975	0,176
1995	0,310	0,237	0,206	0,2581	0,1860	0,185
1996	0,308	0,231	0,196	0,2737	0,1767	0,182
1997	0,314	0,216	0,200	0,2762	0,1718	0,216

Fuente: Elaboración propia

Tabla 9. 4: Evolución de los indicadores de productividad para la UE en 1990 y 1997

año	Tm desemb. por buque	Tm desemb. por TRB	Tm desemb. por pescador	Valor Tm desemb. por buque	Valor Tm desemb. por TRB	Valor Tm desemb. por pescador
1990	0,436	0,349	0,439	0,263	0,211	0,180
1991	0,433	0,359	0,421	0,268	0,192	0,157
1992	0,457	0,385	0,440	0,285	0,222	0,192
1993	0,412	0,336	0,412	0,286	0,193	0,195
1994	0,417	0,368	0,438	0,344	0,238	0,207
1995	0,433	0,379	0,433	0,339	0,200	0,200
1996	0,427	0,376	0,421	0,367	0,245	0,195
1997	0,431	0,344	0,435	0,404	0,370	0,256

Fuente: Elaboración propia

Tabla 9. 5: Evolución de los indicadores tecnológicos de la UE desde 1997 a 2002

año	Tamaño medio	Potencia media	Potencia media TRB
1997	0,314	0,216	0,200
1998	0,315	0,211	0,209
1999	0,295	0,215	0,203
2000	0,319	0,221	0,200
2001	0,324	0,225	0,191
2002	0,339	0,226	0,198

Fuente: Elaboración propia

Tabla 9. 6: Evolución de los indicadores de productividad de la UE desde 1997 a 2002

año	Tm desemb. por buque	Tm desemb. por TRB	Valor Tm desemb. por buque	Valor Tm desemb. por TRB
1997	0,431	0,344	0,404	0,370
1998	0,437	0,329	0,306	0,238
1999	0,422	0,314	0,301	0,169
2000	0,441	0,331	0,315	0,183
2001	0,449	0,322	0,310	0,200
2002	0,438	0,313	0,302	0,196

Fuente: Elaboración propia

Tabla 9. 7: Índices de Gini de los indicadores de tecnológicos de la UE y Cantabria en 1995 y 2000

año	Tamaño medio	Potencia media
1995	0,255	0,219
2000	0,287	0,206

Fuente: Elaboración propia

Tabla 9. 8: Índices de Gini de los indicadores de productividad de la UE y Cantabria en 1995 y 2000

año	Tm desemb. por buque	Valor Tm desemb. por buque
1995	0,427	0,275
2000	0,428	0,287

Fuente: Elaboración propia

Tabla 9. 9: Índices de Gini de los indicadores tecnológicos para España en 1994 y 2000

año	Tamaño medio	Potencia media	Potencia media TRB
1994	0,220	0,207	0,099
2000	0,187	0,186	0,107

Fuente: Elaboración propia

Tabla 9. 10: Índices de Gini de los indicadores tecnológicos para España en 1995 y 1997

año	Tripulación media	TRB por pescador	Kw por pescador
1995	0,091	0,356	0,188
1997	0,100	0,326	0,178

Fuente: Elaboración propia



Tabla 9. 11: Índices de Gini de los indicadores de productividad de España en 1994 y 1997

año	Tm desemb. por buque	Valor Tm desemb. por buque
1994	0,577	0,587
1997	0,550	0,561

Fuente: Elaboración propia

Tabla 9. 12: Índices de Gini de los indicadores de productividad de España en 1995 y 1997

año	Tm desemb. por pescador	Valor Tm desemb. por pescador
1995	0,598	0,547
1997	0,513	0,543

Fuente: Elaboración propia

Tabla 9. 13: Índices de Gini de los indicadores tecnológicos de Cantabria en 1995 a 2000

año	Tamaño medio	Potencia media	Tripulación media
1995	0,328	0,233	0,230
2000	0,305	0,222	0,193

Fuente: Elaboración propia

Tabla 9. 14: Índices de Gini de los indicadores de productividad de Cantabria en 1995 y 2000

año	Tm desemb. por buque	Tm desemb. por pescador	Valor Tm desemb. por buque	Valor Tm desemb. por pescador
1995	0,513	0,392	0,529	0,421
2000	0,458	0,431	0,504	0,512

