

8. MODELIZACION, GESTION Y ORDENACION DE LAS PESQUERIAS ATUNERAS DEL ATLANTICO CENTRO-ESTE

por

A. Fonteneau

8.1 GENERALIDADES

8.1.1. LA EXPLOTACIÓN DE LOS STOCKS MIGRATORIOS POR LAS PESQUERÍAS MULTIARTES

La descripción de las pesquerías atuneras activas en el golfo de Guinea (capítulo 4) muestra bien la diversidad de los artes en uso y la de las tallas capturadas por cada uno de ellos. Con frecuencia se trata, por otra parte, de pesquerías pluriespecíficas donde cada arte explota simultáneamente y en diverso grado especies distintas. Finalmente, estas pesquerías explotan stocks migratorios y en los que una misma especie podrá vivir durante diferentes fases de su vida en diversos sectores geográficos, y a profundidades muy distintas (capítulo 5). Este problema es particularmente importante en el marco de un estudio regional: la zona del Atlántico intertropical este, que constituye un conjunto en el cual se concentran diversas pesquerías, no corresponde en realidad a stocks independientes de los que se encuentran en el Atlántico norte, centro o sur (a excepción, quizá, de los pequeños túnidos). Será necesario por tanto analizar con mayor frecuencia el estado de los stocks a una escala geográfica más amplia que la de la zona de estudio, escala que dependerá de la estructura del stock explotado y de las migraciones de la especie.

También será preciso analizar los problemas según una óptica pluriespecífica, tanto en la evaluación del estado de los stocks como en el estudio de las perspectivas de su gestión. Ello resulta particularmente importante en los cambios de las especies objetivo de las distintas flotas: en efecto, un esfuerzo de pesca "nominal" (que se define, por ejemplo, como la capacidad de transporte de una flota) podrá, según su estrategia de pesca, ejercer un esfuerzo de pesca "efectivo" (por lo tanto, una mortalidad por pesca) muy variable sobre una especie dada en función, por ejemplo, de las variaciones de la abundancia o del valor de esta especie. Será también fundamental para los científicos intentar estimar las probables consecuencias de las medidas de ordenación previstas, no sólo sobre la especie "objetivo" del proyecto de ordenación sino sobre las principales especies acompañantes capturadas simultáneamente. Estas son las diversas vías que en los años recientes han utilizado los científicos que trabajan en el seno de ICCAT para desarrollar su tarea.

8.1.2. RECORDATORIO GENERAL SOBRE LOS MODELOS

8.1.2.1. El modelo global

El modelo global fue propuesto por la primera vez por Schaeffer en 1954, con vistas a la ordenación de las pesquerías. Schaeffer (1957) recoge y adapta la interacción descrita por Lotka (1923) para un sistema ecológico autorregulado entre un predador y una presa. En el modelo global propuesto por Schaeffer los rendimientos de la pesquería decrecen de forma lineal cuando el esfuerzo de pesca aumenta. La producción se incrementa hasta alcanzar un máximo, la captura máxima de equilibrio, y a continuación decrece hacia cero para los esfuerzos de pesca crecientes (figura 8.1).

Pella y Tomlinson (1969) generalizan este modelo introduciendo un parámetro m que modula la forma de la curva de producción, en particular para biomazas escasas y esfuerzos de pesca elevados. Los tres tipos principales de curvas del modelo de producción generalizada serán aquellos que presenten:

- $m = 2$, modelo de Schaeffer, donde la biomasa y las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) tienden linealmente hacia cero debido a los esfuerzos crecientes (Schaeffer, 1957).

- $m = 1$, o modelo de Fox (Fox, 1970), en el cual la biomasa decrece según una ley exponencial.

- $m = 0$, o modelo hiperbólico, donde debido a la disminución más lenta de las CPUE, la producción máxima de equilibrio teórica sólo se obtiene por un esfuerzo de pesca infinito.

En la práctica se comprueba que los túnidos siguen en general curvas de producción de un tipo m próximo a 1, modelo de Fox, si bien con mucha frecuencia las fases iniciales del desarrollo de las pesquerías están bien descritas por el modelo $m = 0$.

El significado biológico del parámetro m ha sido objeto de numerosos debates sin que haya sido posible llegar a ninguna conclusión definitiva. El punto más importante es que existe una gran analogía entre los modelos $m = 1$ y las curvas de producción por recluta teóricas. Esto sugiere claramente que el modelo $m = 1$ corresponde de forma implícita, entre otros factores, a una cierta estabilidad del reclutamiento (en particular si se compara con el modelo $m = 2$, que supone tácitamente que el reclutamiento está alterado por la pesca). Otra interpretación muy plausible del modelo de Fox (por otra parte, complementaria de la anterior) es que solamente una fracción de la biomasa total es explotada por las pesquerías; para la mayor parte de los túnidos es muy probable la existencia de una fracción "críptica" de biomasa, inaccesible geográficamente o en profundidad a las pesquerías.

En la práctica, el modelo global generalizado se aplica con frecuencia con los tres parámetros m de base, así como buscando mediante interacciones el parámetro m que proporcione un mejor ajuste de las observaciones de capturas, esfuerzo y captura por unidad de esfuerzo. Esta "mejor m " se interpretará con prudencia, no obstante, ya que no posee necesariamente un carácter biológico, y en general se modifica al evolucionar la pesquería.

La curva de producción tendrá un máximo, la producción máxima de equilibrio (RMS o "maximum sustainable yield" de los anglosajones), que se obtendrá mediante un

esfuerzo de pesca denominado de forma clásica "óptimo" o " f_{opt} ". En la práctica, muy rara vez tendremos situaciones de equilibrio en las pesquerías, debido a que la mortalidad por pesca evoluciona permanentemente en función de factores externos, socioeconómicos, por ejemplo. En estas condiciones, se tratará de estimar la curva de producción de equilibrio del stock utilizando el método de Gulland (1961), o método de equilibrio aproximado; este método se basa en el concepto de que las clases de edad presentes en un stock explotado por una pesquería tienen un nivel de biomasa que resulta del esfuerzo de pesca experimentado anteriormente. El método de Gulland relacionará, por tanto, la abundancia durante un año con el esfuerzo medio ejercido durante k años anteriores; el parámetro k dependerá de la duración de la fase explotada.

8.1.2.2. Los modelos estructurales: vectores de mortalidad por pesca (F) y poblaciones subyacentes (N) por edad

Conocer el número de individuos de una cohorte capturados por una o varias pesquerías en función del tiempo permite, gracias a las técnicas de análisis de cohortes, estimar la evolución de la mortalidad y la abundancia de dicha cohorte desde su reclutamiento a la pesquería hasta su extinción (real o aparente), así como las tasas de mortalidad por pesca sufridas en función de la edad.

En la práctica, varios autores han propuesto diversos métodos de cálculo bajo distintas denominaciones. Clásicamente, el que con mayor frecuencia emplean los científicos de ICCAT es el propuesto por Tomlinson (1970), que sólo es una generalización del método de Murphy (1965). La captura (C_i) durante cada intervalo será función del efectivo (N_i) de la cohorte y de la mortalidad por pesca (F_i) ejercida durante el intervalo. Si se conocen la mortalidad natural y las capturas por edad durante toda la explotación de la cohorte, será suficiente conocer uno cualquiera de los N_i o de los F_i para determinar cada vez con mayor aproximación, por iteración de F_i , todos los elementos de los vectores de mortalidad por pesca y poblaciones subyacentes.

Los análisis de cohortes se realizarán en los tópicos tropicales sobre una base de tiempo trimestral y no anual, debido al corto ciclo vital de estas especies, y también a la fuerte estacionalidad de las capturas por edad.

8.1.2.3. Análisis de la producción por recluta

Los modelos estructurales de dinámica de poblaciones pesqueras se basan sobre el análisis cuantitativo del futuro de las cohortes y de las capturas ponderales realizables por las pesquerías sobre los individuos que las componen.

Por ello, cada cohorte compuesta de N_0 individuos en edad de reclutamiento a la pesquería, ve disminuir su efectivo a lo largo de toda su existencia a causa de la mortalidad natural (incluso en ausencia de pesca). La actividad de una pesquería acentúa el descenso del efectivo de la cohorte, descontando un cierto número de peces que constituyen la captura. Al mismo tiempo, el peso de cada individuo se incrementa según la ley de crecimiento de la especie. La biomasa total de la cohorte aumenta o disminuye según la situación de crecimiento ponderal de cada individuo y de la disminución del efectivo de la cohorte.

La mayor parte de las veces un stock se compondrá de diversas cohortes. Si este stock se encuentra en estado de equilibrio (reclutamiento, mortalidad natural y por pesca, crecimiento estable), la producción anual del stock entero será igual a la producción obtenida de una sola cohorte durante toda su vida. La producción anual de un stock (o la producción obtenida de N reclutas) será por tanto directamente proporcional al reclutamiento para un esquema dado de explotación, si los parámetros biológicos (crecimiento, mortalidades..) son idénticos.

No obstante, las consecuencias relativas de cualquier cambio de esquema de explotación, por ejemplo, modificación de la talla de primera captura o de la mortalidad por pesca, serán las mismas sea cual sea el nivel de reclutamiento. En otras palabras, los esquemas de explotación que buscan que la producción de N reclutas sea máxima tendrán los mismos efectos relativos, independientemente del nivel de reclutamiento. En consecuencia, el estudio de las estrategias de pesca será llevado a cabo frecuentemente en términos de producción por recluta.

Hay diversos métodos que permiten realizar estos cálculos de producción por recluta: método de Thomson y Bell, método de Beverton y Holt, método de Ricker. Este último es el más fácil y es el que se utiliza con mayor frecuencia para los túnidos; en efecto, es apto cuando los parámetros de crecimiento y de mortalidad en función de la edad son complejos, caso muy frecuente entre los túnidos.

El método de Ricker (Ricker, 1958) se funda en la discrecionalidad de los parámetros de crecimiento y de mortalidad. De esta manera, el futuro de una cohorte se divide en intervalos de tiempo. Dentro de cada intervalo de tiempo se aplica simultáneamente:

- 1) la tasa instantánea de crecimiento ponderal (G_i)
- 2) la tasa instantánea de mortalidad natural (M_i)
- 3) la tasa instantánea de mortalidad por pesca (F_i)

La ecuación de Ricker permitirá determinar la captura dentro de cada intervalo, y la producción de la cohorte será la suma de las capturas durante todos los intervalos de tiempo de la fase explotada.

Desde un punto de vista práctico, los cálculos del modelo de Ricker se efectúan generalmente calculando primero la producción por recluta correspondiente a los vectores G , M y F de base, estimados para las pesquerías activas. Pueden aplicarse diversos factores multiplicativos al vector F inicial para determinar las consecuencias de las modificaciones homotéticas del vector F sobre la producción por recluta. Para cada factor multiplicativo del vector F podemos también hacer variar la talla de primera captura, ajustando $F_i = 0$ hasta cualquier edad de primera captura. Estos cálculos permiten obtener las isopletas de producción por recluta equilibrada en función de una situación de referencia de la pesquería. Los resultados de estos cálculos son particularmente útiles para determinar las posibles consecuencias de cambios eventuales de tallas de primera captura.

Por otra parte, existen diversos desarrollos de la ecuación de base de Ricker, en particular el modelo multiartes aplicado al rabil (Lenarz, 1971) en el cual diversos artes aplican de forma independiente diferentes vectores de mortalidad por pesca según la edad, y poseen cada uno una producción por recluta característica del arte. La producción por recluta total obtenida del stock es la suma de las de los diversos artes. Este enfoque es, bien entendido, el más adaptado para las pesquerías de túnidos cuyas tasas de mortalidad por pesca, ejercidas según la edad por los diversos artes, son muy diferentes.

8.1.2.4. Relaciones stock reclutamiento

Las conclusiones del análisis de producción por recluta son válidas con independencia de los niveles de reclutamiento. No obstante, el nivel de reclutamiento condiciona el futuro de los stocks y de las pesquerías. Por esto, resulta esencial controlar permanentemente el reclutamiento de los stocks fuertemente explotados y de vigilar que el reclutamiento no se desplome como consecuencia de un nivel demasiado bajo del stock reproductor o de condiciones ecológicas desfavorables. Diversos modelos matemáticos permiten describir la relación entre stock reproductor y reclutamiento. Los más clásicos son los modelos de Beverton y Holt y los de Ricker.

Las curvas que corresponden en potencia a estas dos familias de curvas se facilitan en la figura 8.2. Según el tipo de curva que se aplique al stock, el descenso del stock reproductor podrá tener como consecuencia bien una mejora temporal del reclutamiento (tipo Ricker) debido a la existencia de una predación por parte de los reproductores sobre sus larvas, bien un reclutamiento estable que posteriormente disminuirá (tipo Beverton y Holt).

8.1.2.5 Los modelos de simulación

Estos modelos son modelos analíticos, que parten del supuesto de que diversos parámetros de los stocks y de las pesquerías que los explotan son conocidos. Existe una infinidad potencial de estos modelos que se crean "a medida" para los stocks estudiados. La mayor parte tiene por objeto realizar previsiones sobre el futuro de los stocks y de las pesquerías, particularmente en situaciones de desequilibrio, aunque éstas sean naturales (por ejemplo, efecto de una fuerte clase de edad sobre las pesquerías), o relacionadas con la gestión de las pesquerías (efectos de una regulación de talla mínima, de una zona de pesca acotada, etc...).

Los primeros modelos propuestos para los túnidos tropicales eran monoespecíficos, y los más recientes integran las especies principales. Los modelos de simulación permiten explorar, por otra parte, las consecuencias de la existencia de estructuras de stock complejas en la explotación de las pesquerías, gracias a la introducción de los modelos de simulación "por compartimentos", entre los cuales se intercambian fracciones de poblaciones subyacentes explotadas. Desde un punto de vista matemático, la mayor parte de los modelos de simulación utilizados en los túnidos del Atlántico tropical se basan en las ecuaciones de producción de Thomson y Bell (1934), y utilizan principalmente los resultados de los análisis de cohortes, en particular los reclutamientos y las capturabilidades por edad y por arte, así como las mortalidades naturales por edad admitidas como hipótesis en los análisis de cohortes.

8.1.3. EL PROBLEMA DE LA COMPOSICIÓN ESPECÍFICA

La composición específica de las capturas se basa en general en declaraciones comerciales o en las que efectúan los patrones en sus cuadernos de pesca. No obstante, las observaciones que llevan a cabo los científicos durante los desembarcos indican que estas estimaciones contienen sesgos potenciales serios, sobre todo cuando se trata de túnidos

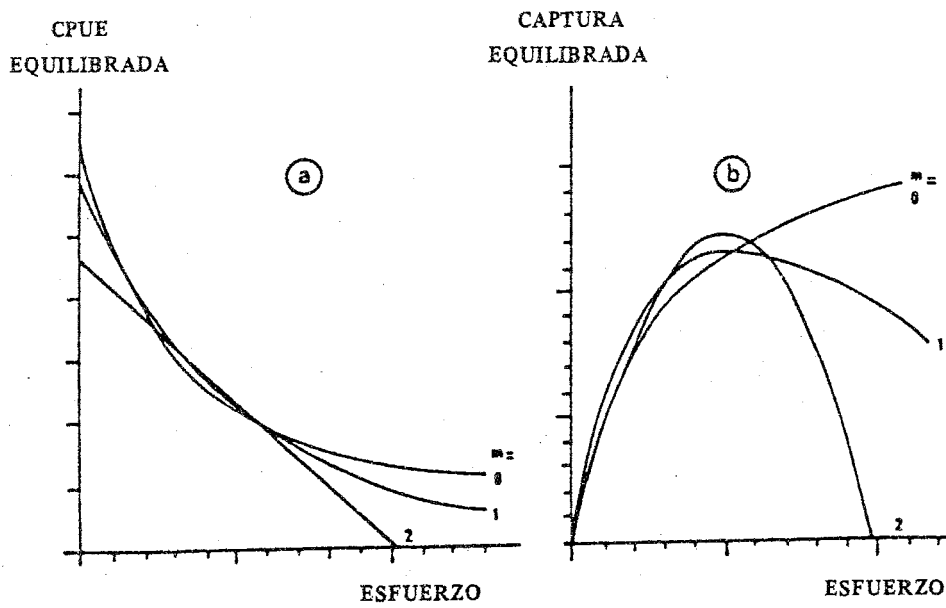


Figura 8.1 Modelo de producción: relaciones de equilibrio entre (a) CPUE y esfuerzo y (b) captura y esfuerzo según 3 valores del parámetro m : 0 modelo hiperbólico, 1 modelo exponencial (Fox), 2 modelo de Schaeffer.

