



FONDO DE INVESTIGACION PESQUERA

INFORMES TECNICOS F I P

FIP - IT / 96 - 31

INFORME : ANALISIS DEL COMPORTAMIENTO DE LA
FINAL PESQUERIA DE MERLUZA COMUN CON
CUOTAS DE CAPTURA CONSTANTES

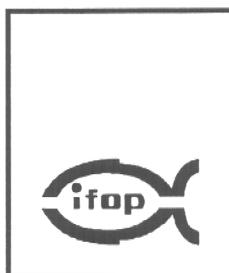
UNIDAD : INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO,
EJECUTORA DIRECCION ZONAL V, VI VII, VIII Y IX
REGIONES E ISLAS OCEANICAS

REQUIRENTE

CONSEJO DE INVESTIGACION PESQUERA - CIP
Presidente del Consejo: JUAN MANUEL CRUZ SANCHEZ

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO - IFOP
Director Ejecutivo: PABLO ALVAREZ TUZA



JEFE DE PROYECTO

IGNACIO PAYA C.

AUTORES

**IGNACIO PAYA C.
NELSON EHRHARDT
MARIO AGUAYO H.**

• **Marzo de 1998** •



RESUMEN EJECUTIVO

La inquietud por parte de las empresas pesqueras de disponer de una cuota de captura constante a través de los años que permita planificar su actividad económica, generó la necesidad de estudiar el comportamiento de la pesquería de merluza común bajo una estrategia de explotación de captura constante.

Para ésto se realizó la evaluación de stock mediante el programa ADASIM (basado en un procedimiento ADAPT) calibrado con las abundancias medidas por métodos hidroacústicos. Se realizaron 1000 corridas de ADASIM considerando la incertidumbre en las matrices de captura en número por edad, matrices de pesos por edad, matrices de abundancia por edad estimadas por hidroacústica y en la mortalidad natural.

Luego se realizaron 1000 proyecciones de abundancias y reclutamientos hasta el 2005 (10 años) considerando diferentes valores de captura constante. Las proyecciones de abundancia se basaron en la ecuación de captura a la edad. Para las proyecciones de reclutamientos se ajustó un modelo lineal entre el reclutamiento de un año y del año anterior, a partir del cual se generaron reclutamientos aleatorios correlacionados.

Como criterios de sobreexplotación por crecimiento y reclutamiento se utilizaron los puntos biológicos de referencia (PBR) $F_{m\acute{a}x}$ y $F_{20\%PH}$, respectivamente. Como objetivos de manejo se definió mantener una tasa de explotación por crecimiento igual a $F_{0,1}$ y una de explotación por reclutamiento de $F_{40\%PH}$. Todos los PBR se calcularon para los períodos 1968-1995 y 1989-1993 y fueron estimados 1000 veces considerando la variabilidad del patrón de explotación, los pesos promedios a la edad y la mortalidad



natural. Luego, se estimaron las trayectorias de riesgo de sobrepasar cada uno de estos PBR para cada una de las capturas constantes analizadas.

Para analizar cual hubiera sido la conducta histórica del stock frente a diferentes capturas constantes, se simuló la dinámica del stock a partir del vector de abundancia del año 1968 suponiendo que los patrones de selectividad y los éxitos reproductivos (reclutas producidos por huevo) obtenidos del ADASIM son independientes de la captura constante analizada. Estas simulaciones se realizaron 1000 veces considerando la variabilidad en el vector abundancia de 1968, en los patrones de selectividad, en los éxitos reproductivos y en la mortalidad natural. También se repitieron estas 1000 simulaciones considerando como año de inicio a 1982. Luego, se estimaron los riesgos retrospectivos de sobrepasar los PBR.

Los resultados de la evaluación de stock fueron comparados con las dos últimas evaluaciones, encontrándose resultados consistentes, ya que los intervalos de confianza al 95% de las distintas evaluaciones se sobrepusieron ampliamente.

Se encontró que la abundancia del stock experimentó un cambio de nivel desde 300 mil t en 1968-1983 hasta 600 mil en 1984-1995, debido al ingreso de clases anuales fuertes, lo cual generó que en 1995 el stock presentara una gran abundancia, pero con estructura de edades débil, compuesta principalmente por dos clases anuales.

Los valores de los puntos biológicos de referencia (PBR) y de las estimaciones de riesgo dependieron fuertemente del período de análisis, siendo menores los PBR y mayores los riesgos cuando se considera como base de cálculo todo el período histórico.



Al simular cual hubiera sido la conducta histórica de la pesquería con distintas cuotas de captura constantes, se encontró que existe un riesgo de colapso de esta estrategia de explotación, es decir, que la captura fijada no se pueda mantener en el tiempo. Este tipo de riesgo presentó una conducta logística, cuya pendiente depende del período de años utilizado en los análisis.

Si desde 1968 hasta 1995, se hubiera aplicado una captura constante a la pesquería de merluza común, ésta debería haber sido a lo más de 70 mil t, para tener una probabilidad 1 (riesgo de 0,0) de que esta captura se hubiera alcanzado a obtener en cada año. Esto se debe a que las fuertes fluctuaciones de los reclutamientos permiten sólo niveles de explotación bajos para poder mantener capturas constantes en el largo tiempo.

Definir el riesgo considerando un período proyectado de 5 años (1996-2000) es más recomendable que emplear 10 años (1996-2005), ya que luego de los 5 años aumentó fuertemente la incertidumbre de las proyecciones de abundancia y mortalidades por pesca.

De las tres capturas constantes analizadas (60, 85 y 100 mil t), la captura de 85 mil t presentó un riesgo al cabo de 5 años de sobrepasar el $F_{40\%PH}$ de 0,17 y de 0,22 de sobrepasar el $F_{0,1}$. Por lo que, esta captura estaría levemente por sobre el nivel de riesgo de 0,1 recomendado en comisiones internacionales para prevenir la sobreexplotación por reclutamiento ($F_{40\%PH}$).