Fuente: Elaboración propia



## ***CONCLUSIONES***



# ***CONCLUSIONES***

Del proceso de investigación realizado, además de los resultados pormenorizados presentados en los capítulos 7, 8 y 9 se han obtenido las siguientes conclusiones generales:

1. El análisis conjunto realizado de la teoría existente sobre dinámica de poblaciones, modelos aplicados a la explotación pesquera, mecanismos de gestión y aspectos institucionales, nos ha permitido identificar al esfuerzo pesquero como variable relevante sobre la que articular medidas de control de la actividad pesquera, tanto en el corto plazo (incidiendo sobre el nivel de actividad) como a largo plazo (actuando sobre la capacidad de la flota).
2. La metodología formalizada en el capítulo 6 permite realizar un estudio económico integral del sector pesquero en el ámbito regional, utilizando los análisis de regresión, “input-output” y de desigualdad. Dicha metodología global es una aportación a la investigación del sector pesquero en línea con los nuevos planteamientos de crecimiento sostenible, al incorporar en el mismo cuerpo de análisis aspectos de recursos pesqueros, socioeconómicos e institucionales.
3. Los modelos de producción estimados para la flota pesquera de arrastre de litoral de Cantabria son una herramienta útil para la gestión de los recursos ya que explican las capturas en función directa del esfuerzo pesquero. Dichos modelos presentan elasticidades sensiblemente menores que 1, entorno a 0,8 y 0,9. En tal sentido, las variaciones relativas del esfuerzo pesquero, originadas por medidas institucionales precautorias o de control, tendrían efectos en menor proporción en las capturas.

4. Bajo la hipótesis generalmente admitida de estabilidad de los coeficientes técnicos de la matriz interindustrial de la Tabla input-ouput de Cantabria para el año 2000, los multiplicadores estimados para el sector pesquero extractivo permiten disponer de forma estable de una herramienta que mide los impactos en términos relativos que la actividad produce en la economía regional en el largo plazo.
5. La demanda originada por el subsector de bajura supone un efecto multiplicador en la producción del 80,25% de las empresas residentes y del 109,20% del total de empresas, para atender dicha demanda. En cuanto al subsector de altura, su gasto origina un efecto multiplicador en la producción interior del 48,94% y en la producción total del 62,09%.
6. Las fugas detectadas en la estructura de compras efectuadas por el sector pesquero extractivo de Cantabria permiten asegurar que existe en la región un cierto volumen de negocio por desarrollar en torno a la actividad. En tal sentido, se han estimado fugas iniciales originadas por la sustitución de productos terminados equivalentes de un 34,37% para la bajura y un 60,11% para la altura. En cuanto a las fugas del efecto multiplicador, originadas por la importación de consumos intermedios, suponen un 28,95% para la bajura y un 13,15% para la altura.
7. De todo el empleo que genera la actividad del subsector pesquero extractivo de bajura de Cantabria el 85% son empleos directos, el 10,1% indirectos y el 4,8% inducidos. El empleo requerido por el subsector de altura supone que el 83,5% son empleos directos, el 11,3% indirectos y el 5,2% inducidos.

8. Los índices de desigualdad contruidos y estimados se muestran como una herramienta útil para medir el grado de desigualdad tecnológica y de productividad del sector pesquero en un ámbito espacial concreto.
9. La evolución de los valores estimados de los índices de desigualdad en un período concreto en el que se ha aplicado alguna medida sobre la flota, permite cuantificar su incidencia en el grado de desigualdad. En tal sentido, la aplicación de una medida por ejemplo que pretenda reducir la potencia pesquera “ceteris paribus” en el ámbito supranacional puede modificar (incrementar o disminuir) la desigualdad preexistente en favor de la flota pesquera de unos países en detrimento de la de otros.
10. En todos los ámbitos espaciales -europeo, nacional y regional- y períodos analizados, los índices estimados permiten afirmar con carácter general que la desigualdad en la eficiencia económica y de productividad de las flotas pesqueras es acusada y tiende a aumentar. En cambio, los valores de los índices muestran que la desigualdad tecnológica es mínima y tiende a disminuir.





## ***FUENTES BIBLIOGRÁFICAS***



## ***FUENTES BIBLIOGRÁFICAS***

Al-Oufi, H. et al., 2000. *Observations upon the Al- Batinah artisanal fishery, the Sultanate of Oman*. Marine Policy 24, 423-429.