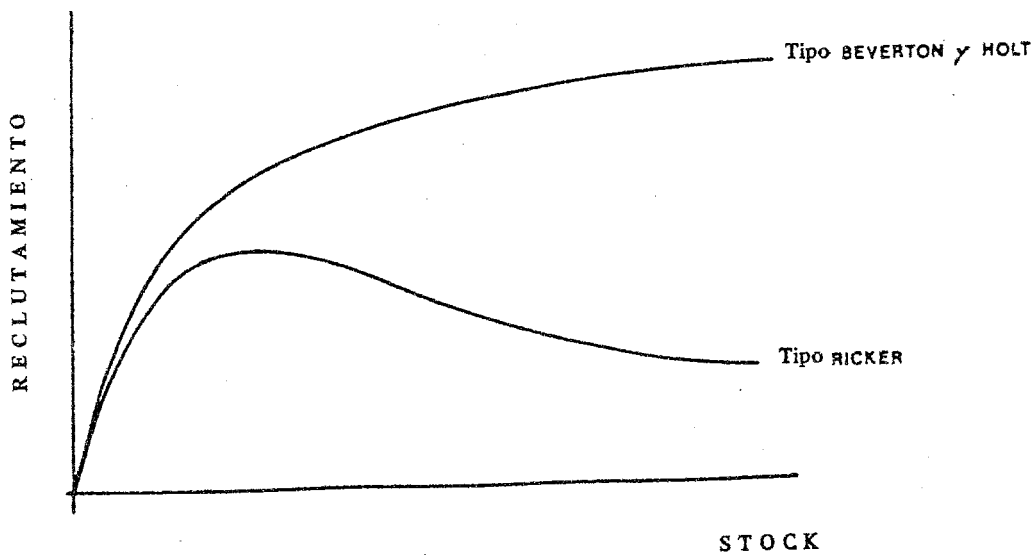


Figura 8.2 La relación stock-reclutamiento según el modelo de Beverton y Holt, y según el modelo de Ricker (según Ricker, 1975).

de pequeña talla que frecuentemente se denominan "listados" en los cuadernos de pesca, cuando en realidad contienen una mezcla de rabiles, listados y patudos en proporciones variables. El problema es crítico sobre todo para los pequeños patudos, a los que de forma sistemática se tiende a confundir con los rabiles, debido al gran parecido entre estas dos especies cuando tienen una talla pequeña (Fonteneau, 1975). Por lo tanto, es indispensable introducir una corrección en los datos estadísticos contenidos en los libros de a bordo para intentar corregir estos sesgos. Para ello, desde 1979 se ha puesto en marcha un sistema de muestreo aleatorio pluriespecífico de las diversas especies en los puertos de Abidjan y Dakar, para las principales flotas de cerco (Diouf, 1985; Bard y Vendeville, 1986). Este procedimiento permite estimar dentro de cada muestra, cuyas fechas y lugar de las capturas se conocen, la composición específica real.

A continuación se ha introducido un procedimiento descrito por Cayré (1984), que permite corregir la composición específica de las capturas declaradas en los cuadernos de pesca por categoría de tallas. Este procedimiento se ha aplicado a partir de 1979, fecha del inicio del muestreo pluriespecífico. La composición específica del período anterior a 1979 sólo ha podido estimarse a partir de los sesgos detectados durante el período 1979--1983.

Estas correcciones aplicadas a las flotas de cerco FIS y española han introducido modificaciones importantes en las proporciones de las principales especies, como muestran las estimaciones (en porcentaje de la captura total anual) (1) de los cuadernos de pesca y (2) de las muestras, para los cerqueros FISM:

		1979	1980	1981	1982
Rabil	(1)	73.3	66.7	61.4	55.0
	(2)	68.9	66.2	63.3	57.7
Listado	(1)	24.6	37.7	37.6	42.9
	(2)	23.2	28.9	29.7	35.4
Patudo	(1)	2.0	1.6	0.9	2.1
	(2)	7.9	4.9	7.0	6.9

Los efectos de tales correcciones son importantes para el listado, cuya captura se reduce en general, y sobre todo para las capturas estimadas de patudo, las cuales aparecen siempre fuertemente incrementadas. Esto tendrá un impacto importante en cuanto al análisis del estado de los stocks ya que frecuentemente se trata de patudos de talla muy pequeña.

8.2 MODELIZACION Y ESTADO DE LOS STOCKS

8.2.1. RABIL

8.2.1.1. El modelo global

(a) Antecedentes

El modelo global se ha utilizado con frecuencia, y con un cierto grado de éxito, para analizar el estado del stock de rabil tanto en el Pacífico este como en el Atlántico este. El primer análisis para el Atlántico, realizado en 1972 durante el grupo de trabajo que se celebró en Abidjan (ICCAT, 1972), facilitó estimaciones de captura máxima de equilibrio de alrededor de 45 000 t para la pesca de superficie, juzgándose que desde 1969 el esfuerzo de pesca era superior al esfuerzo "óptimo".

Estas primeras estimaciones se han revelado como burdamente falsas, por diversas causas: la pesquería de superficie sólo explotaba en 1971 una zona de pesca costera muy reducida en relación al stock que se explota en la actualidad; sólo se capturaban tallas de rabil pequeñas, mientras que desde entonces todas las tallas, comprendidos los individuos grandes, se capturan con cerco pescando en las zonas de alta mar. Finalmente se comprobó que en el análisis del modelo global realizado en 1972, los rendimientos mediocres observados para esfuerzos elevados en 1970 y 1971 se debían, no a una disminución real del stock como resultado de un crecimiento del esfuerzo de pesca, sino sobre todo al paso por la pesquería de una clase de edad muy débil, la clase de 1968. El modelo global se ha aplicado desde entonces cada año al rabil del Atlántico este. Un examen crítico de los resultados revela:

(1) un aumento regular de las estimaciones de la captura máxima de equilibrio y del esfuerzo óptimo entre 1972 y 1982 y la existencia de una buena coherencia estadística durante este período entre los datos y el modelo hiperbólico $m = 0$;

(2) una estabilidad de las estimaciones de RMS y F_{opt} obtenidas desde 1982 y la existencia de una mejor coherencia de los datos con el modelo exponencial $m = 1.0$.

(b) El modelo actual, datos de base (tabla 8.1)

El modelo global se aplica en la zona del Atlántico situada al este de 30°E (las capturas que proceden de la zona de estudio constituyen la mayor parte de las capturas del Atlántico este, debido a la ausencia de pesquerías importantes de rabil al norte de 25°N y al sur de 20°S). Estas capturas son las que realizan los palangreros y las pesquerías de superficie. El esfuerzo de pesca consiste en un esfuerzo de pesca efectivo teórico sobre el rabil, estimado mediante la división de las capturas totales anuales por la captura por unidad de esfuerzo de las flotas de superficie que se considera representativa de la abundancia del stock de rabil. La CPUE clásicamente elegida es la que propone Fonteneau (1981) para los cerqueros FIS, modificada por Fonteneau (1986) para incorporar los cerqueros españoles a partir de 1980. Este índice de CPUE es una media por quincena de las CPUE (en capturas por tiempo de búsqueda normalizado) por cuadrícula de 1 grado. Para efectuar este cálculo se han elegido todas las cuadrículas donde se cree que se ha

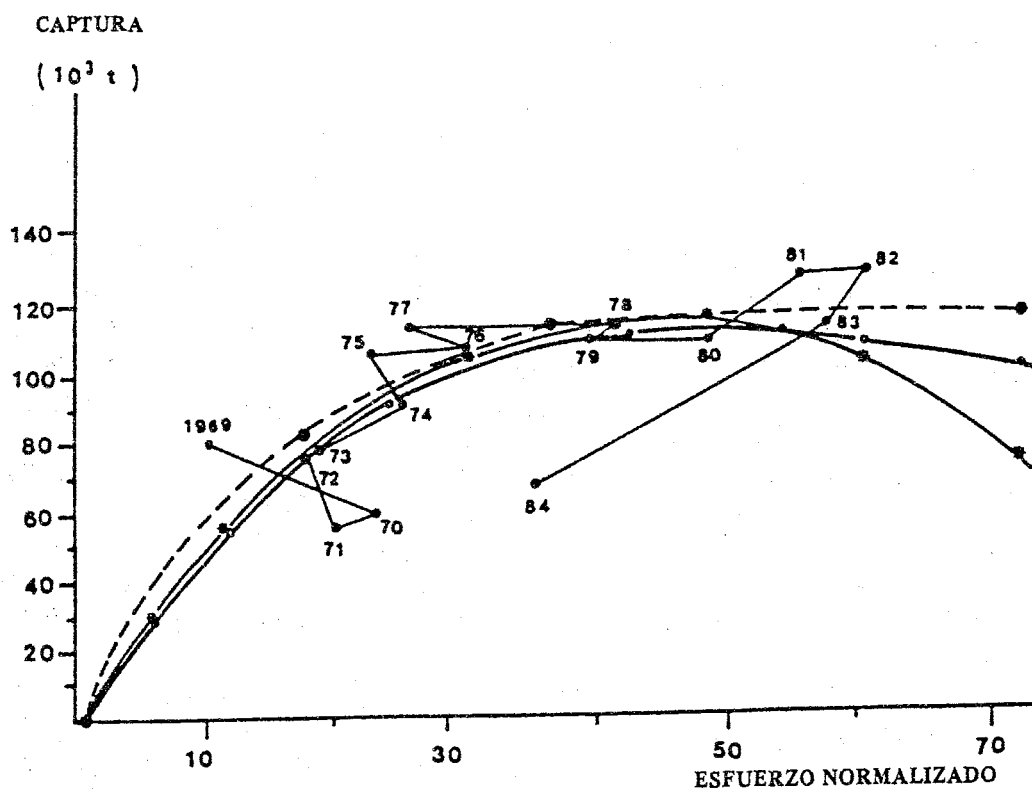


Figura 8.3 El modelo global ajustado a las capturas y esfuerzos de rabil del Atlántico este ($k = 3$, $m = 1$).

Tabla 8.1 Capturas, esfuerzos y CPUE utilizados en el ajuste del modelo global para el Atlántico este (Captura = captura estimada durante el SCRS de 1985, CPUE = CPUE de los cerqueros FIS de 1969 a 1978 y cerqueros FIS y españoles combinados de 1979 a 1984).

AÑO	CAPTURA	CPUE (t/d.)	ESFUERZO DE PESCA
1969	80.40	7.78	10334
1970	60.00	2.57	23346
1971	57.10	2.86	19965
1972	77.70	4.34	17903
1973	79.20	4.30	18418
1974	91.80	3.68	24946
1975	107.70	4.79	22484
1976	109.10	3.65	29890
1977	115.30	4.46	25852
1978	115.40	2.82	40922
1979	111.60	2.87	38885
1980	112.30	2.30	48826
1981	134.70	2.37	56835
1982	134.20	2.19	61279
1983	118.50	2.01	58955
1984	70.20	1.56	45000

ejercido un esfuerzo de pesca importante. A este efecto, se seleccionó un umbral de 12 horas por cuadrícula de 1 grado durante una quincena.

(c) El modelo actual: estimación de la captura máxima de equilibrio y esfuerzo óptimo

El SCRS adoptó los resultados actuales durante su reunión anual en noviembre de 1985. La relación entre las capturas y los esfuerzos observados, así como los modelos ajustados a estos valores, aparece en la figura 8.3. Se comprueba que en su conjunto hay una buena coherencia entre el modelo y los datos de las pesquerías, por lo menos hasta 1983. A partir de 1984 el importante descenso del esfuerzo de pesca, debido a la marcha de una parte de la flota de cerco al océano Indico, introdujo una modificación importante en la pesquería. La captura máxima de equilibrio se estimó entre 113 y 118 000 t (para un número de clases de edad (k) que contribuyeron a la captura, igual a 3). El esfuerzo de pesca durante los años 1981 a 1983 habría sido superior al esfuerzo óptimo.

En 1984 y 1985, el esfuerzo muy reducido no alteró las conclusiones del modelo; este esfuerzo reducido parece conllevar, de acuerdo con el modelo global, un alza de la abundancia que se traduce en CPUE aumentadas desde 1985. En situación de equilibrio la captura debe seguir la curva de producción del modelo al nivel del esfuerzo medio ejercido durante los años más recientes. El modelo global generalizado parece un método de evaluación correcto para el rabil del Atlántico este. Al utilizarlo, no obstante, deben tenerse en cuenta ciertas reservas:

- el modelo sólo se aplica en las condiciones de pesca (artes, zonas) de las pesquerías actuales. Se ha visto claramente la importancia de estos problemas al comparar las estimaciones de RMS obtenido de 1972 a 1980, cuando se han desarrollado los grandes cerqueros y ampliado las zonas de pesca. Asimismo, se comprueba que al analizar de nuevo los datos estadísticos actuales para distintos períodos de tiempo, los RMS estimados han mantenido un aumento regular (figura 8.4). Con frecuencia el RMS resulta imposible de estimar mientras el esfuerzo ejercido no haya sido realmente superior al esfuerzo correspondiente al RMS y el stock no haya sido explotado en su totalidad:

- el parámetro "m" sigue siendo delicado de interpretar y de elegir; las previsiones de las capturas potenciales y de los esfuerzos óptimos, cuando el esfuerzo está aumentando, calculados con $m = 2, 1$ ó 0 son muy divergentes (pesimistas con $m = 2$, optimistas con $m = 0$);

- el modelo global no tiene realmente en cuenta las variaciones de productividad del stock en función de los artes que lo explotan, de las tallas capturadas y de la fracción del stock que realmente se explota. Probablemente, estos factores son importantes para el rabil, cuando la explotación puede realizarse por cañeros (peso medio, 3 kg), por palanqueros (peso medio, 30 kg) o por cerqueros que capturan todas las tallas de rabil (artes cuyas producciones por recluta teóricas son muy diferentes, y en una zona de pesca en expansión regular).

Tabla 8.2 Tasas de mortalidad por pesca medias estimadas para el rabil del Atlántico este para 3 períodos.

Período Edad	F anual media		
	1963 - 65	1971 - 74	1979 - 82
0	0.012	0.117	0.201
1	0.049	0.177	0.290
2	0.144	0.169	0.153
3	0.071	0.203	0.254
4	0.169	0.254	0.695
5+	0.076	0.259	0.901

Tabla 8.3 F medias estimadas para el rabil por edad y por arte durante 3 períodos de la pesquería (1º, 63-65; 2º, 71-74; 3º, 79-82) (calculadas según el método de Fonteneau, 1984).

Período Edad	Cebo Tema			Cebo tipo FIS			Cercos			Palangre		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
0	0.012	0.092	0.039	0	0.001	0.005	0	0.024	0.157	0	0	0
1	0.010	0.057	0.046	0.037	0.039	0.033	0.002	0.081	0.211	0	0	0
2	0.003	0.014	0.011	0.127	0.042	0.018	0.009	0.108	0.122	0.005	0.005	0.002
3	0.001	0.001	0.001	0.020	0.013	0.009	0.015	0.142	0.221	0.035	0.047	0.023
4	0	0	0	0	0.002	0.003	0.008	0.156	0.438	0.101	0.096	0.054
5+	0	0	0	0	0.002	0.005	0.006	0.169	0.820	0.070	0.088	0.076

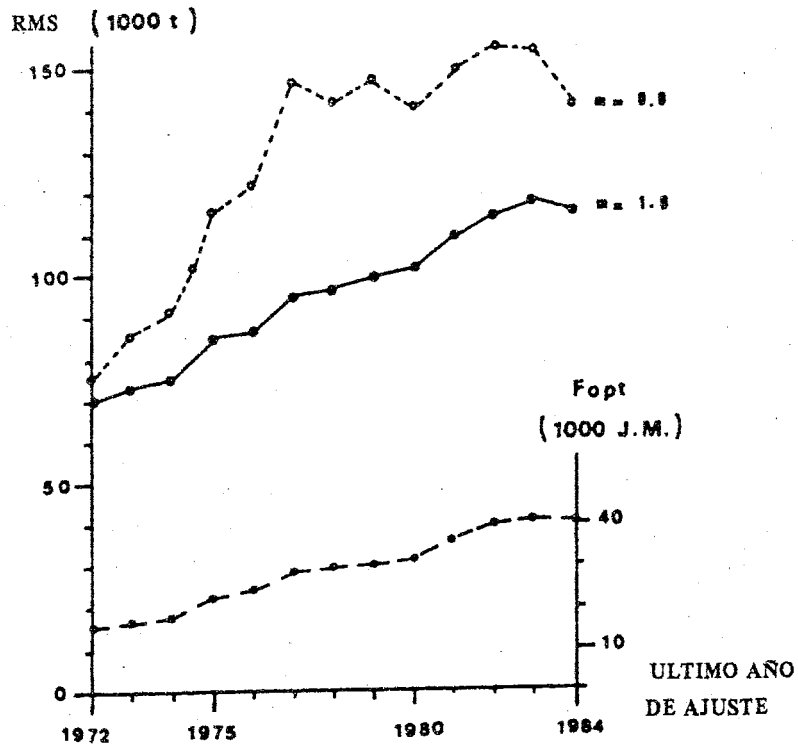


Figura 8.4 Evolución de la captura máxima de equilibrio (RMS) de rabil y del esfuerzo óptimo (Fopt) estimados sobre la serie estadística actual de capturas y esfuerzos, 1962 a 1984, para distintos períodos de ajuste.

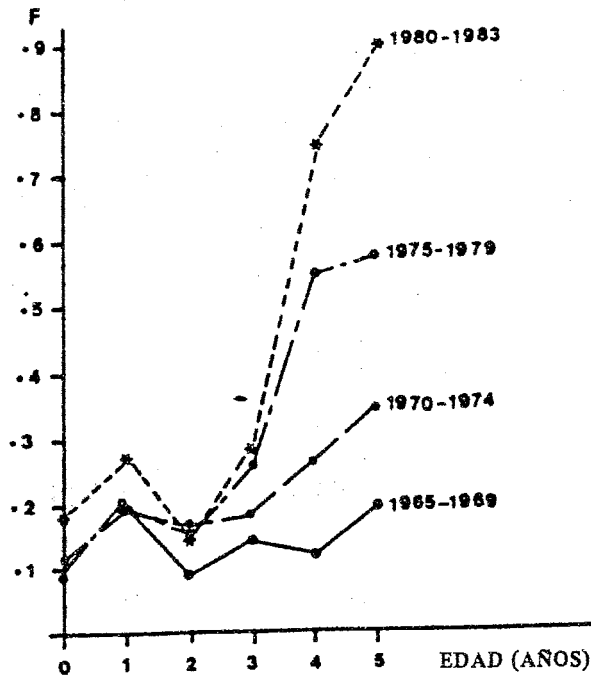


Figura 8.5 Tasas de mortalidad por pesca medias por edad para el rabil durante cuatro períodos característicos de la pesquería: 1965 a 1969, 1970 a 1974, 1975 a 1979 y 1980 a 1983.

8.2.1.2. Análisis estructural: reclutamiento y tasas de mortalidad por pesca en función de la edad

Las primeras estimaciones de la mortalidad por pesca ejercida sobre el rabil del golfo de Guinea se basaban en las estimaciones de la mortalidad total calculada a partir de la disminución de las capturas por unidad de esfuerzo de las clases de edad explotadas por los artes de superficie. Las tasas de mortalidad total aparente calculadas para los rabiles jóvenes durante el período 1969-71 son altas: las estimaciones de Z media eran iguales a 1.8 (ICCAT, 1972) y 2.2 (Pianet, 1971).