ÍNDICE GENERAL

	Página
RESUMEN EJECUTIVO	i
ÍNDICE GENERAL	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE TABLAS	ix
I. OBJETIVO GENERAL	1
II. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	1
III. ANTECEDENTES	3
IV. METODOLOGÍA	5
1. Objetivo específico N° 1	5
1.1 Antecedentes de las evaluaciones de stock	5
1.2 Evaluación más reciente del stock	8
1.2.1 Matrices de captura en número de individuos y pesos promedios a la edad	8
1.2.2 Índice auxiliar: abundancia directa estimada de hidroacústica	11
1.2.3 Programa ADASIM	13
1.3 Análisis de los resultados, niveles de confiabilidad obtenidos y modelos y/o procedimientos utilizados	16
1.3.1 Análisis de los resultados	16
1.3.2 Análisis de los niveles de confiabilidad	17
2. Objetivo específico N° 2	17
2.1 Proyección de los reclutamientos	17
2.2 Proyección de las abundancias y biomasa por edades	19
3. Objetivo específico N° 3	21
3.1 Capturas constantes a evaluar	21
3.2 Puntos biológicos de referencia (PBR): criterios de éxito y colapso	22
3.3 Estimación del riesgo	29
3.4 Análisis retrospectivo de estrategia de captura constante	32



V. RESULTADOS	35
1. Evaluación de stock	35
1.1 Matrices de datos para la evaluación	35
1.2 Parámetros ajustados por ADASIM	36
1.3 Resultados de la evaluación de stock	37
1.4 Comparación con evaluaciones de stock anteriores	40
2. Puntos biológicos de referencia	42
2.1 Datos usados en los PBR	42
2.2 Puntos biológicos de referencia	43
2.3 Proyecciones de reclutamiento	44
3. Riesgos proyectados	44
3.1 Captura constante máxima (CCM): 100 mil t	44
3.2 Captura constante de 85 mil t	47
3.3 Captura constante de 60 mil t	48
4. Riesgos retrospectivos	49
4.1 Riesgos de colapso de la estrategia de captura constante	49
4.2 Riesgos de sobrepasar los PBR para el período 1968-1995	50
4.3 Riesgos de sobrepasar los PBR para el período 1982-1995	51
VI. DISCUSIÓN	53
1. Evaluación de stock	53
2. Proyecciones de reclutamiento y biomاسas	55
3. Puntos biológicos de referencia	56
4. Riesgos proyectados	57
5. Riesgos retrospectivos	59
6. Comparación de los riesgos proyectados y los retrospectivos	61
VII. CONCLUSIONES	63
VIII. BIBLIOGRAFÍA	65
CUADRO	
FIGURAS	
TABLAS	



ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1 Promedio e intervalo de confianza al 95% de la frecuencia de tallas de hembras en 1990.
- Figura 2 Probabilidad de una determinada talla de pertenecer a una cierta edad.
- Figura 3 Captura en número de hembras por edades.
- Figura 4 Pesos promedios por edad de hembras.
- Figura 5 Número de individuos hembras en las evaluaciones directas realizadas con hidroacústica
- Figura 6 Biomاسas totales (fracción 3+).
- Figura 7 Número total de individuos (fracción 3+).
- Figura 8 Mortalidad por pesca promedio.
- Figura 9 Reclutamientos de individuos de 3 años de edad.
- Figura 10 Biomاسas totales de las últimas tres evaluaciones de stock.
- Figura 11 Número de individuos totales de las últimas tres evaluaciones de stock.
- Figura 12 Mortalidad por pesca promedio de las últimas tres evaluaciones de stock.
- Figura 13 Reclutas totales estimados en las últimas tres evaluaciones de stock.
- Figura 14 Datos utilizados en el cálculo de los PBR basados en el período 1989-1993.



- Figura 15 Datos utilizados en el cálculo de los PBR basados en el período 1968-1995.
- Figura 16 Frecuencia de valores de $F_{\text{máx}}$ para períodos 1989-1993 y 1968-1995.
- Figura 17 Frecuencia de PBR para hembras basados en períodos 1989-1993 y 1968-1995.
- Figura 18 Modelo lineal entre el reclutamiento de hembras del año $t+1$ y el año t .
- Figura 19 Ejemplos de reclutamientos proyectados de hembras.
- Figura 20 Biomosas proyectadas con captura constante de 100.000 t.
- Figura 21 Mortalidad por pesca proyectadas con captura constante de 100.000 t.
- Figura 22 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con captura constante de 100.000 t.
- Figura 23 Biomosas proyectadas con captura constante de 85.000 t.
- Figura 24 Mortalidad por pesca proyectadas con captura constante de 85.000 t.
- Figura 25 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con captura constante de 85.000 t.
- Figura 26 Biomosas proyectadas con captura constante de 60.000 t.
- Figura 27 Mortalidades por pesca proyectadas con captura constante de 60.000 t.
- Figura 28 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con captura constante de 60.000 t.
- Figura 29 Ajuste de modelos para el riesgo retrospectivo de colapsar la biomasa de una captura constante, considerando dos períodos de análisis (1968-1995 y 1982-1995).



- Figura 30 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una captura constante de 75.000 t (Fcc75) y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstrapping”.
- Figura 31 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 75.000 t.
- Figura 32 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una captura constante de 72.000 t (Fcc72) y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstrapping”.
- Figura 33 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 72.000 t.
- Figura 34 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una captura constante de 70.000 t (Fcc70) y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstrapping”.
- Figura 35 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 70.000 t.
- Figura 36 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una captura constante de 90.000 t (Fcc90_82) aplicada a partir de 1982 y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstrapping”.
- Figura 37 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 90.000 t., a partir de 1982.
- Figura 38 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una captura constante de 77.500 t (Fcc775_82) aplicada a partir de 1982 y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstrapping”.



- Figura 39 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 77.500 t., a partir de 1982.
- Figura 40 Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con una captura constante de 60.000 t (Fcc60_82) aplicada a partir de 1982 y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 “bootstrapping”.
- Figura 41 Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 60.000 t., a partir de 1982.

ÍNDICE DE TABLAS

- Tabla 1 Validación de los matrices de entrada con respecto al desembarque .
- Tabla 2 Capturabilidades de la hidroacústica por edades.
- Tabla 3 Mortalidades por pesca del último año.
- Tabla 4 Mortalidades por pesca de las edades más viejas.
- Tabla 5 Ajuste del modelo de reclutamiento de hembras del año t+1 y el año t ($\ln(R-t+1) = a + b \cdot \ln(R-t)$)
- Tabla 6 Riesgo de sobrepasar los diferentes puntos biológicos de referencia (PBR) al aplicar distintas capturas constantes.



I. OBJETIVO GENERAL

Analizar la dinámica y el comportamiento del stock de merluza común (**Merluccius gayi**) explotado en la zona centro-sur, bajo una estrategia de explotación de capturas constantes.

II. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Analizar las evaluaciones de stock efectuadas sobre merluza común en función de los resultados, niveles de confiabilidad obtenidos y modelos y/o procedimientos utilizados
2. Seleccionar fundadamente el o los modelos de proyección y/o manejo a ser aplicados para evaluar la estrategia de explotación de capturas constantes.
3. Evaluar la estrategia de capturas constantes a diferentes niveles de desembarque esperado, bajo incertidumbre considerando un análisis de riesgo que estime las probabilidades de éxito y colapso de acuerdo a criterios definidos



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO



III. ANTECEDENTES

La pesquería de merluza común se regula mediante cuotas anuales de capturas, las cuales se fijan anualmente tomando como base la captura anual permisible (CTP) bajo ciertos criterios de explotación, las que a su vez se basa en la actualización de los estimados de abundancia del stock.