Ardizzone, G.D., Cataudella, S. y Rossi, R., 1988. *Management of coastal lagoon fisheries and aquaculture in Italy*. FAO Fisheries Technical Paper nº 293. Roma.

Atkinson, A.B., 1981. *La economía de la desigualdad*. Crítica. Grijalbo. Barcelona. Cap. : 2, 3, 5 y 6.

Beddington y Retting, 1984. *Criterios para la regulación del esfuerzo de pesca*. FAO Fisheries Technical Paper nº 243. Roma.

Béné, C., Doyen, L y Gabay, D., 2001. *A Viability analysis for a bio-economic model*. Ecological Economics 36, 385-396.

Bess, R., y Harte, M., 2000. *The role of property rights in the development of New Zealand's*. Marine Policy 24, 331-339.

Beverton, R. J. H. y Holt, S.J., 1957. *On the Dynamics of Exploited Fish populations*. Fisheries Investigations Series, 2 (19). Ministry of Agricultural. Londres.

Brock, V.E., y Riffenburgh, R.H., 1963. *Fish schooling: a possible factor in reducing predation*. Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer 25, 307-317.

Butlin, J.A., 1982. *Restrictive licensing as a tool in fisheries management: An economist's toy, or a practical alternative*. Policy and Practice in Fisheries Management. Proceedings of the national Fisheries Seminar on Economic Aspects of limited entry and associated fisheries measures. Department of Primary Industry, Canberra-Australia.

Caddy J.F. y Cochrane, K.L., 2001. *A review of fisheries management past and present and some future perspectives for the third millennium*. Ocean & Coastal Management 44, 635-682.

Campbell, D., Brown, D. y Battaglene, T., 2000. *ITQs: Australian experience in the southern bluefin Tuna*. Marine Policy 24, 109-117.

Clark, C.W., 1990. *Mathematical Bioeconomics. The Optimal Management of Renewable Resources*. Segunda edición. Wiley Interscience. Estados Unidos.

Constanza, R., Cumberland, J., Daly, H., Goodland, R. y Norgaard, R., 1997. *Introducción a la Economía Ecológica*. AENOR. Madrid.

Cuadrado Roura, J.R. (Coord.), 1995. *Introducción a la Política Económica*. McGraw-Hill. Madrid, Cap.: 12.

Cunningham, S., Dunn, M. y Whitmarsh, D., 1985. *Fisheries Economics: an introduction*. Mansell Publishing Limited. Londres.

Cuadrado, J.R. y Arranz, A., 1996. La dimensión del sector náutico de recreo en “Tabla intersectorial de la economía del sector náutico de recreo TIOT-92”, Instituto de Estudios del sector náutico de recreo. Madrid.

Davis, D. y Gartside, D. F., 2001. *Challenges for economic policy in sustainable management of marine natural resources*. Ecological Economics 36, 223-236.

Dee Boersma, P. y Parrish, J.K., 1999. *Limiting abuse: MPAs, a limited solution*. Ecological Economics 31, 287-304.

Dickie, L.M., 1962. *Effect of fishing regulations on the match of fish*. F.A.O. Fisheries Report 5, 102-133.

Die, D.J. y Caddy, J.F., 1997. *Sustainable yield indicators form biomass: are there appropriate reference points for use in tropical fisheries?*. Fisheries Research 32, 69-79.

FAO, 1995. *Código de Conducta para la Pesca Responsable*. Roma.

FAO, 1998. *Grupo Técnico de Trabajo sobre la Ordenación de la Capacidad Pesquera*. California, Estados Unidos.

FAO, 1999. *Plan de Acción Internacional para la Ordenación de la Capacidad Pesquera*. Roma.

Fisher, J.C. y Fry, R.H., 1971. *A Simple Substitution Model of Technological Change*. Technological Forecasting and Social Change 3, 75-88.

Fisheries Yearbook, 2001. Eurostat. Bruselas.

Flaaten, O., 1998. *On the bioeconomics of predator and prey fishing*. Fisheries Research 37, 179-191.

Fogarty, M.J., 1999. *Essential habitat, marine reserves and fisheries management*. TREE 14 (4), 133-134.

Garcia, S.M. y Newton, C., 1994. *Responsible fisheries: an overview of FAO policy developments*. Marine Pollution Bulletin 29, 528-536.