Si se le resta a este valor una estimación razonable de M (0.6 ó 0.8), se obtiene una F comprendida entre 1.0 y 1.2 en la hipótesis donde $Z' = F+M$. Mediante análisis de cohortes se verá que estos valores de F estaban a todas luces muy sobreestimados, pues la tasa media de mortalidad por pesca F de las edades 1 a 3 se encontraba en esa época próxima a 0.16 (para $M = 0.6$) y no podía en ningún caso ser superior a 0.2 ó 0.3 (debido a la convergencia de los análisis de cohortes). Las primeras estimaciones de Z' próximas a 1.8 incluían, por tanto, un importante componente ligado al descenso de la capturabilidad de peces jóvenes en la pesquería, unido a su vez al método de pesca (solamente cañeros y pequeños cerqueros) y a la zona de pesca exclusivamente costera cuando los rabiles, al envejecer, migran hacia zonas de alta mar.

Los análisis de cohortes han permitido estimar mejor las tasas de mortalidad por pesca en función de la edad.

Los primeros análisis de cohortes (Fonteneau y Lenarz, 1974) realizados sobre el rabil han suministrado estimaciones mucho mejores que las que se calcularon a partir del descenso de las CPUE por edad, pero algunas veces están aún sobreestimadas en relación a las estimaciones actuales. En efecto, la F media de las edades 2 y 3 se estimó, para $M = 0.6$, entre 0.3 y 0.5, mientras que la estimación actual de F de este período es inferior a 0.2. Esta sobreestimación de la mortalidad por pesca en los primeros análisis se debe principalmente a que en esa época los científicos consideraban que el stock de rabil estaba próximo a su explotación total. Posiblemente esto era correcto en las zonas de pesca costera, pero resultó falso en el Atlántico este debido a la expansión hacia alta mar de las zonas de pesca desde 1975, y el consiguiente incremento de las capturas.

Los análisis de cohortes elegidos actualmente por los científicos de ICCAT son los que propuso Fonteneau (1984). Nos referiremos a este documento para efectuar un examen crítico de las numerosas hipótesis básicas relativas a este análisis. Las principales hipótesis son:

- (1) La existencia de una fase de crecimiento lento hasta los 70 cm.
- (2) El stock experimenta una mortalidad natural de 0.8 durante los dos años primeros (de 100 individuos al principio de un año, 55 mueren de muerte natural), y después una mortalidad natural de 0.6 (de 100 individuos a principios de un año, 45 mueren de muerte natural).
- (3) La CPUE de los cerqueros FIS mide sin grandes sesgos la tendencia de la biomasa.

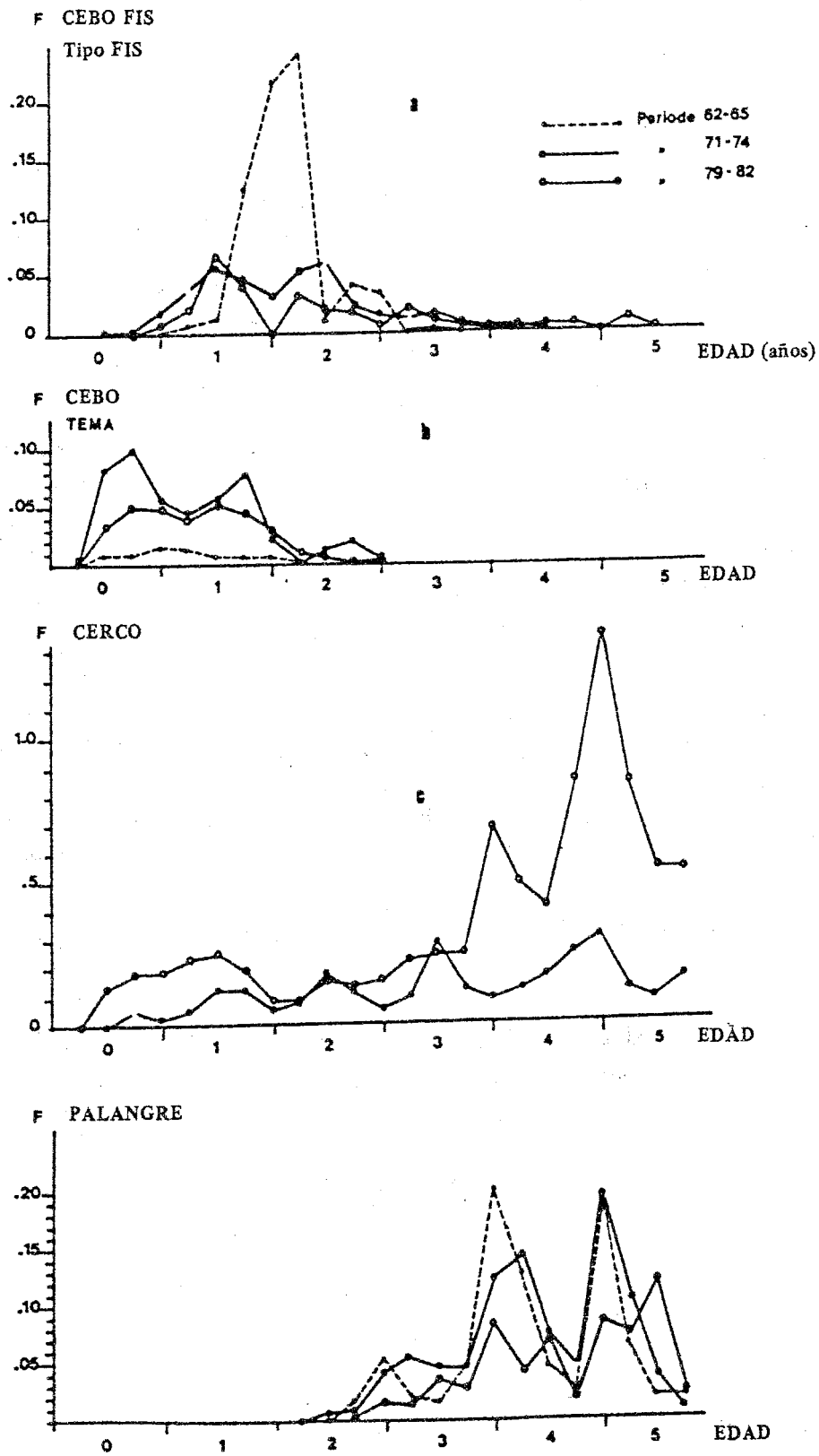


Figura 8.6 Tasas de mortalidad por pesca medias por edad y por arte para el rabíl durante 3 periodos de 3 años característicos (1962 a 1965, 1972 a 1974 y 1979 a 1982) para los barcos de cebo (a), barcos de cebo de Tema (b), cercueros (c) y palangreros (d).

Las tasas de mortalidad por pesca medias por edad para tres períodos característicos de la evolución de las pesquerías, 1963 a 1965, 1971 a 1974 y 1979 a 1982 se presentan en la tabla 8.2 y figura 8.5. Esta figura muestra la evolución de los distintos perfiles de explotación del stock y explica ampliamente los problemas de ajuste del modelo global. Estas cifras muestran que la mortalidad por pesca ejercida sobre los rabiles jóvenes creció en proporciones relativamente moderadas entre el período 1971-1974 y el período 1979-1982: alrededor del 67% para las edades 0 y 1, permaneciendo relativamente estables para las edades 2 y 3. Por el contrario, la mortalidad por pesca de los adultos de más de 4 años aumentó en grandes proporciones y se había multiplicado por 3.1 de un período a otro.

Uno de los resultados que surgen de los análisis de cohortes es que la mortalidad por pesca ejercida sobre rabiles jóvenes sería relativamente moderada, en comparación con la que han sufrido los adultos: F entre 5 meses y 2 años próxima a 0.24, para una captura anual media de unos 6 millones de individuos de menos de 2 años.

Otro resultado importante del análisis de cohortes es la estimación que suministra de las poblaciones subyacentes por edad, es decir, de la biomasa del stock. Este resultado se presenta en la figura 8.7. A la vista de esta figura, se comprueba una disminución lenta y regular de la biomasa "teórica" entre 1955 y 1982. Esta tendencia es comparable a la de la CPUE de los cerqueros. También se observa que el gran descenso observado en las CPUE de palangre en sus comienzos (1956 a 1965) entra en contradicción con la moderada baja de la biomasa que se calcula para el stock adulto (Fonteneau, 1985; figura 8.7).

Uno de los parámetros que resulta interesante calcular a partir de los resultados del análisis de cohortes es la mortalidad por pesca, por edad, en función del arte. Con este propósito se ha calculado, a partir de los datos de Fonteneau (1984), las F medias por edad y por arte de 1979 a 1982 así como los de dos períodos históricos, 1962-1965 y 1971-1974. Los resultados de estos cálculos se presentan en la tabla 8.3 y figura 8.6. La comparación de las tasas de mortalidad F por arte durante estos tres períodos muestra:

- una estabilidad relativa de las F ejercidas por los cañeros FIS y de Tema.
- un crecimiento de las F de los cerqueros, especialmente de los individuos viejos (debido a un aumento del tamaño de los cerqueros y de la ampliación hacia alta mar de las zonas de pesca) y sobre los jóvenes (de menos de 1.5 años) sobre todo durante el período reciente.
- una fuerte reducción de las mortalidades por pesca de los palangreros; al comparar los tres períodos, se aprecia que las F de los palangreros están disminuyendo de forma importante y regular.

8.2.1.4. Producción por recluta

Los primeros análisis de producción por recluta de rabil del golfo de Guinea fueron realizados por Lenarz (1971), por Joseph y Tomlinson (ICCAT, 1972), y posteriormente por Lenarz *et al.* (1974). Estos primeros trabajos sólo representan un interés "histórico",

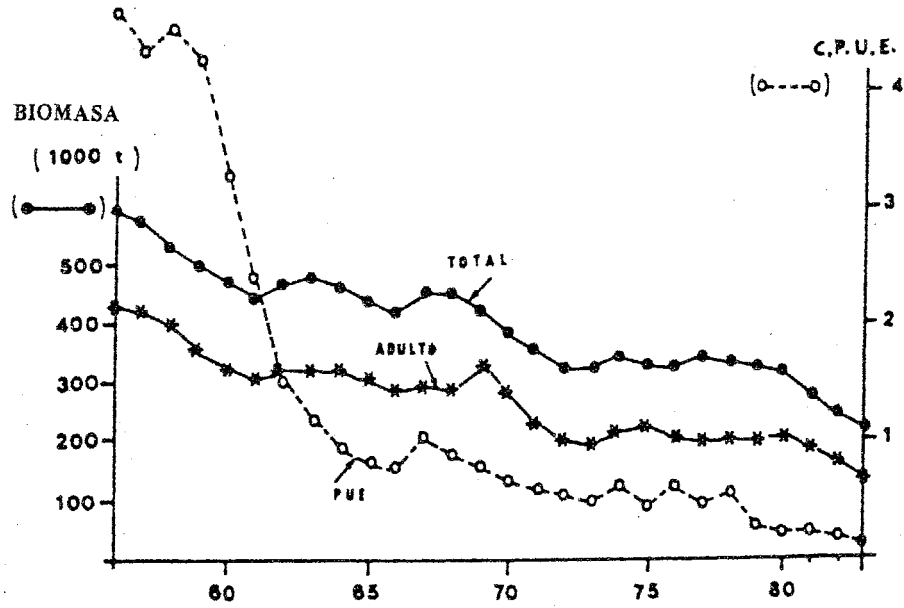


Figura 8.7 Evolución de la biomasa del stock y del stock reproductor de rabil del Atlántico este estimada por análisis de cohortes.

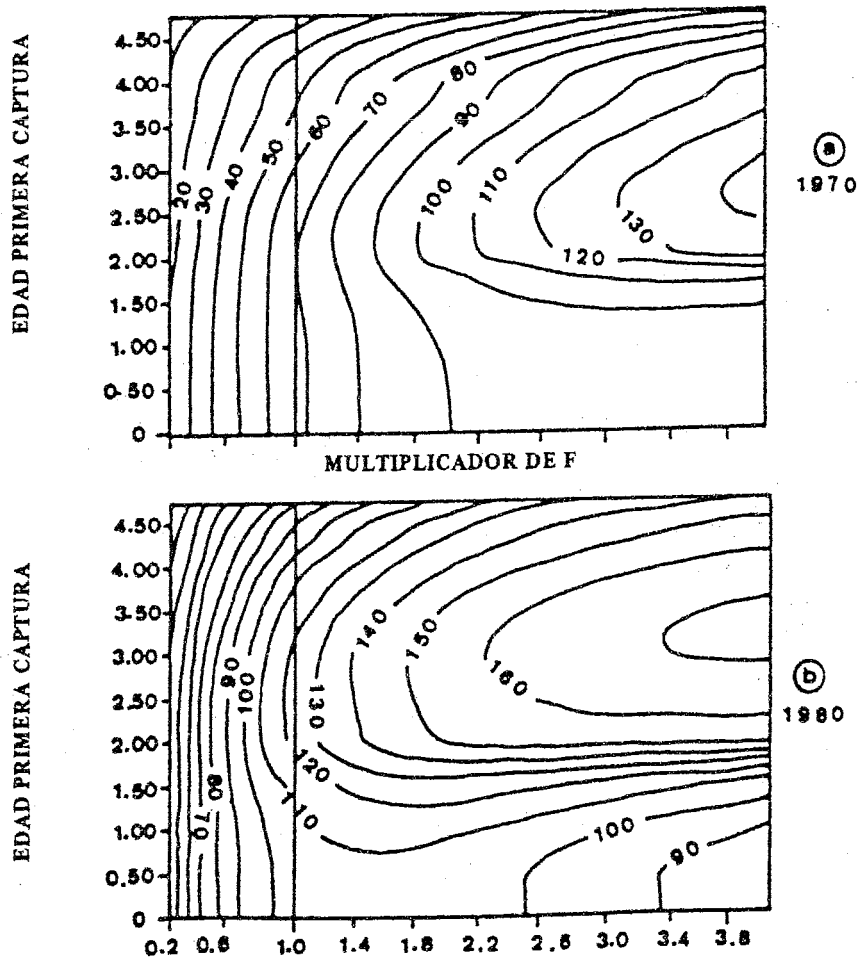


Figura 8.8 Isopletas de producción por recluta estimadas mediante el modelo de Ricker para el rabil del Atlántico este, para los años 1970 (a) y 1980 (b).

ya que suponían un stock próximo a la explotación total y mortalidades por pesca elevadas, hipótesis que se contradicen con el aumento de las capturas durante los diez años siguientes. En consecuencia, sólo deberán tenerse en cuenta los análisis de producción por recluta recientes, posteriores a los años 80. Elegiremos, por ejemplo, las isopletras de producción por recluta de Fonteneau (1984) calculadas para los años 1970 y 1980 (figura 8.8), que son características de ambos períodos.

- La pesquería de 1970 explotó el rabil con una F media igual a 0.15 y una mortalidad por pesca en función de la edad relativamente constante. En esta pesquería no hay casi ningún beneficio potencial aumentando la edad de primera captura (+2% para edad de primera captura = 2.0 años). La producción máxima es inferior a las 100 000 t para las mortalidades por pesca multiplicadas aproximadamente por 4.

- La pesquería de 1980 explota el stock con una F ligeramente aumentada sobre los jóvenes (F media = 0,24) y muy aumentada sobre los viejos (F media = 0.49). En esta pesquería se puede esperar un cierto beneficio potencial de un aumento de la talla de primera captura: 19% de aumento para una edad de primera captura de 2.5 años. En este modelo, la producción por recluta en función de F está próxima a su máximo y no puede aumentarse más que en un 4% multiplicando por un factor 1.4 el vector de las F por edad (este stock se encontraría, por tanto, cerca de su explotación total).

Estas conclusiones representan órdenes de magnitud "relativos", probablemente bastante fiables, de la evolución de la producción por recluta del stock de rabil. Se observará a la vista de estos resultados que la regulación de talla límite de 3.2 kg adoptada por ICCAT en 1973, basándose en los primeros análisis de producción por recluta, probablemente no estaba justificada en términos de producción por recluta, debido a que la mortalidad por pesca era mucho más baja de lo que se estimó entonces. En la pesquería reciente, los análisis de producción por recluta indican por otra parte la utilidad teórica potencial de esta medida (siempre y cuando se aplique, bien entendido).

Asimismo, se calcularon de forma clásica las producciones por recluta teóricas de los diversos artes (Fonteneau, 1981), para comparar sus resultados relativos teóricos. El modelo de Ricker aplicado a los vectores de mortalidades por pesca de la figura 8.6 permite estimar estas producciones por recluta. Los resultados teóricos se presentan en la figura 8.9.

Se comprueban los mediocres resultados potenciales de los cañeros cuya producción máxima teórica sería, si pescaran solos, inferior a 80 000 t (cañeros FIS) ó 50 000 t (cañeros de Tema) para esfuerzos de pesca muy superiores a los observados. Los cerqueros tienen un rendimiento por recluta potencial comprendido entre 95 000 t (pesquería histórica) y 120 000 t (pesquería actual). Los palangreros tienen la mejor producción teórica, que sobrepasa las 160 000 t. Este resultado está claramente en contradicción con los mediocres resultados obtenidos en esta pesquería con esfuerzos crecientes y parece deberse al descenso de la capturabilidad de los palangreros, puesto en evidencia por los resultados de los análisis de cohortes, pero que sigue siendo difícil de interpretar (heterogeneidad de los stocks profundo y de superficie, saturación del esfuerzo de pesca a niveles de esfuerzo elevados, incapacidad de los palangreros para explotar las grandes concentraciones de rabil).

8.2.1.5. Reclutamiento

Se han calculado los índices de reclutamiento para el rabil según diversos métodos:

- a partir de las capturas por unidad de esfuerzo trimestrales por edad por zona y arte, según el método propuesto por Laurec y Fonteneau (1979),
- a partir de análisis de cohortes donde, para un nivel de esfuerzo de pesca dado, la captura realizada sobre cada cohorte es proporcional a la abundancia de la cohorte (Fonteneau, 1984).