Este procedimiento implica que cada año varía la cuota anual, lo que se traduce en que las empresas y pescadores deben variar anualmente su oferta de productos y sus proyecciones de materia prima. Esta situación pondría a las empresas en riesgo de perder mercados, ya que la oferta de merluzas a nivel mundial es altamente competitiva. Una mayor estabilidad en las proyecciones de la oferta de productos al mercado, se lograría con un cuota anual de captura constante a través de los años.

Sin embargo, es claro que mantener una cuota de captura constante podría llevar al stock de merluza a situaciones riesgosas desde el punto de vista de la conservación y del aprovechamiento adecuado de la pesquería. Por lo tanto, se debe estudiar los posibles efectos de aplicar esta estrategia de explotación, lo cual es el objetivo del presente proyecto.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO



IV. METODOLOGÍA

Se presenta en forma separada para cada objetivo específico

1. Objetivo específico N°1

Analizar las evaluaciones de stock efectuadas sobre merluza común en función de los resultados, niveles de confiabilidad obtenidos y modelos y/o procedimientos utilizados

1.1 Antecedentes de las evaluaciones de stock

El análisis de población virtual (APV) o análisis secuencial de poblaciones (ASP) es el método de cálculo utilizado para estimar en forma indirecta la abundancia de merluza común. Este método se caracteriza por ser indeterminado, ya que el número de parámetros a estimar es mayor que el número de ecuaciones a resolver. Debido a esto, un número importante de parámetros deben ser ingresados al modelo como valores conocidos, entre éstos los principales son: 1) Mortalidad natural (M); 2) Mortalidades por pesca por edades del año más reciente; 3) Mortalidades por pesca de las edades más viejas para cada año. En estas condiciones los estimados de abundancia que se obtienen dependen completamente de los valores ingresados, los cuales son seleccionados en base al conocimiento de la pesquería.

Para solucionar el problema de la subjetividad en los valores de los parámetros de mortalidad por pesca del año más reciente, se han desarrollado los procedimientos de calibración ("Tunning"), los cuales consisten en determinar los valores de éstos parámetros en función de una variable auxiliar, que se relaciona



con la abundancia del recurso. Para el caso de merluza común, el índice auxiliar utilizado en las evaluaciones de 1992 y 1993 correspondió a la captura por unidad de esfuerzo (cpue) de la flota industrial, la cual se relaciona teóricamente con la abundancia media del stock (BM), a través del coeficiente de capturabilidad (q), según la ecuación $cpue = q * BM$ (Payá 1992 y Payá y Aguayo 1993). Utilizando este procedimiento de calibración, la tendencia de la abundancia de merluza común depende del comportamiento de la cpue.

Una vez desarrollado el algoritmo de calibración, la pregunta fundamental fue ¿En que medida la cpue es un reflejo directo de la abundancia del recurso y no de cambios en la capturabilidad?, identificándose por lo tanto la necesidad de realizar una estandarización del esfuerzo de pesca y la corrección de la cpue. La estandarización consiste básicamente en estimar las eficiencias relativas de las embarcaciones con respecto a un barco patrón, de forma tal de obtener medidas comparables de esfuerzo y obtener valores de cpue que reflejen principalmente los cambios en la abundancia del recurso y no cambios en la eficiencia de las embarcaciones. Esto se agudizó al registrarse que, en los últimos años, algunas embarcaciones de la flota incorporaron "sensores de captura", que aumentan la eficiencia (cpue) de las embarcaciones. Estos sensores emiten una señal dependiendo del nivel de llenado de la red, por lo que las capturas por lance (cpue) son programadas dependiendo de la capacidad de procesamiento de cajas de la embarcación. De esta forma los lances se han vuelto más cortos y eficientes. Adicionalmente, desde 1990 la flota ha intensificado su esfuerzo al sur de los 37°S, accediendo a caladeros menos explotados y por lo consiguiente, con mejores rendimientos de pesca.

Debido a lo anterior, hasta 1993 no existía claridad en que medida la cpue esta relacionada con la abundancia del recurso o con mejoras en la eficiencia de las



embarcaciones. Por lo tanto, para realizar la evaluación de 1993 considerando las fuertes limitaciones de la cpue como índice de calibración (gran variabilidad en "q") y disponiendo de estimados directos de la abundancia de merluza mediante el método hidroacústico para el año 1993, se optó por utilizar éstas evaluaciones para calibrar el ASP (Payá y Aguayo 1994).

En 1995 se realizó la estandarización del esfuerzo pesquero de la flota industrial desde 1982 hasta 1993, considerando características geométricas y funcionales de las embarcaciones (Payá *et. al.* 1996a). Aunque se trató de obtener información sobre los cambios tecnológicos en los equipos de detección, mediante la aplicación de encuestas, sólo una pequeña parte de las empresas respondió, registrándose cambios tecnológicos en los últimos años. Por lo tanto, la estandarización realizada no pudo incluir los cambios tecnológicos de los equipos de detección, que afectan la eficiencia de las embarcaciones.

En 1995 y 1996 se evaluó la abundancia de merluza común calibrando el ASP con datos de la evaluación hidroacústica, pero esta vez se consideraron las evaluaciones de los años 1980, 1993 y 1995 (Payá *et al.* 1996b y 1996c).

La evaluación de stock más reciente corresponde a la realizada por Payá *et al.* (1996c), en la cual se actualizan los datos hasta 1995 y se emplea un análisis secuencial de poblaciones (ASP) calibrado con estimaciones directas de la abundancia efectuadas por métodos hidroacústicos en los años 1980, 1993 y 1995.

En esta evaluación se aplicó por primera vez la metodología de análisis de riesgo desarrollado por Payá (1996). Cuya parte correspondiente a la estimación de la abundancia se describe a continuación.



1.2 Evaluación más reciente del stock

La presentación de los métodos empleados, se realiza describiendo primero los modelos determinísticos y luego los procedimientos empleados en el análisis de la incertidumbre asociada a los modelos.

La incertidumbre se analiza introduciendo variabilidad en los datos de ingreso, así como en los parámetros de entrada de los modelos. Para esto se aplica el procedimiento de Montecarlo, que consiste básicamente en generar muestras aleatorias de un parámetro desde una distribución de probabilidades conocida. Por lo tanto, se requiere calcular el estimador central del parámetro y de su varianza o bien estimarlos en base al conocimiento del investigador.

Para representar la variabilidad de los resultados se utilizan los intervalos de confianza al 95%, estimados mediante el método del percentil.