Garza-Gil, M.D., Varela-Lafuente, M.M. y Surs Regueiro, J.C., 2003. *European hake fishery bioeconomic management (southern stock) applying an effort tax*. Fisheries Research 60, 199-206.

Gordon, H.S., 1954. *The Economic Theory of a Common Property Resource: the Fishery*. Journal of Political Economy 62, 124-142.

Graham, M., 1935. *Modern theory of exploiting a fishery and application to North Sea trawling*. Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer 10, 264-274.

Gulland, J.A., 1971. *The fish resources of the ocean*. FAO Fisheries Technical Paper n° 47. Roma.

Gulland, J.A., 1983. *Fish Stock Assessment*. John Wiley & Sons. New York.

Hardin G., 1968. *The Tragedy of The Commons*. Science, 162, 1243-1248.

Herman, R. y Montroll, E.W., 1972. *A Manner of Characterizing the Development of Countries*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 69, (10), 3019-3023.

Hutchings, J.A., 2000. *Collapse and Recovery of Marine Fishes*. Nature 406, 882-885.

IET, 1996. Tabla input-output de la economía del sector náutico de recreo española-1992 en “Tabla intersectorial de la economía del sector náutico de recreo TIOT-92, Instituto de Estudios del sector náutico de recreo. Madrid

James, D., 1997. *Environmental incentives: Australian experience with economic instruments for environmental management*. Environmental Economics Research Paper No. 5. Environment Australia, Canberra, Australia.

Jensen, A.L., 2002. *Analysis of harvest and effort data for wild populations in fluctuating environments*. Ecological Modelling 157, 43-49.

Jentoft, S., McCay, J. y Wilson, D.C., 1998. *Social Theory and Fisheries Co-management*. Marine Policy 22, (4-5), 423-436.

Katsukawa, T. y Matsuda, H., 2003. *Simulated effects of target switching on yield and sustainable fish stocks*. Fisheries Research 60, 515-525.

La Pesca Europea, nº 1-18, 2000-2003. Publicación de la Comisión Europea. Dirección General de Pesca. Bélgica.

Larrañeta, M.G., 1979. *Una crítica de las curvas de reproducción*. Investigación Pesquera 43, (3): 667-688.

Lassen, H. et al., 1996. *Report of the group of Independent experts to advise the European Commission on the Four generation of Multi-annual Guidance programmes*. DG XIV/298/96-EN, 1996

Ley 3/2001 de Pesca Marítima del Estado. Boletín Oficial del Estado nº 75, 11509-11532.

Libro Verde, 2001. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

Lindbeck, A., 1975. *Desigualdad y política redistributiva*. Oikos-Tau Ed. Barcelona; Cap.: 3 y 4.

López Veiga, E.C., 2000. *Manual de Política Pesquera*. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura. Xunta de Galicia. Galicia

Ludwig, D., Hilborn, R., Walters, C., 1993. *Uncertainty, Resource Exploitation, and Conservation: Lessons from history*. Science 260, 17-36.

Mankiw, N.G., 1998. *Principios de Economía*. Mc Graw-Hill. Madrid Cap.: 20.

Marcheti, C y Nakicenovic, N., 1980. *The Dynamics of Energy Systems and the Logistic Substitution Model*. Informe de Investigación nº RR-79-013. Instituto Internacional para el Análisis de Sistemas Aplicados, Laxenburg, Austria.

Matchinson, S. et al., 1997. *Bioeconomics and catchability: fish and fishers behaviour during stock collapse*. Fisheries Research, 31, 11-17.

May, R., 1972. *Limit Cycles in Predator-Prey Communities*. Science 177, 900-902.

Meade, J., 1982. *La economía justa*. Ariel. Barcelona; Cap.: 7.

Milazzo, M., 1998. *Subsidies in World Fisheries: A Reexamination*. World Bank Technical Paper nº 406. Fisheries series. Washington D.C.

NCES (National Center of Ecological and Synthesis) 2001. *Scientific consensus statement on MRVs and MPAs*. Annual Meeting of the American association for the Advancement of the Sciences, Universidad de California.

Ochando, C., 1999. *El Estado del bienestar: Objetivos, modelos y teorías explicativas*. Ed. Ariel, Barcelona.

Pauly, D., Christensen, V. y Guénette, S., 2002. *Towards sustainability in world fisheries*. Nature 418, 689-695.