Las estimaciones de reclutamiento obtenidas mediante estos dos métodos poseen, no obstante, una mala concordancia (figura 8.10), sin que se puedan explicar estas divergencias. Las únicas conclusiones que parecen desprenderse son:

- (1) que el reclutamiento no parece haberse alterado durante el período de observación.
- (2) que las fluctuaciones de reclutamiento parecen moderadas.

Esta relación stock reclutamiento parece ser de un tipo Beverton y Holt, con un reclutamiento sin tendencia para una amplia gama de stocks reproductores. No obstante, para valores muy bajos del stock reproductor, el reclutamiento corre el peligro de disminuir muy rápidamente para tender hacia cero cuando el stock reproductor se vuelva nulo. En relación a los túnidos, un nivel crítico de los stocks reproductores, sobrepasado el cual el reclutamiento podría hundirse, se ha situado en torno a un 10% del stock virgen sin que este porcentaje se base en observaciones reales.

Fonteneau (1981) estima que la fecundidad del stock de rabil se habría reducido a alrededor del 52% de su nivel inicial a comienzo de los años 1980 en relación al stock virgen de los años 1950.

8.2.1.6. Los modelos de simulación en la pesquería de rabil

El primer modelo fue introducido por Fonteneau (1975). Se trata de un modelo tipo Ricker donde diversos artes explotan un mismo stock, y le inflige cada uno una mortalidad por pesca variable según la edad. Este modelo permite analizar, bajo diversas hipótesis sobre los parámetros biológicos (reclutamientos futuros en particular) y los de las pesquerías (esfuerzo, capturabilidad, etc...), los estados de transición y de desequilibrio de los stocks y de las pesquerías que son difíciles de obtener con el modelo clásico de Ricker.

A continuación, el modelo original se desarrolló hacia un modelo con "compartimentos" (Fonteneau, 1981) en el cual no se puede decir con propiedad que el stock sea único, sino que está dividido en subunidades geográficas cuyas poblaciones se mezclan según tasas de migración variables con la edad; se sobreentiende que se mantiene la existencia de varios artes de pesca. Este modelo posee la ventaja de que traduce mejor una realidad biológica fundamental, la de que los túnidos son especies migratorias. A pesar de ello, su empleo es delicado debido a que necesita estimaciones de las tasas de migra-

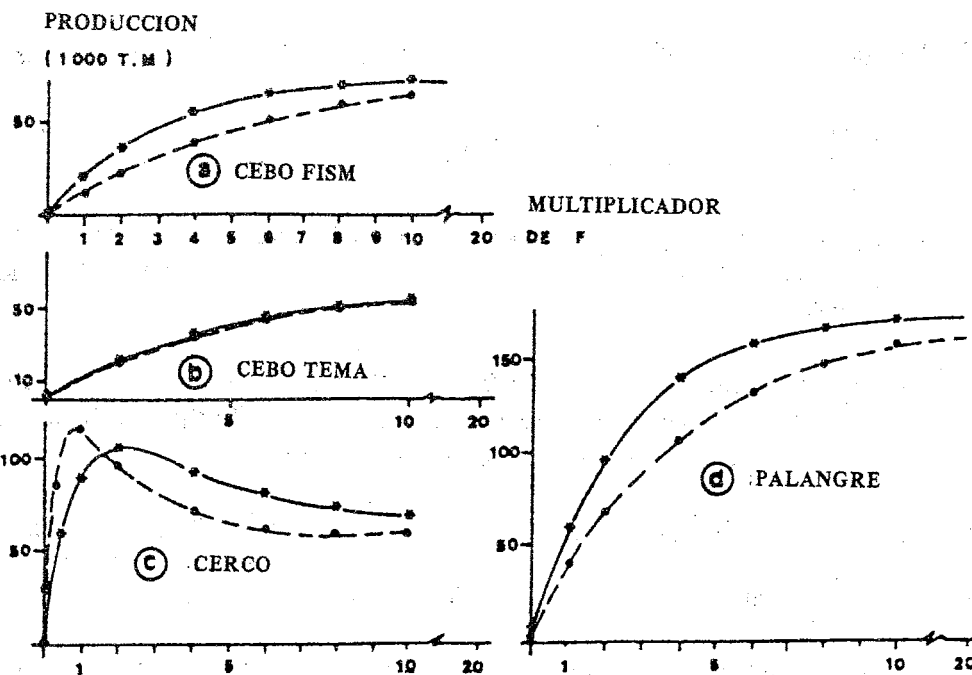


Figura 8.9 Producción por recluta teórica de rabil de los barcos de cebo FIS, barcos de cebo de Tema, cerqueros y palangreros que faenan aisladamente y sin límite de talla de primera captura, durante dos períodos de la pesquería: 1971 a 1974 y 1979 a 1982.

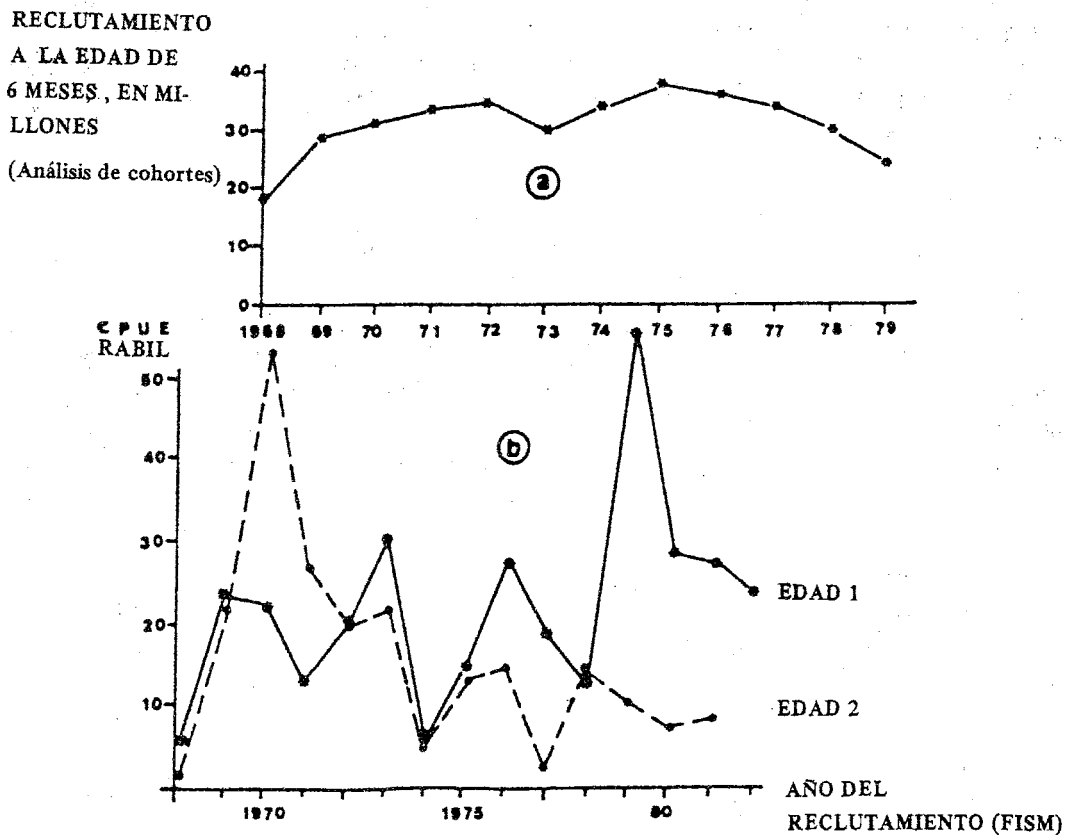


Figura 8.10 Índices de reclutamiento estimados para el rabil, (a) por análisis de cohortes, y (b) a partir de las CPUE trimestrales por arte de las edades 1 y 2 de la flota FIS (método Laurec-Fonteneau, 1977).

ción entre los "compartimentos", tasas que en el momento actual siguen siendo muy hipotéticas.

El último desarrollo en los modelos de simulación de la pesquería de rabil (Fonteneau, 1984) se analizará más detalladamente en el párrafo 8.2.4. Se trata de un modelo del primer tipo, es decir, que explota un stock único sin compartimentos, pero donde diversos artes explotan simultáneamente varias especies. Este modelo se preparó y se utilizó para estimar el impacto potencial que sobre las pesquerías de las tres especies principales (rabil, listado, patudo) tendrían las medidas que prohíben la captura en los estratos donde se concentran los rabiles juveniles. Este modelo sugiere que si pueden esperarse beneficios moderados para el rabil como consecuencia de estas medidas, estos beneficios se reducirían a nada debido a las pérdidas superiores de listados, que en general abundan mezclados con los pequeños rabiles.

8.2.2. LISTADO

8.2.2.1. El modelo global

El modelo global sólo se ha empleado muy rara vez para analizar el estado de los stocks de listado. Las causas de esta situación son múltiples: en primer lugar, el esfuerzo de pesca efectivo que se ejerce sobre el listado es muy difícil de estimar (Fonteneau, 1986). La mayor parte de las flotas que faenan en el Atlántico este, según los años, o han evitado deliberadamente capturar listado, o le han perseguido de forma activa. Estos comportamientos han presentado grandes fluctuaciones según los precios de venta y la abundancia de listado y de rabil, las características de los cerqueros, la nacionalidad de la tripulación y otros factores sin identificar. Los resultados muestran grandes variaciones de rendimientos, sin que exista una correlación aparente entre los rendimientos de las diferentes flotas. Sin embargo, durante el período reciente, Fonteneau (1986a) y Cayré (1985) han intentado utilizar el modelo global para el listado, tratando de calcular CPUE "efectivas" sobre el listado.

Los resultados de estos análisis siguen siendo muy hipotéticos, debido a que para el listado no existe una relación clara entre el descenso de la CPUE y el crecimiento del esfuerzo de pesca efectivo (contrariamente a lo que ocurre con otras especies, como el rabil o el patudo). El examen de la relación entre la captura de listado y el esfuerzo de los cañeros (figura 8.11) sugiere que el stock de listado no ha alcanzado su nivel de explotación total, debido a que los aumentos recientes de la capacidad de transporte de estas dos flotas se traducen, por término medio, en una mayor captura.

8.2.2.2. Análisis estructural: reclutamiento y mortalidad por pesca en función de la edad

El grupo de trabajo ISRA-ORSTOM (1976) realizó las primeras estimaciones. No obstante, los resultados de este análisis sólo presentan un carácter histórico, a causa de los pocos datos disponibles en aquella época. Los análisis principales se llevaron a cabo durante el Año Internacional del Listado, programa que se realizó en 1981, y cuyas conclusiones se presentaron durante un simposio celebrado en Tenerife (junio, 1983), siendo publicadas por ICCAT en octubre de 1986. Las estimaciones de las mortalidades por

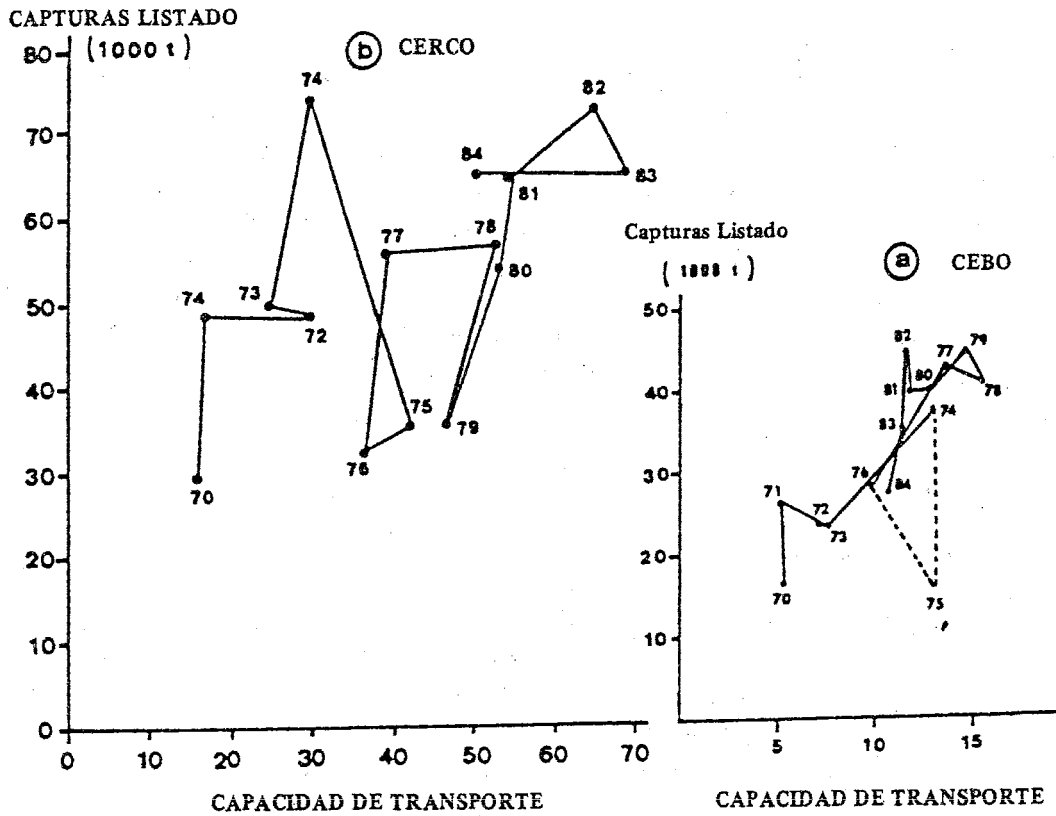


Figura 8.11 Relación entre la captura anual de listado y la capacidad de transporte de las flotas de cerqueros (a) y barcos de cebo (b) (Atlántico este).

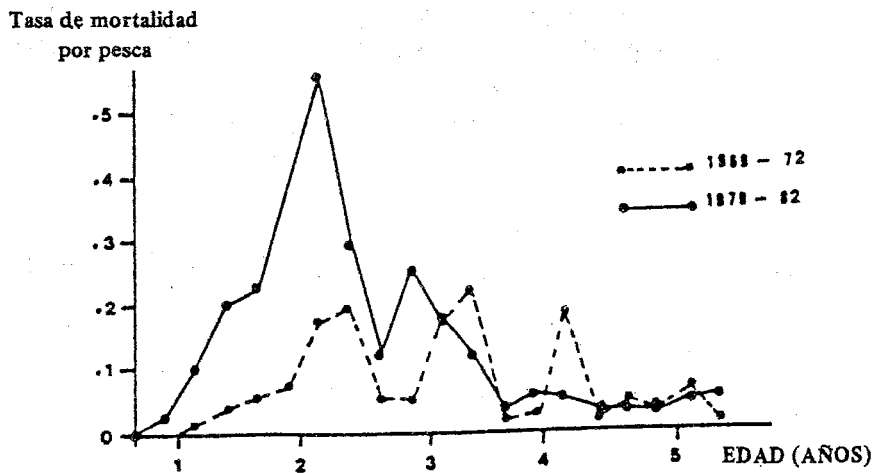


Figura 8.12 Tasas de mortalidad por pesca medias por edad para el listado del Atlántico este durante dos periodos característicos: 1969 a 1972 y 1979 a 1982.

pesca del listado son el resultado de dos tipos de análisis: de datos de marcado y de análisis de cohortes. Los análisis de marcado fueron llevados a cabo por Bard (1986). Tratan de la interpretación de las tasas de recaptura de los listados marcados, principalmente de los que Japón marcó frente a Ghana. Tras la corrección de diversos sesgos clásicos en este tipo de análisis, Bard (1986) concluye que el stock de listado que se encuentra frente a Ghana sufriría una tasa de mortalidad por pesca global F igual a 0.54. El mismo análisis sugiere que un sector importante de la población explotada en la zona emigra fuera de ésta, lo que induce a pensar en una muy fuerte mortalidad total aparente.

Kleiber *et al.* (1984), analizando los mismos datos de recapturas, y utilizando el modelo puesto a punto por la Comisión del Pacífico Sur (Kleiber *et al.*, 1983), han obtenido estimaciones comparables de las tasas de mortalidad por pesca, $F = 0.40$. Estos dos análisis sólo se aplican de forma positiva a la fracción del stock de listados explotados en la zona central del golfo de Guinea (5°N a 5°S). No incluyen, por tanto, los importantes caladeros de listado situados en los sectores de Senegal y Angola, y que parecen relativamente menos explotados. Además, se aplicaron también los clásicos análisis de cohortes al stock de listado del Atlántico este (Fonteneau, 1986; Cayré y Diouf, 1985). Hay que referirse a los trabajos de estos autores para conocer los detalles de las hipótesis y los métodos de análisis de estos datos. En esta etapa se observa que los análisis de cohortes del listado se vuelven particularmente difíciles, debido principalmente a:

- (1) el proceso de reclutamiento continuo y a la gran variabilidad interindividual del crecimiento.
- (2) la variabilidad del reclutamiento.
- (3) la dificultad para ajustar los análisis de cohortes, a causa del desconocimiento que existe sobre la mortalidad por pesca y la población subyacente.

Cayré y Diouf (1985) llegan a la conclusión de que en la pesquería actual de listado del Atlántico este existen tres fases claras (figura 8.12):

- (1) durante la fase inicial del reclutamiento, de 1 a 2 años, aumenta el vector de las capturas por edad, y la mortalidad por pesca se estima en aproximadamente 0.10 (período 1979-1982).
- (2) durante una segunda fase, con una duración de 2 años (de 2 a 4 años), el vector de las capturas por edad se mantiene estable o desciende ligeramente; el stock explotado aumenta aún más por la inmigración, y la mortalidad por pesca es, por término medio, $F = 0.48$ a los 2 años y $F = 0.22$ a los 3 años (período 1979 a 1982).
- (3) a continuación, la población explotada desaparece bruscamente, debido probablemente a la emigración fuera de las zonas de pesca, y la tasa de mortalidad por pesca se vuelve muy escasa: $F = 0.06$ a los 4 años y $F = 0.05$ a los 5 años.