El resumen de la simbología empleada se presenta en el cuadro 1.

1.2.1 Matrices de captura en número de individuos y pesos promedios a la edad

a. Procedimiento de estimación:

El procedimiento utilizado corresponde al que habitualmente se emplea en las evaluaciones indirectas que se realizan mediante el método de análisis de población virtual (APV) (Payá 1992). Este considera los siguientes pasos:



a1. Expansión del número de individuos medidos en los muestreos de frecuencia longitud al número total de individuos capturados.

Primero se estima el peso de la muestra (WM) de cada longitud (2 cm) mediante la transformación a peso de la longitud media del intervalo (l), según la siguiente fórmula:

$$WM_l = f_l a L_l^b$$

El número total de individuos en la captura (C) se obtiene expandiendo el número total de individuos muestreados en función de la captura en peso (CB), mediante la ecuación:

$$C = \left(\sum_l^n f_l / \sum_l^n WM_l \right) CB$$

a2. Descomposición del número total de individuos capturados por intervalo de longitud.

Se realiza a través de la siguiente ecuación:

$$C_l = \left(f_l / \sum_{l=1}^n f_l \right) C$$

donde, C_l corresponde al número de individuos del intervalo de talla "l".



a3. Descomposición del número total de individuos capturados por edad

Los individuos presentes en cada intervalo de longitud (C_i) se asignan a las diferentes edades según una clave talla-edad. Esta clave indica las probabilidades (P_{ii}) de que un individuo de una determinada longitud pertenezca a cada una de las diferentes edades.

$$C_{ii} = P_{ii} * C_i$$

$$C_i = \sum C_{ii}$$

Para estimar los pesos promedios (W_i) a la edad se utilizó la relación longitud-peso y la corrección de Piennar y Ricker (1968), que incorpora la variabilidad existente en torno a cada longitud promedio.

b. Variabilidad de las matrices de captura en número y pesos promedios a la edad

Considera la variabilidad asociada a las frecuencias de longitud, a las claves talla-edad y a la construcción de las matrices.

b1. Variabilidad de las frecuencias de longitud

Se emplea el programa FREQSIM (Payá, 1996) que realiza un procedimiento "Montecarlo", considerando la distribución binomial de la frecuencia de cada talla.



b2. Variabilidad de la clave talla-edad

Se utiliza el programa KEYSIM (Payá 1996) que realiza un procedimiento "Montecarlo" que considera la distribución binomial de la frecuencia de los individuos de una determinada talla asignados a las diferentes edades.

b3. Variabilidad de la construcción de las matrices

Se emplea el programa MATBOOTS (Payá, 1996) que realiza el cálculo de las matrices de número de individuos y pesos promedios a la edad. Este programa utiliza las muestras de frecuencias de longitud y claves talla-edad, generadas por los programas FREQSIM y KEYSIM. También considera valores aleatorios de los parámetros de la relación longitud peso y calcula internamente los coeficientes de la corrección de Piennar y Ricker (1968). Se supone una distribución uniforme de los parámetros de la relación longitud-peso con una variación de un 5%, ya que éstos provienen de un número elevado de muestreos biológicos.

El valor del desembarque anual se consideró constante y se aceptó como máximo una diferencia de un 5% entre el valor de desembarque ingresado y el reconstituido al sumar las biomásas capturadas (número*peso promedio).

1.2.2 Índice auxiliar: abundancia directa estimada de hidroacústica

El procedimiento para estimar las abundancias por edades requiere de dos pasos:



a1. Estimación de la biomasa total por hidroacústica

Los procedimientos de estimación de la biomasa acústica (BACUS) se encuentran descritos en detalle en Guzmán et al. (1981), Lillo et al. (1994) y Payá et al. (1996d). La biomasa acústica se estima en base al área de estudio (A), la densidad media por intervalo básico de muestreo (DM) y la constante de eointegración (ECO).

$$BACUS = A DM ECO$$

a2. Transformación de la biomasa total en número de individuos a la edad

Se aplica el mismo procedimiento descrito para obtener las matrices de captura en número y pesos medios a la edad, con la diferencia que se utiliza la biomasa de acústica y las frecuencias de longitud, relación longitud-peso y claves talla-edad construidas a partir de los muestreos biológicos realizados en los cruceros de evaluación.

b. Variabilidad de los números de individuos por edad estimados desde hidroacústica

Se aplica el mismo procedimiento que para obtener las muestras de las matrices de captura en número de individuos y pesos medios a la edad, utilizando los programas FREQSIM, KEYSIM y MATBOOTS. La única diferencia radica en que en el programa MATBOOTS se utiliza la opción de variar aleatoriamente la biomasa de acústica que es descompuesta en número de individuos y pesos medios a la edad. Esta variación se obtiene considerando una distribución normal con un coeficiente de variación de 15%, que corresponde al obtenido en las



evaluaciones hidroacústicas (Guzmán *et al.* 1981, Lillo *et al.* 1994 y Payá *et al.* 1996d).

1.2.3 Programa ADASIM

El programa ADASIM (Payá 1996) realiza múltiples estimaciones de abundancia en base a las matrices de captura en número de individuos y pesos promedios generadas por el programa MATBOOTS, utilizando como índices de calibración el número de individuos estimados por hidroacústica.

a1. ADASIM

Realiza un análisis secuencial de poblaciones (ASP) calibrado con índices auxiliares (abundancia directa y/o cpue) minimizando una función objetivo mediante el algoritmo de MARQUADT.

El análisis secuencial se realiza utilizando la ecuación de captura de Baranov:

$$C_{i,j} = \frac{F_{i,j} N_{i,j} (1 - e^{-Z_{i,j}})}{Z_{i,j}}$$

El primer set de parámetros de entrada que se utilizan son las mortalidades por pesca de las edades más viejas ($F_{1,j}$), las mortalidades por pesca del último año ($F_{i,j}$), las selectividades del último año ($S_{i,j}$) y la mortalidad natural (M). El primer set de datos que se utilizan son las matrices de captura en número y pesos promedios a la edad.



Dados los parámetros iniciales se estima la abundancia del último año ($N_{i,j}$) reordenando la ecuación de captura:

$$N_{i,j} = \frac{C_{i,j} Z_{i,j}}{F_{i,j} (1 - e^{-Z_{i,j}})}$$

Luego se estima la abundancia que las cohortes tuvieron en los años anteriores (solución hacia atrás), resolviendo numéricamente la ecuación de captura mediante el método de Newton-Raphson.

Una vez realizado el primer ASP se recalculan las mortalidades por pesca de las edades más viejas siguiendo el decaimiento exponencial de las cohortes de la penúltima y antepenúltima edades.