Pearse, H., 1980. *Regulation of Fishing Effort with Special Reference to Mediterranean Trawl Fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper No. 197. Roma.

Pella, J.J. y Tomlimson, P.K., 1969. *A generalizad stock production model*. Interamerican Tropical Tuna Commission Bulletin, 13 (3), 421-488.

Picó, J., 1996. *Modelos sobre el Estado del bienestar. De la ideología a la práctica en Casilda, R. y Tortosa, J.M<sup>a</sup>*. (Eds): Pros y contras del Estado del bienestar. Ed. Tecnos. Madrid.

Pielou, E.C., 1977. *An introduction to Mathematical Ecology*. 2<sup>a</sup> edición. Wiley-Interscience, New York.

Prager, M.H., 2002. *Comparison of logistic and generalized surplus-production models applied to swordfish, Xiphias gladius in the north Atlantic Ocean*. Fisheries Research 58, 41-57.

Pulido, A. y Fontela, E., 1993. *Análisis Input-Output. Modelos, datos y aplicaciones*. Pirámide, Madrid.

Pulido, A., 1983. *Modelos econométricos*, Pirámide, Madrid.

Pulido, A., 1989. *Predicción económica y empresarial*, Pirámide, Madrid.

Pulido, A., 1996. Aplicaciones de la TIOT-92 en el análisis macro y microeconómico de la actividad del sector náutico de recreo en "Tabla intersectorial de la economía del sector náutico de recreo TIOT-92", Instituto de Estudios del sector náutico de recreo, Madrid.

Radovich, J. y McCall, A.D., 1979. *A management model for the central stock of the northern anchovy, Engraulis Mordax*. Cooperativa de California de Investigaciones Pesqueras Oceánicas (CalCOFI) Informe nº 20, 83-88.

Reglamento CE nº 2370/2002. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

Ricker, W.E., 1954. *Stock and Recruitment*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 11, 559-623

Roberti, P., 1992. *La distribución de la riqueza*. Oikos-Tau. Barcelona.

Romero, J.L. y García, C., 1998. *Modelos y Sistemas Dinámicos*. Universidad de Cádiz. Cádiz

Rossenberg, A., Fogarty, M.J., Sissenwine, M.P., Beddington, J.R., y Shepherd, J.G., 1993. *Achieving Sustainable Use of renewable resources*. Science 262, 828-829

Rothschild, B., 1972. *An exposition on the definition of fishing effort*. Fisheries Bulletin 70, 671-680

Rothschild, B., 1977. *Fishing effort*. Fish population dynamics chapter 5. Wiley interscience. Londres.



Russ, G.R. y Zeller, D.C., 2003. *From Mare Liberum to Mare Reservarum*. Marine Policy 27, 75-78.

Sanchirico, J.N. y Wilen, J.E., 2001. *A bioeconomic model of marine reserve creation*. Journal of Environmental Economic and Management 42, 257-276.

Schaefer, M.B., 1954. *Some aspects of the dynamics of Populations important to the Management of Commercial Marine Fisheries*. Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1, 25-56.

Schaefer, M.B., 1957. *Some considerations on populations dynamics and economics in relation to the management of the commercial marine fisheries*. Journal of Fisheries Research Board of Canada, 14 (5): 231-241.

Schumpeter, J.A., 1971. *Historia del análisis económico*. Ed. Ariel. Madrid.

Scott, A. y Johnson, J., 1985. *Property rights: developing the characteristics of interests in natural resources*. Progress in Natural Resource Economics, Clarendon Press, Oxford.

Seijo, J.C., Defeo, O. y Salas, S., 1997. *Fisheries bioeconomics: Theory modelling and management*. FAO Fisheries Technical Paper nº 368. Roma.

Sen, A., 1995. *Nuevo examen de la desigualdad*. Alianza Ed. Madrid, Cap.:1.

Sen, S. y Nielsen, J.R., 1997. *Commentary on "Fisheries Co-management: a comparative analysis"*. Marine Policy 21, (6), 545-546.

Singh, G., 1981. *Teorías sobre la distribución personal de la renta*" Presupuesto y Gasto Público Nº 11.

Standing, G., 1990. *El camino hacia el subsidio activo. Otra forma de protección social o amenaza para la ocupación?*. Revista Internacional del Trabajo Vol 109 4.