La comparación de las mortalidades por pesca recientes con las que tuvieron lugar durante el período 1969-1972 indica que el aumento de la mortalidad por pesca se produ-

jo sobre todo en los listados jóvenes de menos de 3 años (figura 8.12). Se constata que la mortalidad por pesca calculada mediante análisis de cohortes durante la edad de los marcados (2 a 4 años) se encuentra en un orden de magnitud próximo a las calculadas a partir de las recapturas de peces marcados, si bien las zonas no son exactamente comparables.

8.2.2.3. Producción por recluta

Los análisis de producción por recluta proporcionan conclusiones prácticamente idénticas, con independencia de las hipótesis sobre el crecimiento y la mortalidad natural. La conclusión principal es que no se puede esperar ningún beneficio potencial de la puesta en vigor de una talla mínima de primera captura (figura 8.13). En las condiciones de pesca actuales (fase explotada corta, efectivos importantes, limitado potencial de crecimiento ponderal), ninguna talla límite podría producir efectos positivos e incluso sería susceptible de reducir la producción por recluta. Las posibilidades de aumentar la producción por recluta incrementando el esfuerzo de pesca parecen, por otra parte, probables (stock moderadamente explotado). No obstante, este potencial de crecimiento de la producción por recluta es difícil de estimar, pues está ampliamente en el proceso de ajuste de los análisis de cohortes. Este potencial sigue estando muy poco definido (como ocurre en el modelo global) y podría en cualquier caso modificarse mediante variaciones eventuales del esquema de explotación (perfil de las mortalidades por pesca ejercidas sobre las diferentes edades).

8.2.2.4. Reclutamiento

La variabilidad del reclutamiento de listado es particularmente difícil de calcular debido a las fuertes variaciones de la capturabilidad (interanuales, estacionales y en función de la edad).

Las conclusiones actuales (Cayré, 1985) indican que la variabilidad del reclutamiento sería moderada de 1 a 2, y que éste no manifiesta una tendencia clara. Ello no tiene nada de sorprendente si se tienen en cuenta la gran fecundidad de la especie (Cayré, 1986), el hecho de que la biomasa está aún poco mermada por la pesca y, sobre todo, que la especie parece ser capaz de reproducirse en condiciones geográficas y estacionales muy variadas. Todo indica que la relación stock-reclutamiento del stock de listado sería como para el rabil, del tipo Beverton y Holt, con reclutamientos sin tendencia en una amplia gama de stocks reproductores.

8.2.2.5. Simulaciones

Los métodos de simulación para el listado no se han empleado con frecuencia, debido a diversas razones:

- la escasa duración de la explotación de la especie hace poco interesantes los análisis de las situaciones de desequilibrio del stock y de las pesquerías (contrariamente a lo que sucede con el rabil o el patudo).

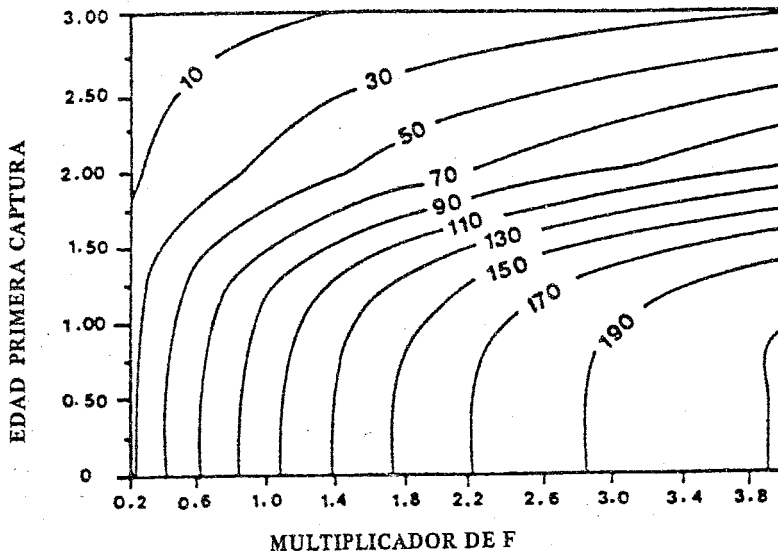


Figura 8.13. Isopletas de producción por recluta para el listado del Atlántico este, modelo de Ricker, estimadas para el año 1980 (Cayré y Diouf, 1984).

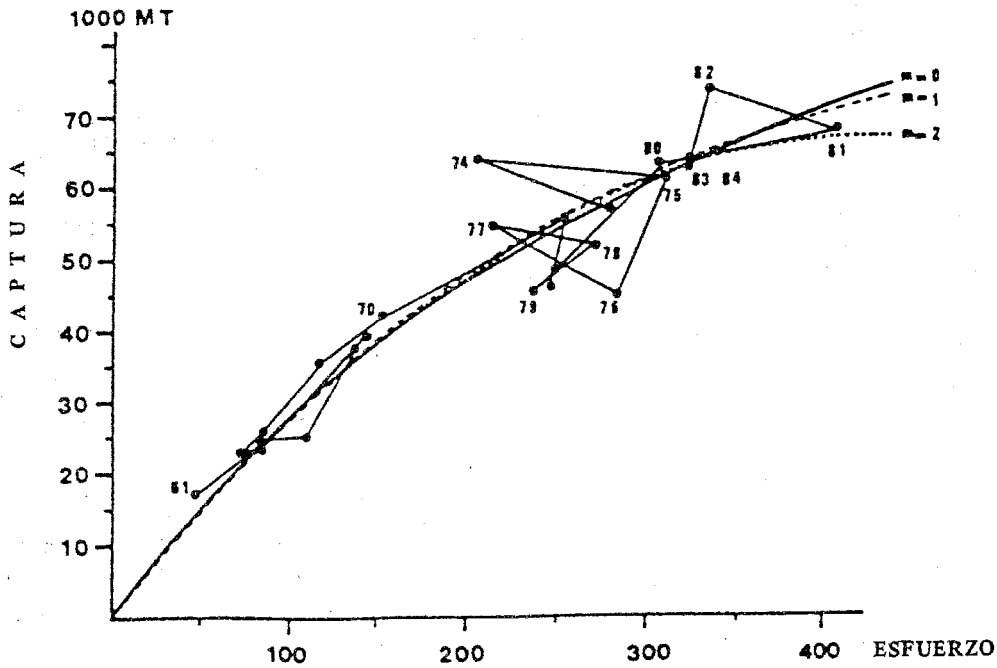


Figura 8.14 El modelo global ajustado a las capturas y a los esfuerzos de patudo del Atlántico este ($k = 4$, $m = 0, 1$ y 2).

- la competencia potencial entre los artes es escasa y a corto plazo.
- se explotan pocas clases de edad y, en consecuencia, las variaciones del reclutamiento tendrían un efecto imprevisible y acentuado en las pesquerías.
- la importante e imprevisible variabilidad de la capturabilidad, es decir, de la relación entre el esfuerzo nominal y la mortalidad por pesca, lleva frecuentemente a proyecciones erróneas de los rendimientos de las flotas.

Las únicas aplicaciones de un modelo de simulación para el listado son las que se describen en el párrafo 8.2.4. Esta simulación, propuesta por Fonteneau (1984) en el contexto del grupo de trabajo sobre los túnidos tropicales juveniles, tiene por objeto estimar las consecuencias potenciales que sobre el stock de listado tendrían las medidas enfocadas a prohibir la captura en los estratos con gran densidad de rabil y de patudo juveniles. En ese modelo, el listado interviene como una especie secundaria de una pesquería pluriespecífica. El modelo muestra que en las condiciones recientes de las pesquerías el potencial de pérdida de listados resultante del cierre de zonas con rabil y patudo juvenil es prácticamente siempre superior a las ganancias realizables sobre otras dos especies. La conclusión interesante respecto al listado es que toda pérdida significativa de las capturas de esta especie a una edad dada no puede compensarse ulteriormente. Esto se debe evidentemente a tanto el escaso potencial de crecimiento ponderal de la especie como a su elevada mortalidad natural y, sobre todo, a las migraciones de la especie fuera de las zonas de pesca.

8.2.3. PATUDO

8.2.3.1. El modelo global

La particularidad que posee el modelo global aplicado al patudo es que el esfuerzo efectivo se calcula exclusivamente a partir de los rendimientos de la pesca de palangre (método de Honma, 1970). En efecto, las pesquerías de superficie capturan patudo sólo de forma relativamente marginal o accidental y, por tanto, para esas flotas no se dispone de índices de captura por unidad de esfuerzo significativas de la abundancia de la especie.

Kume (1976) y Sakagawa (1976) presentaron a ICCAT en 1975 los primeros análisis que se realizaron sobre el patudo del Atlántico utilizando un modelo global. Los dos estudios llegaban a la conclusión de que para una m igual a 1.0 ó 2.0, el stock se encontraría próximo a su explotación total. Las capturas máximas equilibradas para $m = 1.0$ se estimaron así en 3 400 t (Kume, 1976) y 46 000 t (Sakagawa, 1976). Desde entonces, las estimaciones de la captura máxima equilibrada y del esfuerzo óptimo han aumentado de forma constante; la estimación más reciente del RMS era (en 1985) de 76 000 t para $m = 1.0$. Por otra parte, las estimaciones actuales del RMS y del esfuerzo óptimo son sensibles al valor del parámetro m : el RMS está comprendido entre 66 500 t para $m = 2.0$ y 145 900 t para $m = 0.0$ con $K = 5$ (figura 8.14).

Este marcado aumento de las estimaciones del RMS, comparable al que se observa para el rabil, merece una cierta consideración. El cambio se debe, entre otros factores:

Tabla 8.4 Capturas, CPUE y esfuerzos de pesca referentes al patudo, utilizados en el modelo global (datos de Kume, 1986) (la CPUE de palangre está corregida por la introducción del palangre profundo).

AÑO	CAPTURA TOTAL (1000T)	CPUE PALANGRE (Kg/100 anz.)	ESFUERZO EFECTIVO
1961	17000	36.80	45.20
1962	23100	29.30	78.90
1963	26000	30.70	84.70
1964	23500	28.20	83.30
1965	39200	27.50	142.50
1966	25000	23.10	108.30
1967	24700	28.40	87.10
1968	23000	31.40	73.30
1969	35400	30.40	116.40
1970	41500	27.40	151.50
1971	54900	21.70	252.80
1972	46300	19.10	242.50
1973	56300	20.30	277.10
1974	63500	31.20	203.50
1975	60600	19.80	306.10
1976	44600	15.90	280.80
1977	54100	25.40	212.70
1978	51500	19.30	267.40
1979	45100	19.10	235.60
1980	62600	20.60	303.70
1981	67000	16.60	404.60
1982	72900	22.00	330.70
1983	62200	19.50	319.30
1984	62200	19.50	319.30

PERIODO	EDAD (años)							F media	
	0	1	2	3	4	5	6		7
1972-1975	0.051	0.074	0.064	0.104	0.143	0.208	0.281	0.248	0.140
1976-1979	0.076	0.102	0.073	0.104	0.133	0.200	0.176	0.144	0.126
1980-1983	0.127	0.200	0.102	0.173	0.315	0.332	0.216	0.140	0.201

Tabla 8.5 F medias por edad del patudo del Atlántico (hipótesis F prob. de Pereira, 1984).

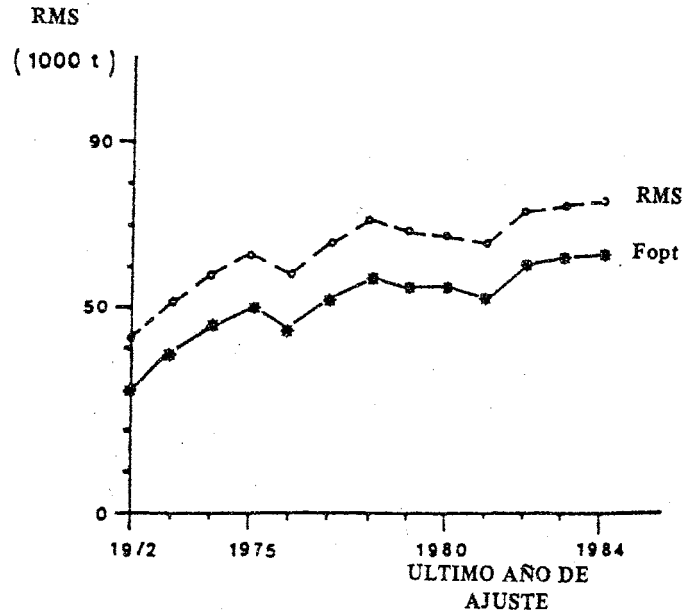


Figura 8.15 Evolución del RMS y de Fopt estimadas para el patudo sobre la serie estadística actual de las capturas y esfuerzos de 1961 a 1984, según la duración del período de ajuste. (Se supone a la CPUE de 1974 igual a la de la media de las CPUE de 1973 y 1975).

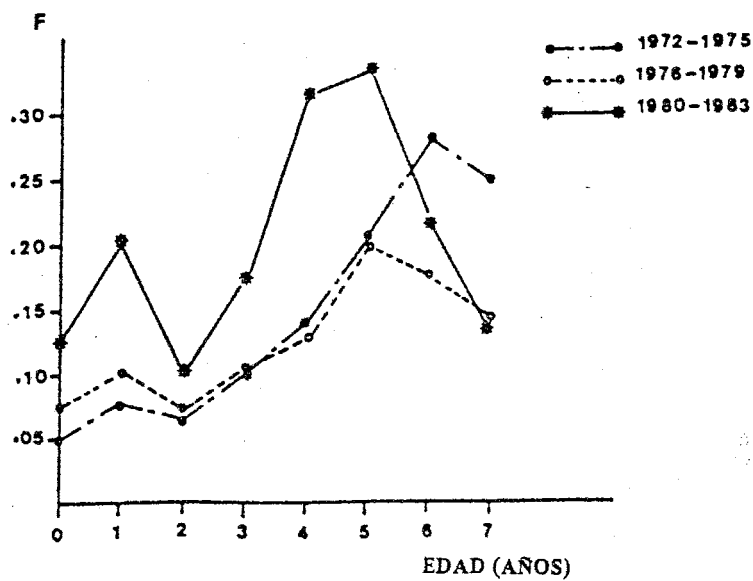


Figura 8.16 Tasas de mortalidad por pesca medias para el patudo en función de la edad durante tres períodos característicos: 1972 a 1975, 1976 a 1979 y 1980 a 1983.

(1) al desarrollo de la pesca palangrera para patudo. Las flotas han diversificado sus zonas de pesca, concentrándose sobre el patudo y explotando las capas de agua más profundas (desde finales del año 1978) mediante la introducción del palangre profundo. Las capturas de superficie sobre los jóvenes se incrementaron también de forma importante debido al aumento de captura de los cerqueros.

(2) a las revisiones estadísticas que se efectuaron en 1984 sobre las capturas de superficie de patudo (párrafo 8.1.3); estas revisiones han aumentado de forma significativa la estimación de las capturas de patudo.

El nuevo análisis de la relación captura-CPUE a partir de los datos estadísticos actuales y del análisis de la relación según distintos períodos muestra que, como ocurre con el rabil, las estimaciones del RMS y Fopt aumentaron regularmente durante el desarrollo de la pesquería (figura 8.15).

Este aumento de los RMS es menos claro que para el rabil, debido a la importante CPUE que se observa para los palangreros en 1974 (alrededor del 50% por encima de las correspondientes a 1973 y 1975), que falsea, exagerándolas, las estimaciones del RMS calculadas de 1974 a 1977. Si admitimos en 1974 una CPUE igual a la media de las CPUE observadas en 1973 y 1975, obtenemos estimaciones de RMS que aumentan de forma regular de 1972 a 1984: de 43 000 t en 1972 a 76 000 t en 1984. (No se han estudiado las posibles causas de la fuerte CPUE observada en 1974, pero probablemente están relacionadas con un aumento temporal del factor capturabilidad, y no con un fuerte incremento de la biomasa adulta, biológicamente imposible debido a la presencia de numerosas clases de edad).

Estas revisiones permanentes de la captura máxima equilibrada deben exhortar a los científicos a una cierta prudencia y a una cierta modestia. El patudo del Atlántico es un segundo buen ejemplo de un stock sobre el cual, desde 1974, los científicos repiten que "casi se ha alcanzado" el RMS, aumentando cada año sus estimaciones del RMS y de la Fopt en función del incremento de las capturas y de los esfuerzos de pesca (figura 8.15).