El ajuste de las mortalidades por pesca de las edades más viejas se efectúa reingresando el nuevo valor calculado para éstas mortalidades y realizando un nuevo ASP. Esto se repite hasta que los valores de mortalidad por pesca de las edades más viejas convergen. Este procedimiento se conoce como suavización y no importando los valores de ingreso iniciales, siempre converge a la misma solución.

a2. Calibración con abundancia directa de acústica

Se estima la abundancia presente en agosto ($NEST_{ago,j}$) en los años en que se realizaron evaluaciones directas (las tres evaluaciones de merluza común se han realizado en este mes) siguiendo el decaimiento exponencial de las cohortes.

$$NEST_{i,j} = N_{i,j} e^{(-8/12)(Z_{i,j})}$$



Considerando los datos de la abundancia evaluada por hidroacústica ($NACU_{i,j}$) y el set de parámetros de capturabilidad (q_i) de la acústica se calcula la función objetivo (FOB) como:

$$FOB = \sum_i^I \sum_j^J \lambda_j [\ln(1 + NEST_{i,j} q_i) - \ln(1 + NACU_{i,j})]^2$$

Los lambda corresponden a multiplicadores de Lagrange que permiten ponderar el peso de la suma de cuadrados de cada año. Estos se ingresan como valores conocidos y se les asignó el valor 0,25, 0,25 y 0,5 para los años 1980, 1993 y 1995, respectivamente. Esto se basa en que la evaluación directa realizada en 1995 es más confiable que la de los años anteriores, ya que en estos años no se cubrió toda el área de distribución de la pesquería y no se realizó un muestreo destinado a obtener la estructura de tallas, sino más bien a realizar pesca de identificación para los ecotrazos de acústica. Estos problemas fueron superados en la evaluación de 1995.

El algoritmo de MARQUADT modifica los parámetros iniciales y evalúa la función objetivo. Para ésto cada vez que se recalcula el ASP, se realiza nuevamente el proceso de suavización de las mortalidades por pesca de las edades más viejas.

b. Variabilidad en ADASIM.

b1. Matrices de captura en número y pesos promedios a la edad

Se utilizan las muestras de las matrices de capturas en número de individuos y pesos promedios a la edad obtenidas con el programa MATBOOTS. Nótese, que el programa ADASIM realiza un procedimiento ADAPT tomando cada vez un par de matrices de captura en número y pesos promedios a la edad, las cuales están correlacionadas, ya que dan cuenta de la captura en peso realizada en cada año.



De esta forma, la variabilidad en estas matrices no se incorpora al interior de una corrida del programa ADASIM, ya que la solución exacta de la ecuación de captura no permite tener variabilidad en los datos de captura cuando se recompone hacia atrás la abundancia de las cohortes. Por lo tanto, la variabilidad de las matrices se recoge repitiendo el ADASIM con las diferentes muestras de las matrices de captura en número de individuos y pesos medios a la edad

b2. Mortalidad natural

En ADASIM la mortalidad natural (M) es constante a través de las edades y los años, sin embargo, se puede variar M entre diferentes corridas del programa. Para las diferentes muestras ("boots"), M se hace variar aleatoriamente desde una distribución uniforme. Se considera una variación de 10% con respecto a los valores utilizados en las CTP de años anteriores (Payá *et al.* 1996b y 1996c). Para las hembras los límites de la distribución uniforme son 0,234 y 0,286 y para los machos 0,387 y 0,473.

b3. Calibración

La calibración se realiza empleando muestras de abundancia que se obtiene con el programa MATBOOTS.

1.3 Análisis de los resultados, niveles de confiabilidad obtenidos y modelos y/o procedimientos utilizados

1.3.1 Análisis de los resultados

Los resultados de la evaluación de stock del presente informe se compararon con las evaluaciones realizadas en 1995 y 1996 por Payá *et al.* (1996 b y c). Sin



embargo, la penúltima evaluación realizada no incluyó análisis de incertidumbre de los resultados, por lo que la comparación debe ser interpretada en este contexto.

1.3.2 Análisis de los niveles de confiabilidad

Los niveles de confiabilidad de los resultados de las distintas evaluaciones de stock fueron expresados en términos de intervalos de 95% de confianza, obtenidos mediante el método del percentil a partir de las 1000 evaluaciones de stock o "bootstrappings", realizadas con el programa ADASIM.

2. Objetivo específico N°2

Seleccionar fundamentamente el o los modelos de proyección y/o manejo a ser aplicados para evaluar la estrategia de explotación de capturas constantes.

Para evaluar la estrategia de explotación de captura constante se realizaron proyecciones de los reclutas, de las abundancias y biomásas por edades y se analizó la conducta de estas variables a diferentes capturas constantes.

2.1 Proyección de los reclutamientos

Al igual que en la mayoría de los stocks, en el caso de merluza común no es posible ajustar un modelo de stock-recluta clásico como el de Beverton y Holt o Ricker (Sissenwine y Shepherd 1987 y Payá *et al.* 1996b y 1996c). Por el contrario, Payá *et al.* (1996b) encuentran que el éxito de los reclutamientos se relaciona en forma positiva con la intensidad de las surgencias. Por lo tanto, no es



posible basar una proyección de reclutamientos en alguno de los modelos clásicos de stock-recluta, ni tampoco emplear índices de surgencias proyectados.

En muchos peces demersales las fuerzas de los reclutamientos presentan correlaciones seriales, es decir es más probable encontrar períodos de buenos y malos reclutamientos, que secuencias puramente aleatorias (Clark 1993). Este comportamiento autocorrelacionado de los reclutamientos, se presenta claramente en merluza común, encontrándose períodos de buenos y malos reclutamientos (Payá *et al.* 1996b y 1996c).

Debido a ésto en la oferta técnica se propuso analizar el método propuesto por Clarck (1993) para generar series de reclutamientos aleatorios autocorrelacionados. Sin embargo, este método se desechó por no entregar resultados aceptables, razón por la cual se desarrolló un nuevo procedimiento, también basado en la correlación temporal de los reclutamientos, mediante una regresión lineal.

Se ajustó un modelo de regresión lineal entre el logaritmo de los reclutamientos del año j ($\ln R_j$) y los del año $j+1$ ($\ln R_{j+1}$)

$$\ln R_{j+1} = a + b * \ln R_j + e$$

donde a es el intercepto, b la pendiente y e el término de error. Este modelo se ajustó utilizando la serie de reclutamientos de hembras promedios estimados desde el ADASIM.

Como valor inicial de las proyecciones se empleó el reclutamiento estimado para 1994, a partir del cual se estimaron secuencialmente los reclutamientos de los años siguientes aplicando el modelo ajustado. A cada proyección basada en el



modelo se le adicionó un término de error (e) aleatorio, estimado mediante un procedimiento "Montecarlo" desde una distribución normal con media igual a cero y el error estándar obtenido del ajuste del modelo.