Stewart, K.M., 1994. *Early hominid utilization of fish resources and implications for seasonality and behaviour*. Journal of Human Evolution 27 (13), 229-245.

Sumaila, U.R., 1998. *Protected MRVs as fisheries mangement toolos: a bioeconomic analysis*. Fisheries Research 37, 287-296.

Táboas Input-Output Pesca Conserva Galegas 1999. Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos. Xunta de Galicia.

Tsoularis, A. y Wallace, J., 2002. *Analysis of Logistic Growth Models*. Mathematical Biosciences 179, 21-55.

Verhulst, P.F., 1838. *Notice sur la loi que la Population suit dans son Accroissement*. Correspondance Mathématique et Physique 10, 113-121.

Walter, C., Christensen, V. y Pauly, D., 1997. *Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments*. Reviews in Fish Biology and Fisheries 7, 139–172

Weber, M., 1922. *Economía y Sociedad*. Fondo de Cultura Económica. Buenos Aires.

Zugarramurdi, A., Parin, M.A. y Lupin, H.M., 1995. *Economic engineering applied to the fishery industry*. FAO Fisheries Technical Paper n° 351. Roma.

# ***ACRÓNIMOS***



# ACRÓNIMOS

Expresión	Significado
AAC	Arancel Aduanero Común
AAFC	Comisión para las Pesquerías del África Atlántica
ACFM	Advisory Committee on Fisheries Management
BWU	Blue Whale Unit
CCRMVA	Convención sobre la Conservación de los Recursos Marinos Vivos en el Antártico
CCTEP	Comité Científico, Técnico y Económico de la Pesca
CE	Comunidad Europea
CI	Consumos Intermedios
CICTA	Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico
CIEM	Consejo Internacional para la Explotación del Mar
CNAE	Clasificación Nacional de Actividades Económicas
CPANE	Comisión de Pesquerías del Atlántico Nordeste
CPUE	Capturas Por Unidad de Esfuerzo
CSAs	Closed Seasons Allocations
CTOI	Comisión del Atún del Océano Índico
CYRA	Commission's Yellowfin Regulatori Area
DF	Demanda final
EBE	Excedente Bruto de Explotación
EFTA	European Free Trade Association
EM	Estado Miembro
FAO	Food and Agriculture Association
GATT	General Agreement on Tariffs and Trade
IATC	Comisión Interamericana Tropical del Atún
ICCAT	Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico
ICES	Instituto para la Conservación y Exploración del Mar
ICNAF	Comisión Internacional para las Pesquerías del Atlántico Noroccidental
IFOP	Instrumento Financiero de Orientación a la Pesca
IOTC	Comisión de los Túnidos del Océano Índico
ITQ	Individual Transferible Quota
IWC	Comisión Internacional Ballenera

<b>Expresión</b>	<b>Significado</b>
KW	Kilowatios
LV	Libro Verde
MSY	Masimum Sustainable Yield
NAFO	Organización de las Pesquerías del Atlántico Noroccidental
NEAFC	Comisión de las Pesquerías del Atlántico Nororiental
OCM	Organización Común de Mercados
OCSAN	Organización para la Conservación del Salmón en el Atlántico Norte
OI	Outputs Intermedios
OLDEPESCA	Organización Latinoamericana para el Desarrollo de las Pesquerías
OMC	Organización Mundial de Comercio
OP	Organizaciones de Productores
OPANO	Organización e la Pesca del Atlántico Noroccidental
ORP	Organizaciones Regionales de Pesca
OT	Outputs Totales
POP	Plan de Orientación Plurianual
PPC	Política Pesquera Común
PROCOME	Productos de Consumo al Menor
RA	Remuneración de Asalariados
TAC	Total Allowance Catch
TIO	Tabla Input Output
TIOCAN-95	Tabla Input Output de 1995
TRB	Toneladas de Registro Bruto
u.m.	Unidades monetarias
UE	Unión Europea
UNCED	Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medioambiente y Desarrollo
UNCLOS	Conferencia de las Naciones Unidas sobre la Vida en el Mar
VAB	Valor Añadido Bruto
VAB <sub>cf</sub>	Valor Añadido Bruto a coste de factores
VAB <sub>pm</sub>	Valor Añadido Bruto a precios de mercado
VBGF	Von Bertalanffy Growth Function
ZEE	Zona Económica Exclusiva