8.2.3.2. Análisis estructural: reclutamiento y tasas de mortalidades por pesca en función de la edad

El único método empleado para estimar las tasas de mortalidades por pesca ha sido el análisis de cohortes. Los primeros análisis los llevó a cabo Kume (1976) y tenían por objeto analizar la pesquería de palangre de grandes patudos. Los primeros análisis relativos al conjunto de las pesquerías pertenecen a Marcille y Armada (1979). Estos autores facilitan un gran abanico de F por edad correspondiente a diversas hipótesis de F terminales. Los análisis más recientes de Pereira (1984) suministran las mejores estimaciones actuales de F, que se encuentran globalmente comprendidas en la zona de incertidumbre propuesta por Marcille y Armada. Se observa no obstante que tanto las estadísticas de pesca de patudo (sobre todo las de pesquerías de superficie) como las estimaciones de los parámetros biológicos de la especie han mejorado mucho desde 1976. Por otra parte, teniendo en cuenta el hecho de que las pesquerías se han desarrollado de forma muy importante desde estos primeros análisis, elegiremos las cifras más recientes dadas por Pereira (1984), a quien nos referiremos en cuanto se refiere a las hipótesis y

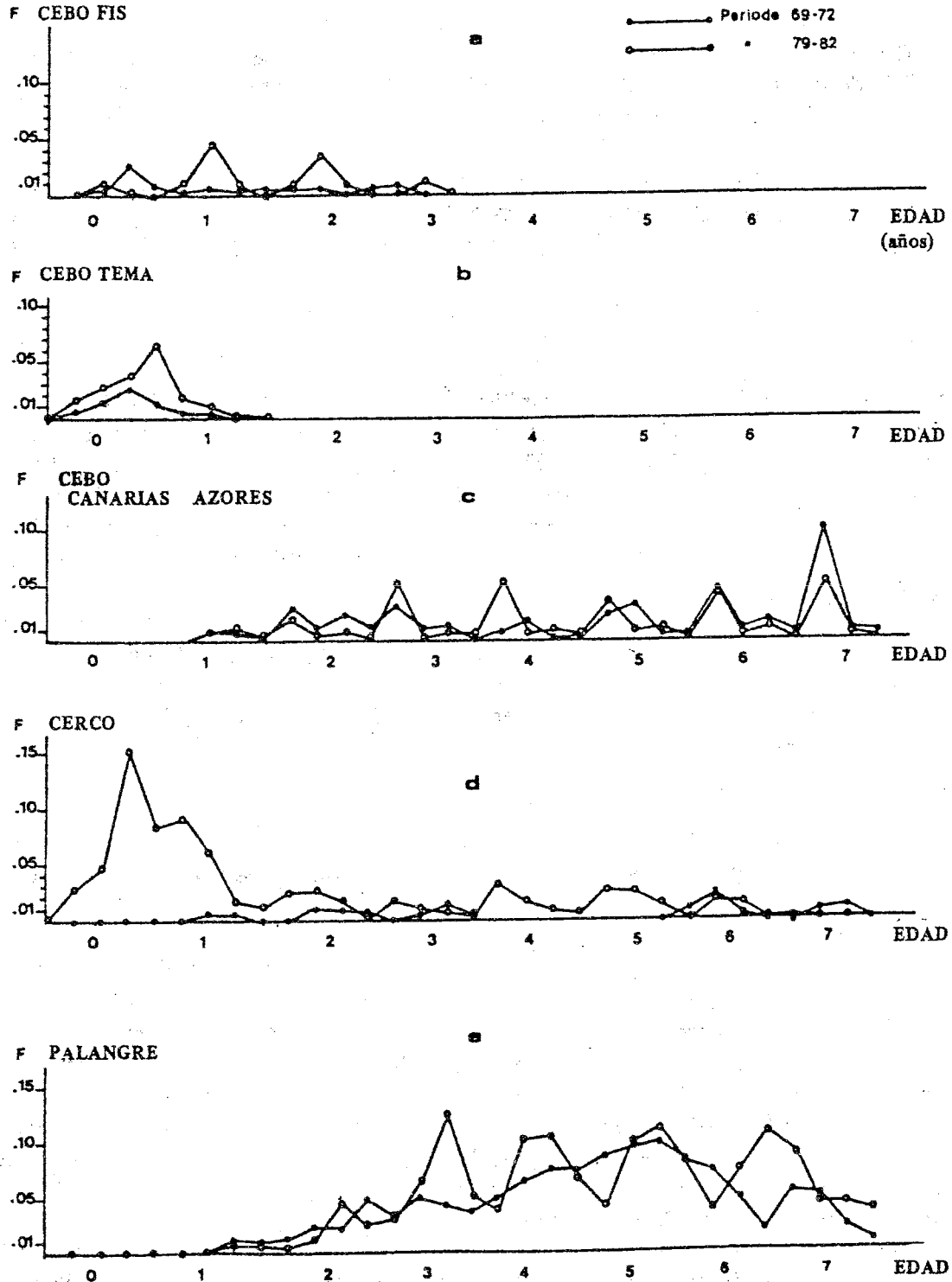


Figura 8.17 Tasas de mortalidad por pesca medias, períodos 1969 a 1972 y 1979 a 1982, del patudo por clase de edad y arte (a: barcos de cebo FIS; b: barcos de cebo de Tema; c: barcos de cebo de Canarias y Azores; d: cerqueros; e: palangreros). Datos obtenidos a partir de Pereira (1984) hipótesis F_{opt} .

BIOMASA

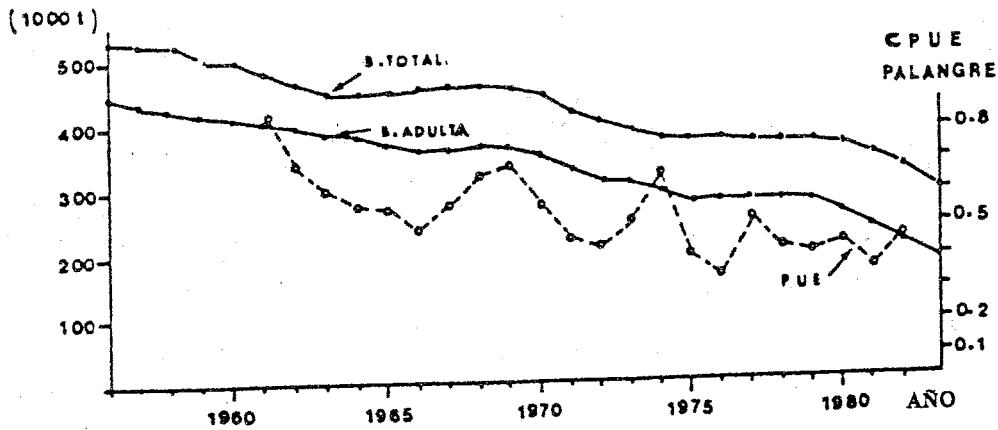


Figura 8.18 Evolución de la biomasa del stock de patudo del Atlántico (stock adulto y stock total) (recalculada a partir de datos de Pereira, 1984; hipótesis Foxt).

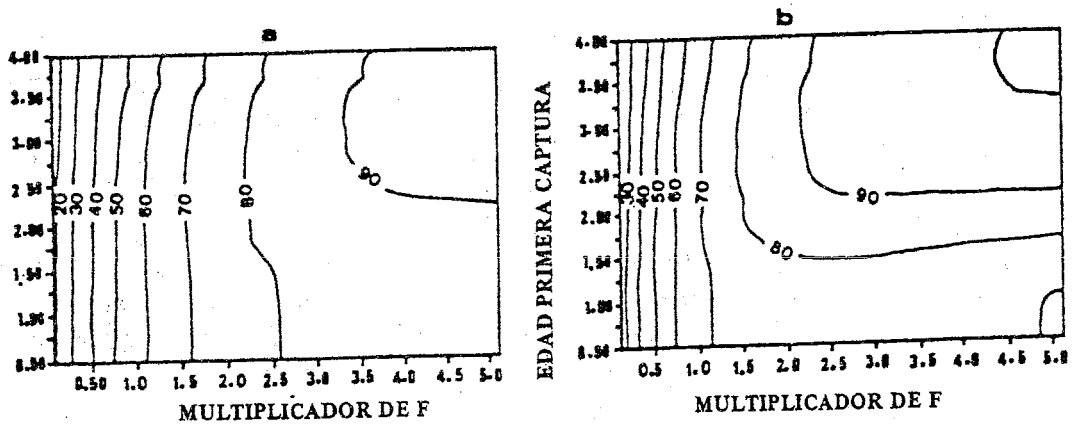


Figura 8.19 Isopletas de producción por recluta estimadas mediante el modelo de Ricker para el patudo del Atlántico, años 1975 (a) y 1982 (b) (según Pereira, 1984).

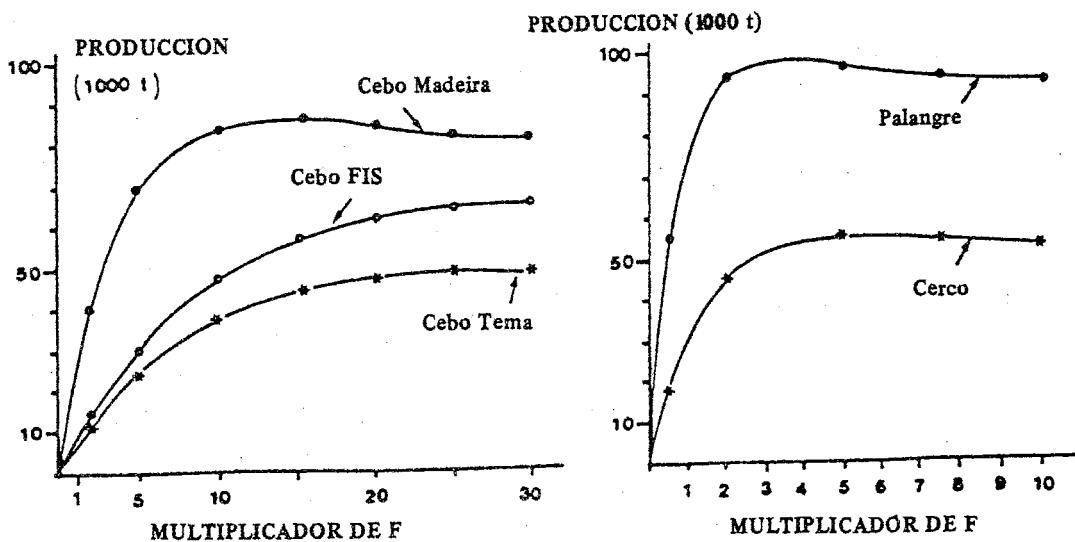


Figura 8.20 Producción por recluta teórica para el patudo de los barcos de cebo FIS, los barcos de cebo de Tema, cerqueros, barcos de cebo de Azores-Madeira-Canarias y palangreros estimada para el período 1979 a 1982 (según las F por edad de la figura 8.17).

los métodos de análisis. Observaremos, sin embargo, que todos estos análisis se realizaron en la hipótesis de que la mortalidad natural M es igual a 0.8 durante dos años (45 supervivientes al final del año para 100 reclutas) y se hace igual a 0.4 a continuación (67 supervivientes al final del año para 100 reclutas).

La figura 8.16 facilita las mortalidades por pesca medias en función de la edad para tres períodos de 4 años durante los años recientes. Estas cifras se calculan a partir de los reclutamientos variables que se estiman como los más probables. Estas estimaciones se obtienen ajustando las biomazas teóricas del stock de adultos, calculadas mediante el análisis de las cohortes, con la CPUE palangrera (calculada a partir del esfuerzo efectivo; Honma, 1974).

Se comprueba que la F media habría permanecido relativamente estable durante los dos períodos 1972-1975 y 1976-1979. ($F = 0.14$ y $F = 0.13$). Se observa un notable aumento de F durante el período reciente, donde la F media es igual a 0.20. En los tres períodos, la F sobre los patudos mayores de 4 años es superior a la F sobre los jóvenes. El aspecto de F por edad durante el período reciente, 1980 a 1983, es característico con dos modas: una primera moda sobre los juveniles de edad 0 y 1 y una segunda sobre los patudos adultos de 4 a 5 años.

Además, como ocurre con el rabil, se observa que cada arte ejerce sobre el patudo un vector de mortalidad por pesca característica del arte. A este efecto, a partir de los datos de Pereira (1984) se han recalculado los vectores de pesca medios de cada arte durante los períodos 1969-1972 y 1979-1982 (figura 8.17). Se advierte que el perfil de las F por edad es globalmente muy estable entre los dos períodos, y característico de cada uno de los artes (a excepción de la mortalidad por pesca de los cerqueros sobre los jóvenes patudos, que fue nula durante el período 1969-1972, muy probablemente como consecuencia de una mala identificación de los patudos pequeños (párrafo 8.1.3).

La biomasa del stock de patudo calculada mediante los mismos análisis de cohortes muestra una disminución lenta y regular (figura 8.18) del stock total, así como del grupo de adultos. La disminución del stock de adultos estimada por análisis de cohortes se puede muy bien comparar con la de las CPUE de palangre (contrariamente a lo que sucede con el rabil, figura 8.7).

8.2.3.3. Producción por recluta

Los primeros análisis fueron realizados por Kume (1976), seguido por Marcille y Armada (1979). Estos análisis sólo presentan un carácter "histórico", y únicamente se elegirán los más recientes, utilizando las mejores estadísticas y los mejores parámetros biológicos, los de Pereira (1984). El modelo de Ricker se ha utilizado para analizar la producción por recluta del stock de patudo, como se hizo con el rabil.

La producción por recluta del patudo fue de 2,41 kg en 1975. El máximo de producción por recluta en esta época habría sido, con las F por edad que se ejercían entonces, de 3.18 kg para mortalidades por pesca triples de las de 1975. En la pesquería de esa época no podía esperarse que un límite de la edad de primera captura produjera ningún beneficio de la producción por recluta (figura 8.19).

En la pesquería de 1982, la producción por recluta aumentó a 2,60 kg; la producción máxima con las F por edad ejercidas sería de 2.86 kg (+ 10%) para las mortalidades por pesca aumentadas en 80%. En esta pesquería se esperaba que una edad a la primera captura de 2,5 años originara un modesto aumento del 5% de la producción por

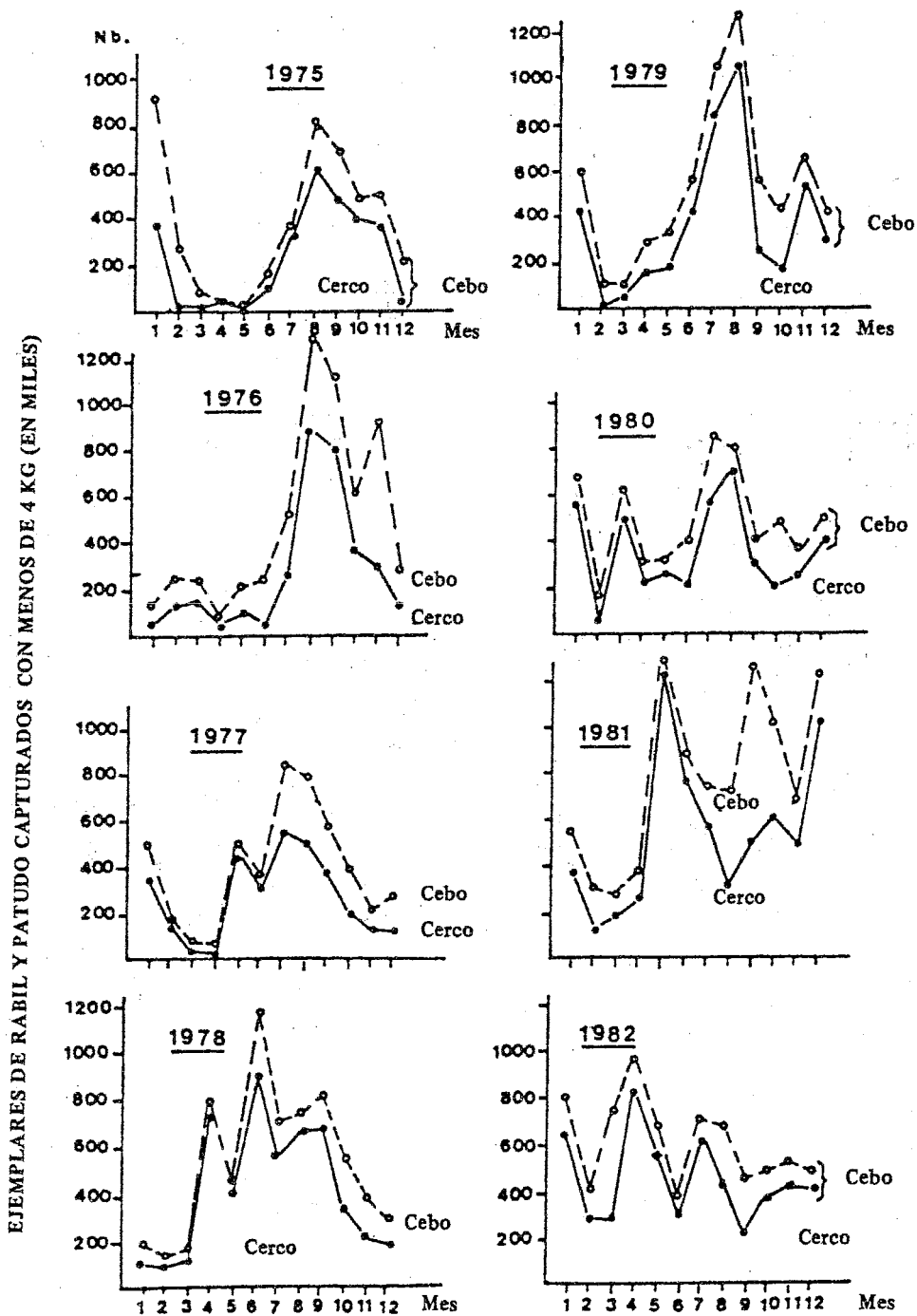


Figura 8.21 Número (miles) de rabiles y de patudos con un peso inferior a 4 kg capturados por mes por los barcos de cebo y cerco, de 1975 a 1982.