Se realizó una proyección para cada uno de los 1000 reclutamientos estimados por ADASIM. Se consideró que los reclutamientos proyectados no sobrepasaran el rango de reclutamientos históricos, definido por el valor mínimo y máximo de los 1000 reclutamientos estimados por ADASIM. Cuando algún valor de una serie sobrepasó este rango, la serie fue eliminada y reemplazada por otra que cumpliera esta condición.

Las proyecciones de reclutamientos de los machos, se realizaron en base a la proporción sexual numérica de los reclutamientos estimados por ADASIM y las proyecciones de reclutamientos de hembras. Para esto se consideró para cada una de las 1000 proyecciones de reclutamientos de hembras su respectiva proporción sexual, estimada como el promedio de los años 1989 a 1993.

2.2 Proyección de las abundancias y biomasa por edades

a. Modelo de proyección

La proyección se inició a partir del vector de abundancia por edades estimados por ADASIM para el año 1994 (penúltimo año de la evaluación indirecta). Siguiendo el decaimiento exponencial de las cohortes se estimó para el inicio de los años la abundancia como:

$$N_{i,j} = N_{i-1,j-1} e^{(-F_{ref,j-1} r_i - M)}$$

y la biomasa por:



$$B_{i,j} = N_{i,j} W_{i,j}$$

en donde:

- $N_{i,j}$: Abundancia de la edad "i" en el año "j".
- $B_{i,j}$: Biomasa de la edad "i" en el año "j".
- $F_{ref,j}$: Mortalidad por pesca de la edad de referencia.
- r_i : Patrón de reclutamiento promedio de los 5 antepenúltimos años (1989-1993).
- M : Mortalidad natural.
- Z : $F+M$.
- w_i : es el peso promedio a la edad i, se estima a partir de la talla media a la edad mediante la relación longitud-peso y la corrección de Piennar y Ricker (1968), que considera la varianza de la talla a la edad. Se utilizó el peso promedio de los 5 antepenúltimos años de las matrices de pesos medios.

El valor de F_{ref} se ajusta secuencialmente para cada año minimizando la diferencia entre la capturada proyectada (CBPRO) :

$$CBPRO_j = \sum_i \frac{F_{ref,j} r_i N_{i,j} (1 - e^{-Z_{i,j}})}{Z_{i,j}} W_{i,j}$$

y la captura constante que se evaluó.

Para 1994, 1995 y 1996 se consideró la captura real realizada en esos años, por lo tanto las proyecciones con captura constante se iniciaron a partir de 1997.

Para realizar estas proyecciones por sexos separados, la captura constante para cada sexo fue estimada, en base a la proporción sexual histórica, expresada en biomasa capturada.



b. Variabilidad en la proyección

Las 1000 muestras aleatorias de abundancia en 1994 y los patrones de explotación (r_i) se obtuvieron de los resultados del ADASIM. Los pesos promedios a la edad se obtuvieron de las 1000 matrices de pesos medios. Las muestras de mortalidad natural fueron las mismas empleadas en el programa ADASIM.

Aunque la captura total a evaluar fue constante, la captura por sexo varió considerando 1000 valores obtenidos de aplicar la proporción sexual promedio obtenida de cada uno de los 1000 resultados del ADASIM.

3. Objetivo específico N°3

Evaluar la estrategia de capturas constantes a diferentes niveles de desembarque esperado, bajo incertidumbre considerando un análisis de riesgo que estime las probabilidades de éxito y colapso de acuerdo a criterios definidos

3.1 Capturas constantes a evaluar

Se evaluaron las siguientes capturas constantes

a. Captura constante máxima (CCM)

La estrategia de captura constante produce tasas de explotación variables y a menos que la captura se establezca a un nivel realmente bajo, siempre existirá una alta probabilidad de sobreexplotación, cuando se produzcan años de baja abundancia del stock (Caddy y Mahon 1995). Por lo tanto, para un stock que presenta niveles de abundancia fluctuantes, se recomienda que la máxima



captura a fijar esté por debajo del mínimo nivel histórico de la biomasa, de forma tal de dejar un mínimo de biomasa desovante para la renovación del stock (Caddy y Mahon 1995). Por lo tanto, se analizó este criterio para definir a partir de los resultados de la evaluación de stock la máxima captura constante (CCM).

b. Captura de la cuota anual de 1996 (CCA)

Para evaluar el riesgo de mantener los niveles actuales de captura de la pesquería, se analizó una captura constante igual a la cuota anual de 1996, que corresponde a 85 mil t.

c. Captura constante intermedia (CCI)

Se consideró un valor de captura constante intermedio entre CCA y CCM, que se consideró igual a 60 mil t.

3.2 Puntos biológicos de referencia (PBR): criterios de éxito y colapso

Para un manejo adecuado, desde el punto de vista biológico, se debe evitar que el stock exceda ciertos umbrales de sobreexplotación y conducirlo a niveles de explotación adecuados (Mace 1994). Para ésto se definen umbrales de sobreexplotación y objetivos de explotación, los cuales se adoptaron en este estudio como criterios de colapso y éxito, respectivamente.

a. Umbrales de sobreexplotación

Para definir los umbrales de sobreexplotación, se debe considerar que el stock puede experimentar dos tipos de sobreexplotación:



a1. Sobreexplotación por crecimiento

Ocurre cuando el esfuerzo de pesca es tan alto que el rendimiento total disminuye al aumentar el esfuerzo. Los peces son capturados antes de que puedan crecer hasta alcanzar una talla lo suficientemente grande como para contribuir substancialmente a la biomasa (Sparre y Venema 1995).

Como umbral de sobreexplotación por crecimiento se analizó el punto biológico de referencia $F_{m\acute{a}x}$, que corresponde a la mortalidad por pesca a partir del cual los rendimientos marginales son iguales o menores a cero (Gulland y Boerema 1973). El $F_{m\acute{a}x}$ se obtiene a partir del modelo de rendimiento por recluta (Thompson y Bell, 1934) y corresponde a la tasa de mortalidad por pesca donde la curva de rendimiento por recluta alcanza su máximo, es decir donde la pendiente es igual a cero.

El Y/R se calcula mediante la ecuación

$$Y / R = \sum_{i=i_r}^{i_{m\acute{a}x}} \frac{F r_i (1 - e^{-(F r_i + M)})}{F r_i + M} e^{-\sum_{i=i_r}^{i-1} F r_i + M} w_i$$

donde:

- F : es la tasa de mortalidad por pesca de las edades completamente reclutadas,
- M : es la tasa de mortalidad natural,
- i_r : es la edad de reclutamiento,
- $i_{m\acute{a}x}$: es la edad máxima de sobrevivencia considerada,



r_i : es el patrón de explotación a la edad i , que corresponde a la mortalidad por pesca de la edad i con respecto a la edad que presenta la mayor mortalidad por pesca F_{mayor} :

$$r_i = \frac{F_i}{F_{\text{mayor}}}$$

w_i : es el peso promedio a la edad i , se estima a partir de la talla media a la edad mediante la relación longitud-peso y la corrección de Piennar y Ricker (1968), que considera la varianza de la talla a la edad.

El cálculo del Y/R por sexos se obtiene reemplazando en la ecuación correspondiente los valores específicos para cada sexo de los parámetros de crecimiento, patrón de explotación, M , i_r y i_{max} .

El valor de $F_{\text{máx}}$ se calcula resolviendo numéricamente la ecuación

$$\frac{\partial Y / R(F)}{\partial F} = 0$$

a2. Sobreexplotación por reclutamiento:

Para entender este concepto se debe considerar la relación teórica entre el stock parental y los reclutas. Existen dos modelos stock-reclutas clásicos, el modelo de Beverton y Holt (1957) y el de Ricker (1954). El primero describe un crecimiento asintótico de los reclutas conforme aumenta el stock parental, en el cual la asíntota es producto de mortalidades denso-dependientes. El segundo establece



que los reclutas aumentan conforme aumentan el stock parental, pero luego de un cierto nivel de stock parental éstos comienzan a disminuir, producto de procesos compensatorios como el canibalismo. La sobreexplotación por reclutamiento sucede cuando la pesca ha reducido el stock parental a un nivel tan bajo que existe una relación lineal entre los reclutas y el stock parental (Sparre y Venema 1995).

Idealmente para definir el criterio de sobrepesca por reclutamiento, se debe disponer de la relación existente entre el stock desovante y los reclutas. Sin embargo, en la mayoría de las especies, el ajuste de los modelos stock-reclutas a los datos es deficiente, debido a tres razones principales: 1) la variabilidad producida por factores abióticos oscurecen las relaciones biológicas subyacentes, 2) los modelos son biológicamente demasiado simples y, 3) los errores de medida (Sissenwine y Shepherd, 1987). La merluza común no escapa a este patrón, presentando una relación stock-reclutas, que no se ajusta a ninguno de los modelos teóricos (Payá *et al.* 1996b).

Como alternativa a los modelos de stock-reclutas se han generado una serie de criterios de explotación alternativos que no consideran éstos modelos.

La mortalidad por pesca $F_{20\%PH}$, corresponde a un umbral, por sobre la cual el riesgo de sobrepesca del reclutamiento se considera alto. Esta tasa de mortalidad permite no disminuir la producción de huevos (o la biomasa del stock desovante) de largo plazo por debajo de 20% de la producción de huevos virginal (Mace 1994).

Para la estimación de $F_{20\%PH}$, se adoptó la hipótesis de la dominancia de las hembras (Beverton y Holt, 1957, sección 6.1.2), según la cual el éxito de la



reproducción sólo depende de la disponibilidad de las hembras, por lo que la producción de huevos por recluta (PH/R) se estimará para este sexo.

$$PH / R = \sum_{i=i_r}^l \frac{F r_i (1 - e^{-(F r_i + M)})}{F r_i + M} e^{-\sum_{i=i_r}^{l-1} F r_i + M} fec_i m_i$$

A los parámetros ya definidos a propósito de la ecuación del Y/R se agrega la ojiva de madurez m_i y la fecundidad fec_i . La proporción de hembras maduras a la edad t que se obtiene a partir de la ojiva de madurez a la talla (Balbontín y Fisher 1981)

$$m_i = m(l(i)) = \frac{l}{1 + e^{a_m - b_m l(i)}}$$

la fecundidad por ecuación de la fecundidad a la talla (Balbontín y Fisher 1981).

$$fec = af L^{bf}$$

y la ecuación de crecimiento en talla (Aguayo y Ojeda 1987).

$$l(i) = L_\infty (1 - e^{-k(i-i_0)})$$

Luego el valor de $F_{20\%PH}$ se calcula resolviendo numéricamente la ecuación:

$$PH / R(F) - 0,2PH / R(0) = 0$$



b. Niveles de explotación recomendados como objetivos de manejo

Los niveles de explotación recomendados para un stock se pueden definir de dos formas, por una parte el stock debería ser explotado de forma tal de aprovechar la producción somática en el largo plazo y por otra parte, la explotación no debería afectar la capacidad de renovación del stock, de forma tal de permitir la persistencia del stock. Considerando estos dos conceptos se definen los siguientes objetivos de manejo.

b1. Objetivo de aprovechamiento del crecimiento somático del stock

A medida que aumenta la mortalidad por pesca el rendimiento obtenido del stock aumenta, describiendo una curva asintótica para el caso de merluza común (Payá y Aguayo 1993). Al acercarse a la asíntota el rendimiento marginal (rendimiento obtenido al aplicar una unidad más de mortalidad por pesca) disminuye acercándose a cero. Para permitir una explotación adecuada del stock, éste debería mantenerse con un nivel de rendimiento marginal positivo (Gulland y Boerema 1973).

La mortalidad por pesca $F_{0,1}$ corresponde a un nivel de explotación deseado, que permite mantener un rendimiento marginal positivo (Gulland y Boerema 1973).

Al igual que $F_{máx}$, el $F_{0,1}$ se obtiene a partir del modelo de rendimiento por recluta (Thompson y Bell, 1934) y corresponde a la tasa de mortalidad por pesca donde la pendiente de la curva de rendimiento por recluta alcanza el 10% de la pendiente en el origen (Gulland y Boerema 1973).

El valor de $F_{0,1}$ se calcula resolviendo numéricamente la ecuación



$$\left. \frac{\partial Y / R(F)}{\partial F} - 0,1 \cdot \frac{\partial Y / R(F)}{\partial F} \right|_{F=0} = 0$$

b2. Objetivo de mantención de la renovación poblacional

La pesquería debe ser explotada de forma tal que en el largo plazo se asegure la renovación de la población.

El $F_{40\%PH}$ es una mortalidad por pesca recomendada cuando la relación entre el stock y los reclutas es desconocida (Mace 1994 y Clark 1993), el cual es el caso de la merluza común (Payá *et al.* 1996b). El $F_{40\%PH}$ corresponde a la mortalidad por pesca que permite mantener en el largo plazo una producción de huevos igual al 40% de la producción de huevos virginal. Se calcula en forma similar a $F_{20\%PH}$, pero resolviendo numéricamente la siguiente ecuación:

$$PH / R(F) - 0,4PH / R(0) = 0$$

c. Variabilidad en los puntos biológicos de referencia

Debido a que el cálculo de los PBR supone una condición de equilibrio, éstos se estimaron para dos períodos. El primer período consideró desde 1989 a 1993, con el fin de recoger la situación más reciente del stock, y el segundo incluyó desde 1968 hasta 1995, para representar la condición histórica.