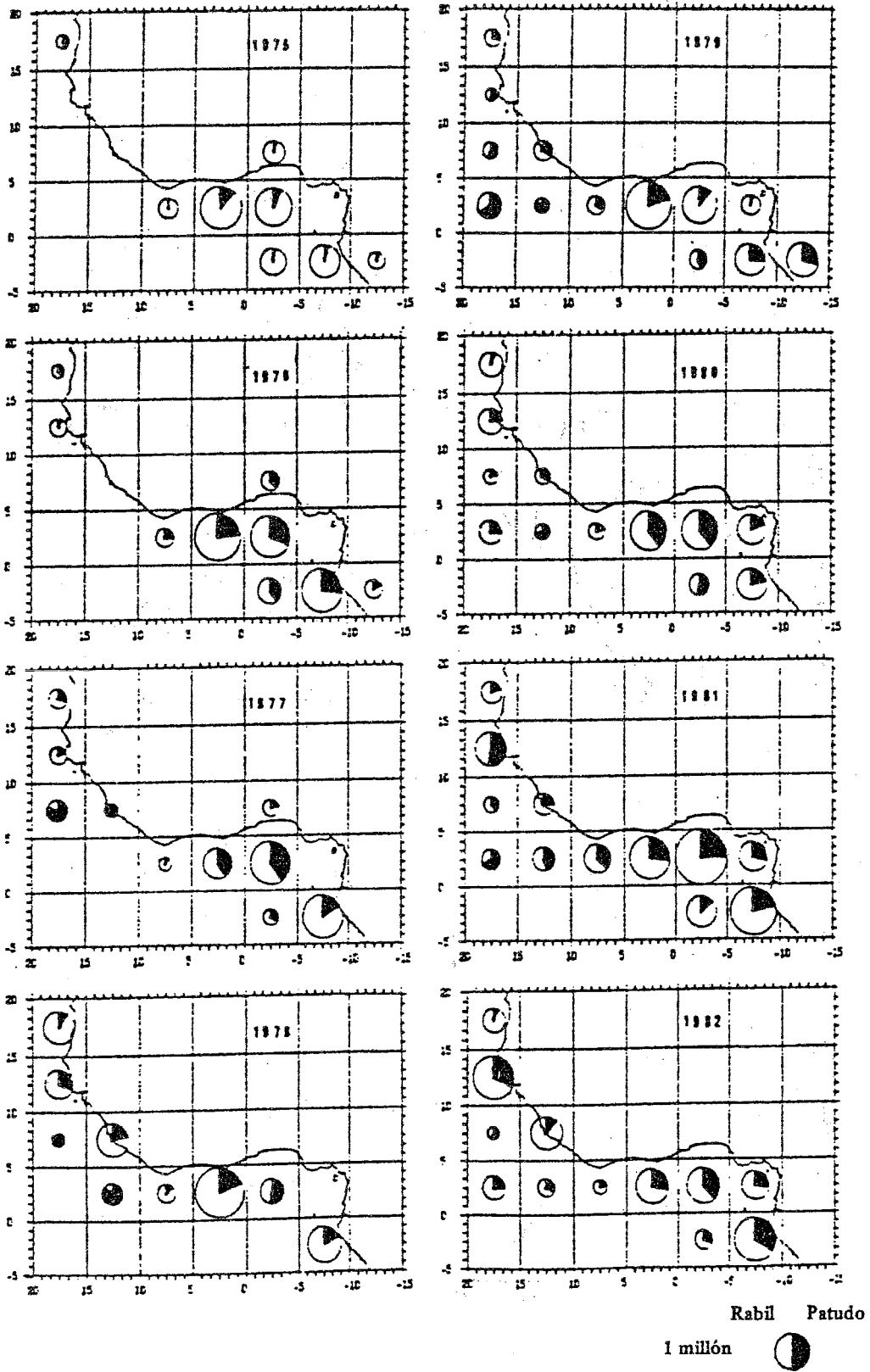


Figura 8.22 Número de rabiles y de patudos con un peso inferior a 4 kg capturados anualmente, de 1975 a 1982, por cuadrículas de 5° x 5°.

recluta. Este beneficio aumentaría al 14% para las mortalidades por pesca correspondientes a la producción máxima por recluta (vector de las mortalidades por pesca multiplicado por 1.8).

Recordemos que en 1979 ICCAT adoptó una talla limitada a 3.2 kg para el patudo. Este límite de talla tenía un doble objetivo: en primer lugar, mejorar la producción por recluta del patudo reduciendo la mortalidad sobre los juveniles, y resolver el problema estadístico de algunas declaraciones falsas según las cuales parecía que los rabiles menores de la talla legal se informaban frecuentemente como si fueran patudo. El segundo objetivo, el de mejorar las estadísticas, parece que se ha alcanzado más o menos. Sin embargo, el primer objetivo no se ha cumplido, debido por una parte al hecho de que nunca se ha aplicado realmente la regulación, y por otra porque la mejora de la producción por recluta que podíamos realmente esperar parecía ser escasa.

Se observan, además, producciones por recluta potenciales muy variables de los diversos artes que se supone explotan el stock de forma aislada (figura 8.20): los palanqueros poseen la mejor producción teórica con casi 100 000 t, seguidos por los cañeros de Canarias y de Portugal, con 85 000 t. Los cerqueros sólo alcanzan 55 000 t, los cañeros de Tema tienen una captura potencial teórica inferior a 50 000 t. Si bien totalmente potenciales y teóricas, estas cifras reflejan sin duda ciertas diferencias de producción por recluta de diversos artes que explotan un mismo stock de distintas edades.

8.2.3.4. Reclutamiento

No se ha efectuado ningún análisis detallado sobre la variabilidad de reclutamiento del patudo. El de Pereira (1984), basado sobre el análisis de cohortes, indica un reclutamiento con una escasa variabilidad y sin tendencia aparente. Este resultado sigue siendo hipotético, debido a las incertidumbres relativas al método empleado, y principalmente a que las capturas por edad de los patudos viejos no constituyen muy probablemente nada más que una verdad estadística a medias, y no pueden medir la variabilidad real de las capturas de diversas edades presentes en la pesquería de adultos. Este problema, serio para todas las especies, lo es en particular para el patudo, cuya duración de explotación se calcula en 8 años. Los resultados observados, variabilidad moderada del reclutamiento y ausencia de tendencia notable, parecen no obstante muy clásicos y característicos de los túnidos tropicales, por lo menos en las gamas actuales de las tasas de explotación.

8.2.3.5. Simulaciones

Potier y Fonteneau (1982) realizaron las primeras simulaciones de pesquerías multiartes de patudo a partir de los resultados de los análisis de cohortes "medias" del período 1976-1978. Emplearon el modelo de simulación multiartes y de compartimentos propuesto por Fonteneau (1981) para el rabil. Las simulaciones tienen por objeto prever año por año las consecuencias que sobre el patudo tendrían las diversas medidas dirigidas hacia la reducción de las capturas de pequeños patudos realizadas por los cerqueros y cañeros de Tema. En general, los cambios de producción por recluta calculados de esta forma son escasos, particularmente en el caso de la hipótesis de que el stock sólo se explote moderadamente, que parece hoy día la más verosímil. Cualquier reducción de las capturas de

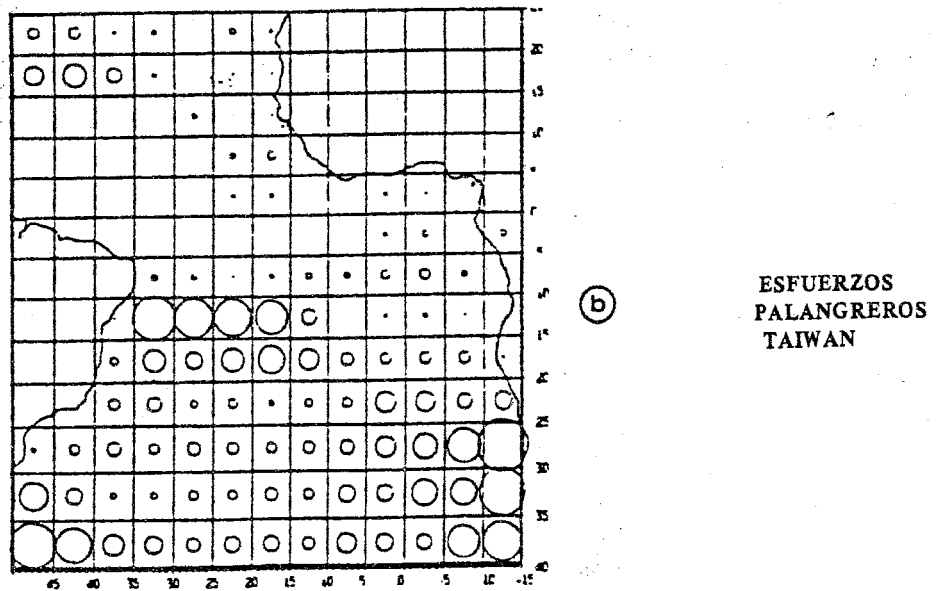
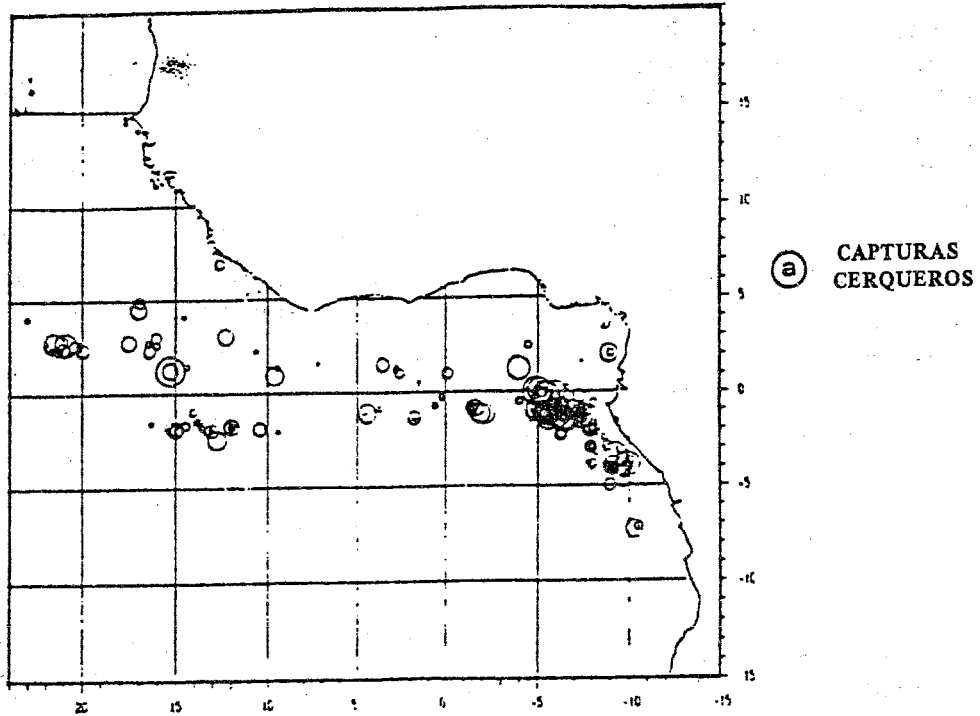


Figura 8.23 Zonas de pesca de atún blanco de las flotas de cerco FIS y es-
pañolas de 1979 a 1983, y zonas de pesca de los palangreros de
Taiwan (período 1978 - 1982) cuya especie-objetivo es el atún
blanco (adulto).

patudos juveniles en la zona ecuatorial quedaría generalmente compensada por las capturas aumentadas de los palangreros y cañeros de la zona norte. No obstante, las ganancias a plazo son modestas en general (de acuerdo con la producción por recluta, un escaso porcentaje), y sobre todo tardan mucho en aparecer (3 a 4 años) en las pesquerías de adultos.

Las simulaciones de patudo más recientes son las que se han llevado a cabo en el contexto del grupo de trabajo sobre los túnidos tropicales juveniles. En este modelo, la pesquería multiartes explota simultáneamente las tres especies, rabil, listado y patudo. El modelo tiene por objeto medir las consecuencias sobre la producción por recluta del cierre de estratos de rabil y patudo juveniles. Las conclusiones de este modelo para el patudo están próximas a las que se obtienen para el rabil: en general es posible mejorar la producción por recluta equilibrada de patudo mediante el cierre de estratos elegidos por su abundancia en juveniles. Sin embargo, este beneficio suele ser modesto, y frecuentemente se nivela con las pérdidas de listado con un peso superior a las ganancias acumuladas de rabiles y patudos.

8.2.4. LAS SIMULACIONES CON ARTES Y ESPECIES MÚLTIPLES

El modelo es estructuralmente análogo al primer modelo de simulación puesto a punto por Fonteneau (1975), es decir, una simulación en la cual diversos artes explotan un stock único, ejerciendo cada uno de ellos una mortalidad por pesca variable según la edad. En el modelo de especies múltiples (Fonteneau, 1984), numerosas especies (cada especie se considera como un stock) se explotan de forma simultánea. Por otra parte, durante el curso de la simulación es posible introducir modificaciones de los esquemas de explotación de cada especie. El modelo tiene como meta intentar estimar las consecuencias que sobre las diversas pesquerías tendría el cierre eventual de los estratos arte-mes-zona de 5°, en los cuales se observan en general capturas importantes de rabil y de patudo de pequeña talla. En una primera fase, se calculan mediante análisis de cohortes los vectores de las mortalidades por pesca F por edad, arte y especie, ejercidas en el estrato que se prevé cerrar a la pesca. En una segunda fase, se introducen en el modelo estas modificaciones de las F para comparar a continuación las capturas y las CPUE, con o sin cierre, durante el período de transición que conduce al equilibrio de las tres especies. El equilibrio se alcanza rápidamente para el listado, que sólo se explota de forma significativa durante un breve período de tiempo. El equilibrio para el rabil se alcanza después de 6 años y el del patudo únicamente después de 8 años.

En un primer momento, se han identificado los estratos de las capturas importantes de rabil y patudo juveniles: en los mapas estacionales se observa que el máximo de las capturas de estos juveniles se produce tradicionalmente cada año de junio a octubre (figura 8.21). Sin embargo, de 1980 a 1982 no se pudo observar este esquema con claridad debido a razones mal identificadas. En el mapa de las zonas de pesca, se señala que las capturas de pequeños patudos y rabiles tienen lugar principalmente en la zona costera del Atlántico intertropical este, entre la península de Cabo Verde y el Congo.

En determinadas zonas se observan sistemáticamente capturas importantes de juveniles (cabo López, cabo de Trois Pointes), mientras que en otras zonas éstas son muy variables de un año a otro (figura 8.22). En general es en estos estratos donde se observan grandes capturas de listado (debido a la frecuente asociación de las tres especies en bancos mixtos, capítulo (6.1.9.), y también aquellos que por término medio producen las

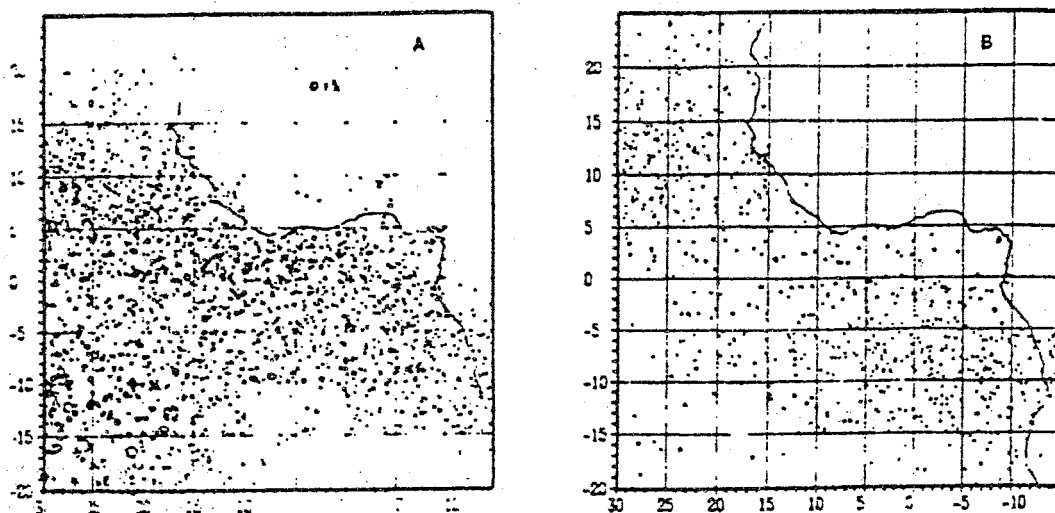


Figura 8.24 Capturas de pez vela (*Tetrapturus pfluegeri* + *T. belone*) por unidad de esfuerzo de los palangreros japoneses durante dos periodos, 1958 a 1969 (a) y 1970 a 1982 (b) (mensuales por $5^{\circ} \times 5^{\circ}$). Se trata de una cartografía "aleatoria" en el sentido de que dentro de cada cuadrícula de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ la posición de las CPUE mensuales (longitud y latitud) se asigna de forma aleatoria.

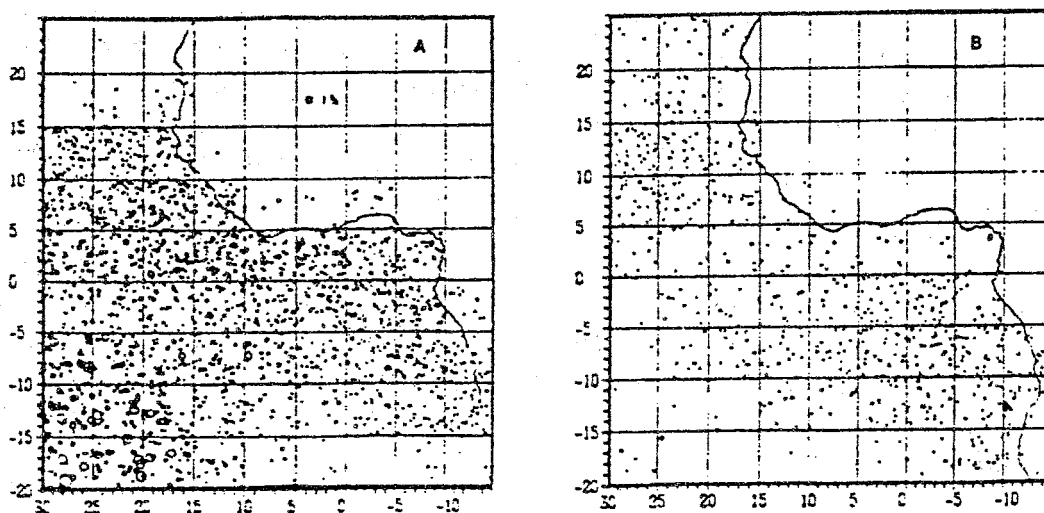


Figura 8.25 Capturas de aguja por unidad de esfuerzo de los palangreros japoneses durante dos periodos, 1958 a 1969 (a) y 1970 a 1982 (b) (mensuales por $5^{\circ} \times 5^{\circ}$; cartografía aleatoria, idem figura 8.24).

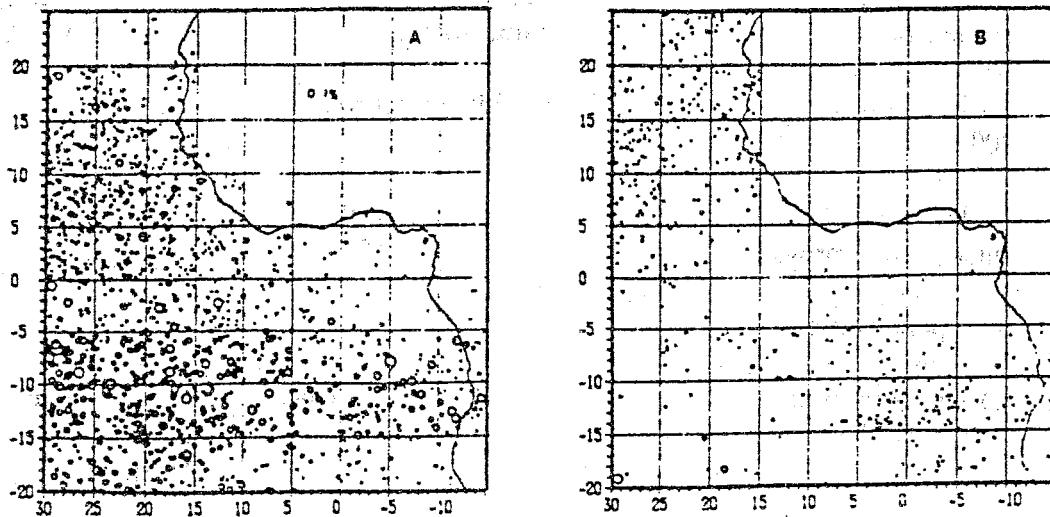


Figura 8.26 Capturas de aguja blanca por unidad de esfuerzo de los palangreros japoneses durante dos periodos, 1958 a 1969 (a) y 1970 a 1982 (b) (mensuales por $5^{\circ} \times 5^{\circ}$; cartografía aleatoria, idem figura 8.24).

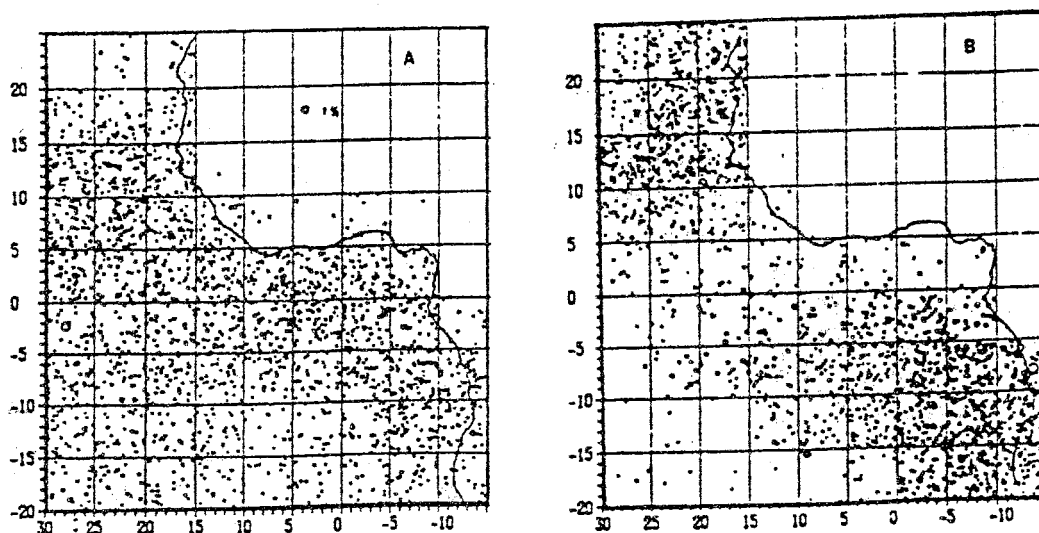


Figura 8.27 Capturas de pez espada por unidad de esfuerzo de los palangreros japoneses durante dos periodos, 1958 a 1969 (a) y 1970 a 1982 (b) (mensuales por $5^{\circ} \times 5^{\circ}$; cartografía aleatoria, idem figura 8.24).

capturas más importantes. En una segunda etapa, se simula la pesquería durante 8 años sin cierre de estratos, y posteriormente con cierre de estratos. A continuación se comparan las capturas y los rendimientos simulados por especie para cada arte utilizando las dos hipótesis.

Los resultados detallados de estas simulaciones se presentan en los documentos de Cayré y Fonteneau (1984). Destacaremos las tres conclusiones principales de estos autores:

(1) las pérdidas de listado ocasionadas por las diferentes hipótesis de reglamentación son en el mejor de los casos compensadas sólo por las ganancias de rabil y patudo;

(2) las ganancias obtenidas sobre el rabil no sobrepasan nunca, cuando las hay, a las 6000 t;

(3) las cantidades de patudo capturadas no están afectadas de forma significativa por ninguno de los proyectos de reglamentación ensayados.

Estas perspectivas poco alentadoras parecen deberse a diversos factores:

(1) los estratos donde se preveía el cierre debido a las importantes capturas de rabiles y patudos juveniles son los mismos en que se captura gran cantidad de rabil de gran tamaño. La pérdida de estos individuos viejos no es recuperable en términos de producción por recluta.

(2) el esquema regular de concentración estacional y geográfica de los juveniles, que se pudo observar bien hasta 1979, actualmente aparece poco claro (figuras 8.21 y 8.22), lo que limita la reducción esperada de la mortalidad por pesca sobre los juveniles.

8.2.5 MODELIZACIÓN Y ESTADO DE LOS STOCKS DE LAS OTRAS ESPECIES

8.2.5.1. Atún blanco

Los cerqueros que faenan en el golfo de Guinea capturan de forma ocasional el atún blanco, *Thunnus alalunga*. Bard (1985) hace un balance resumido de los caladeros de esta especie por los cerqueros (figura 8.23). Se trata de capturas realizadas en la franja norte del stock de atún blanco del Atlántico sur. Este stock sólo sufre una explotación importante por parte de los palangreros, principalmente de Taiwan (figura 8.23), contrariamente a lo que ocurre con el stock de atún blanco en el Atlántico norte, que es eficazmente explotado en sus edades juveniles por pesquerías de superficie activas. Los análisis del estado de este stock presentados a ICCAT indican que, tras haber estado explotado al nivel del RMS de 1970 a 1982, desde 1983 sólo se habría explotado con un esfuerzo moderado, inferior al esfuerzo que corresponde al RMS. Todas estas conclusiones deben tomarse con prudencia, debido a que se basan en estadísticas muy mediocres y que proceden únicamente de la explotación de los adultos por parte de los palangreros, lo que no refleja necesariamente la potencialidad real del stock.

8.2.5.2. Pequeños túnidos

En el golfo de Guinea no se ha llevado a cabo ningún análisis sobre el estado de los stocks de pequeños túnidos. Esta carencia se debe a múltiples factores:

- falta de estadísticas de captura y descartes.
- ausencia de medida del esfuerzo de pesca ejercido sobre los pequeños túnidos.
- desconocimiento casi total de la estructura de los stocks.

Solamente las soluciones que se aporten a estos problemas permitirán abordar las evaluaciones del estado de estos stocks y de su potencial de explotación; algunos de ellos probablemente están aún subexplotados debido a su escasa demanda comercial.

8.2.5.3. Pez espada

Los peces espada constituyen un grupo de especies pelágicas de altura ecológicamente similares a los túnidos, y por ello son de la incumbencia de ICCAT. El análisis del estado de los stocks de estas especies es especialmente difícil, sobre todo cuando se consideran los estudios a un nivel regional.

Estas dificultades se deben a múltiples causas:

- frecuentemente, estas especies constituyen sólo la captura secundaria de las pesquerías: por ejemplo, a veces incluso son descartadas por los cerqueros. Las estadísticas de captura de estas especies son en general mediocres: las únicas estadísticas buenas disponibles en la zona son las de los palangreros japoneses. Finalmente, los muestreos de frecuencias de talla son muy incompletos para la mayor parte de las pesquerías de la región.

- se conocen muy mal los parámetros biológicos.

- el conocimiento sobre la identidad de los stocks es muy precario, especialmente en el Atlántico este, donde aún no se ha llevado a cabo ningún marcado significativo de estas especies.

A pesar de estas dificultades, resulta interesante analizar la distribución geográfica y la tendencia de los rendimientos de los palangreros japoneses en la zona. Las zonas de pesca de los palangreros japoneses de estas diversas especies aparecen en los mapas de capturas por unidad de esfuerzo en dos períodos característicos de la pesquería japonesa:

- período histórico: 1958 a 1969
- período actual: 1970 a 1983

También están representadas, a fin de indicar las zonas de concentración de estas especies en la región:

- las CPUE de pez vela *Istiophorus albicans* (figura 8.24)
- las CPUE de aguja blanca *Tetrapturus albidus* (figura 8.25)
- las CPUE de aguja azul *Makaira nigricans* (figura 8.26)
- las CPUE de pez espada *Xiphias gladius* (figura 8.27)

Asimismo, se han calculado en la zona 25°N a 20°S, de Africa hasta 30°W, las CPUE anuales de los palangreros japoneses (número de peces capturados por especie, divididos por el número de anzuelos colocados) en la zona de estudio. Estos índices no representan *a priori* la abundancia de las especies, debido a que el esfuerzo no se pondera por las densidades específicas en los estratos donde se ejerce; presentan sin embargo un cierto interés, por lo que se representan en la figura 8.28.

Se comprueba que tras el período inicial de desarrollo de las pesquerías, durante el cual las CPUE específicas fluctúan sin una tendencia clara, las tendencias de las CPUE pueden clasificarse en dos tipos:

(1) la de las agujas (azules y blancas) y de los peces vela, que manifiestan una disminución relativa muy fuerte entre los períodos 1961- 1965 y 1980-1982. Probablemente, esta disminución está muy relacionada con los cambios de caladeros entre el período histórico y el período actual. Por ejemplo, las CPUE brutas de pez vela y de aguja disminuyeron en gran medida y de forma evidente después del cambio de caladeros, y del paso de la zona ecuatorial (donde las densidades de estas especies son más grandes) hacia la zona tropical.

Los modelos globales que emplearan estas CPUE en el Atlántico nos llevarían a la conclusión de que estos stocks se encuentran muy sobreexplotados y que su biomasa está extremadamente reducida como consecuencia del efecto de las pesquerías. Si bien no es posible realizar ningún análisis en el Atlántico tropical este, la conclusión que se obtiene para el Atlántico se obtendría probablemente del mismo modo para la zona estudiada.

Por otra parte, es muy posible que la CPUE de palangre represente de forma sesgada la tendencia de los stocks de estas especies, como se observa claramente para el rabil durante el período inicial y para el pez espada (véase más adelante). Se comprueba, por ejemplo, la contradicción que existe entre las muy escasas CPUE de pez vela de los palangreros, y las excelentes y estables CPUE de las pesquerías artesanales (Senegal, Ghana) y deportivas (Senegal). Respecto a este tema, se observa que por término medio, durante el período reciente (1980-1983), los palangreros japoneses no han capturado en la zona de estudio más que un promedio de 1 600 ejemplares de pez vela por año utilizando un promedio de 16.7 millones de anzuelos. Durante el mismo período (1981 a 1983), la pequeña pesquería senegalesa (piraguas y pesca deportiva) que explota una franja costera muy pequeña, de algunas decenas de millas, capturó un promedio anual de 18 100 peces vela (es decir, ¡11.3 veces más!) (Informe anual de Senegal, ICCAT, 1986). Sin que se pueda decir nada acerca del estado de ese stock, parece probable que el descenso de la CPUE de palangre sobreestima en gran medida el descenso de la abundancia del stock. En particular, es altamente improbable pensar que durante el período 1961-1970 la biomasa de pez vela haya sido en Senegal cinco veces superior a la biomasa actual, como sugieren las CPUE de palangre de Japón brutas en el sector 10°-25°N a 30°W.

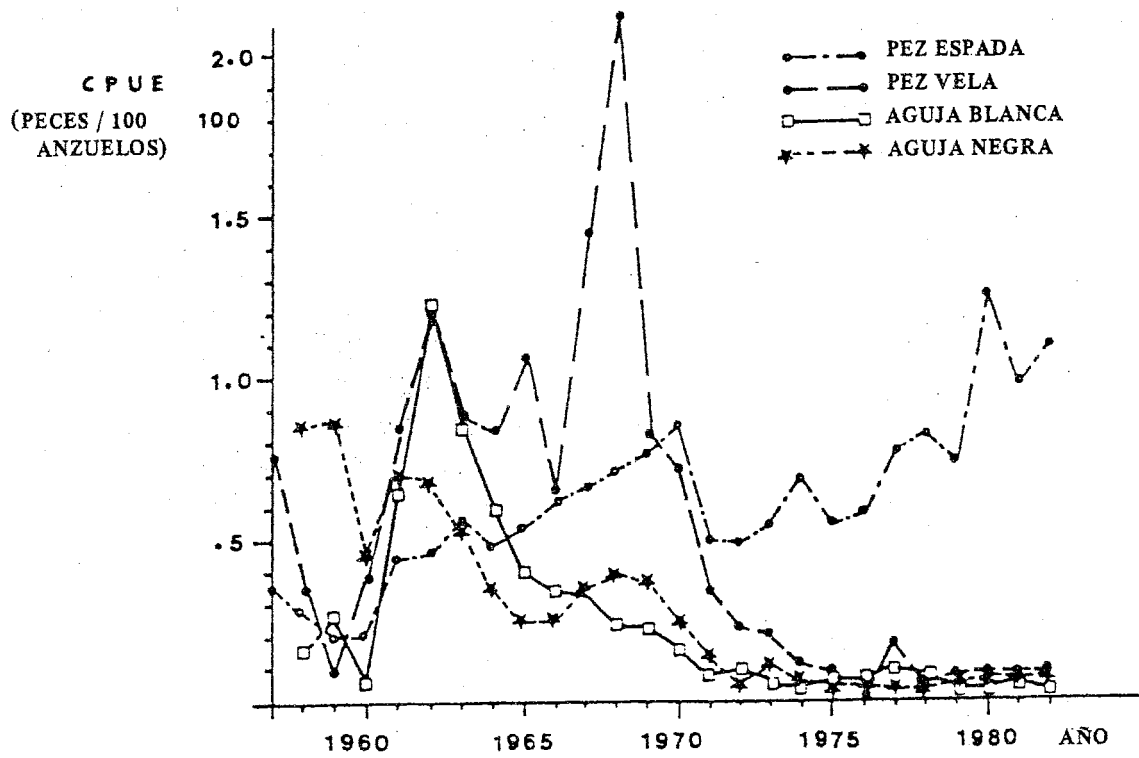


Figura 8.28 Capturas de las diversas especies de peces xifioideos por unidad de esfuerzo anual (capturas en número/cien anzuelos) de los palangreros japoneses en la zona del golfo de Guinea.

(2) La CPUE bruta del pez espada en el sector se encuentra, por el contrario, en alza fuerte y regular desde 1957, al comienzo de la pesquería, y en particular desde 1980. Las causas de la mejoría regular de esta CPUE no son claras, pero son totalmente evidentes, debido a un aumento de la capturabilidad de la especie en el sector, y no por un aumento de la biomasa del recurso.

Sigue siendo imposible estimar el estado de los stocks de estas diversas especies, tanto en el Atlántico como a nivel regional, debido a la mala relación entre la CPUE de palangre y la abundancia.

8.3 CONCLUSIONES

Los análisis del estado de los stocks de túnidos realizados en el Atlántico este han alcanzado importantes progresos desde hace una veintena de años, progresos que se deben al mismo tiempo al desarrollo de las pesquerías, al de las estadísticas de pesca y a la investigación realizada. Aún persisten numerosos problemas mal resueltos, que limitan de forma importante el alcance de ciertas conclusiones: el carácter migratorio de los túnidos presenta todavía múltiples problemas, tanto en lo que se refiere a la evaluación del estado de los stocks como a su ordenación. La influencia del medio sobre los stocks en lo que respecta a las variaciones del reclutamiento y a la capturabilidad de las especies se ha descuidado hasta el presente, cuando parece un punto muy importante. Hay numerosos parámetros biológicos de base, en particular la mortalidad natural en función de la edad, que siguen siendo mal conocidos o muy hipotéticos. Por lo tanto, resulta indispensable profundizar en las actividades de investigación en curso sobre los túnidos de la región, considerando que los resultados actuales de las evaluaciones de stocks son únicamente conclusiones provisionales susceptibles de estudio mediante la investigación futura y la evolución de las pesquerías.

9. CONCLUSION

Este documento técnico tiene por objetivo realizar la síntesis de las informaciones disponibles sobre los túnidos del Atlántico centro-este, su biología y su explotación.

Un balance de este tipo resulta siempre difícil efectuar debido a la diversidad de especies explotadas, de la complejidad de las pesquerías activas y de la variedad de la investigación que se lleva a cabo desde hace más de 30 años por los equipos científicos de numerosos países.

Este documento deberá permitir a las personas no especialistas en la materia comprender mejor los conocimientos esenciales que se han adquirido sobre las especies y las pesquerías de la zona, y a los especialistas encontrar reunida en una sola obra una importante cantidad de información en el ámbito de la biología y de la explotación de los túnidos.

Pocas zonas del mundo han sido objeto de un estudio tan completo como el que se ha realizado en el sector estudiado; no obstante, persisten todavía numerosas lagunas e incertidumbres respecto a determinadas especies y pesquerías y sobre la reacción de ciertos stocks a su explotación por parte del hombre.

Este trabajo de síntesis ayudará a precisar mejor el ámbito de investigación que se deberá desarrollar en coordinación con ICCAT. Al asegurar una mejor difusión de los resultados obtenidos en la región entre la comunidad científica internacional deberá, por otra parte, facilitar la indispensable coordinación de la investigación sobre túnidos a nivel mundial.