Las 1000 muestras aleatorias de los patrones de explotación (r_i) y los pesos promedios (w_i), se obtuvieron como el promedio de los resultados del ADASIM y de las matrices de pesos, respectivamente. Los años utilizados para calcular los promedios dependieron del período analizado.



Las 1000 muestras de mortalidad natural fueron las mismas empleadas en el programa ADASIM.

La madurez y la fecundidad fueron consideradas constantes.

3.3 Estimación del riesgo

El análisis de riesgo se basa en estudiar e incorporar en las estimaciones de CTP las principales fuentes de variación que se producen en las diferentes etapas del procedimiento de cálculo y estimar la probabilidad (riesgo) de sobrepasar el objetivo de manejo.

El estudio de la variabilidad en el procedimiento de estimaciones de abundancia inicialmente se trató con soluciones analíticas, basadas en el cálculo de varianzas y covarianzas, mediante el uso de estadística clásica, como el método delta. Ejemplos de estos procedimientos de análisis se encuentran en los estudios presentes en Beamish y McFarlane (1989). Entre éstos, Kimura (1989) deriva fórmulas para estimar la varianza debido a errores en los muestreos biológicos de las edades, longitudes y pesos, considerando diferentes estratos en el análisis. Tyler *et al.* (1989) simulan, mediante un modelo "pool" dinámico, el efecto de errores en la determinación de edad sobre los estimados de rendimientos por recluta. Otros ejemplos de estudios de los errores de determinación de edad son citados por estos autores. En el trabajo de Restrepo *et al.* 1992, se encuentran más citas de aproximaciones analíticas a las estimaciones de errores en el análisis secuencial de poblaciones.

Restrepo y Fox (1988) presentan un procedimiento de simulación de "Montecarlo" que incorpora el grado de conocimiento disponible de la incertidumbre de los



parámetros de entrada en un modelo de rendimiento por recluta de Beverton y Holt. Este procedimiento tiene la ventaja que no requiere de la aproximación analítica de la estadística clásica, sino que se basa en métodos intensos de remuestreo computacional. Francis (1992) mediante una simulación de "Montecarlo" realiza un análisis de riesgo del cálculo de una captura total permisible. Restrepo *et al.* (1992) realizan un análisis de riesgo de la captura total permisible, también utilizando simulaciones basados en métodos de "Montecarlo".

Las aproximaciones de los trabajos de Francis (1992) y Restrepo *et al.* (1992) son las que se aplicaron en el presente trabajo. Estas consisten básicamente en modelar las diferentes etapas del cálculo de la CTP y estimar las incertezas de éstas mediante simulaciones de "Montecarlo".

El riesgo es una probabilidad de que ocurra un evento no deseado en un plazo de tiempo determinado (Francis 1992) y puede ser definido de diferentes formas dependiendo de la pesquería, así Francis (1992) define el riesgo para la pesquería del "Orange Roughy" (**Hoplostostelus atlanticus**) como la probabilidad que en un plazo de 5 años la CTP sea mayor que dos tercios de la biomasa vulnerable al inicio de la temporada de pesca. Otro criterio de riesgo es la probabilidad que dentro de un plazo de 5 años la biomasa del stock desovante disminuya a menos del 20% de su valor virginal (ver citas de Cordue y Francis, 1994).

En el presente proyecto se analizaron cuatro tipos de riesgo considerando un horizonte de tiempo de 10 años para ver el efecto de aplicar diferentes capturas constantes. Sin embargo, las proyecciones se realizaron a partir del antepenúltimo año (1994) de la matriz de abundancia, por lo tanto se proyectaron en total 12 años. Al respecto, se debe considerar que a medida que aumenta el número de años proyectados, las proyecciones se hacen cada vez más



dependientes de los reclutamientos simulados y menos de las abundancias estimadas por el ADASIM. Por lo tanto y debido a que la proyección se inicia desde el vector de abundancia que posee 11 edades en las hembras y 9 en los machos, se consideró que 12 años de proyección era el máximo tiempo aceptable.

a. Riesgo de sobreexplotar por crecimiento

Probabilidad de sobrepasar el umbral de sobreexplotación por crecimiento, definido como $F_{m\acute{a}x}$.

b. Riesgo de sobreexplotar por reclutamiento

Probabilidad de sobrepasar el umbral de sobreexplotación por reclutamiento, definido por $F_{20\%PH}$.

c. Riesgo de no alcanzar el objetivo de explotación por crecimiento

Probabilidad de sobrepasar el objetivo de explotación por crecimiento, definido por $F_{0,1}$.

d. Riesgo de no alcanzar el objetivo de explotación por reclutamiento

Probabilidad de sobrepasar el objetivo de explotación por reclutamiento, definido por $F_{40\%PH}$.



3.4 Análisis retrospectivo de estrategia de captura constante

Como una forma alternativa de evaluar la estrategia de explotación de captura constante se realizó un análisis retrospectivo que evalúa el riesgo que hubiera existido al haber aplicado una estrategia de captura constante.

Para el análisis retrospectivo, se aplicó un modelo que presenta tres supuestos:

1. La relación número de reclutas producidos por huevos estimada para cada año (R_j/PH_{j-3}) desde los resultados del ADASIM es la correcta. Es importante notar, que al calcular la relación R_j/PH_{j-3} para cada año, se incluye las condiciones ambientales que determinaron la sobrevivencia de los huevos. Por lo tanto, al ajustar las mortalidades por pesca simulando una estrategia de captura constante, se modificará la producción de huevos (abundancia del stock parental), la cual cambiará los reclutamientos en forma directamente proporcional.
2. El incremento de los reclutamientos se traduce en un aumento directamente proporcional en la abundancia de la cohorte a través de los años.
3. Los patrones de explotación para cada edad y año ($r_{i,j}$) estimados desde los resultados del ADASIM son los correctos. Por lo tanto, al modificar las mortalidades por pesca simulando una estrategia de captura constante éstos no serán afectados.



a. Simulación de las abundancias y producción de huevos

Se emplearon las abundancias ($N_{i,j}$) estimadas por ADASIM, a partir de las cuales se calcularon las producciones de huevos anuales (aplicando las fórmulas descritas en las secciones anteriores) y la relación R_j/PH_{j-3} .

Los reclutas simulados (RS_j) al ajustar la captura constante se obtuvo por:

$$RS_j = R_j / PH_{j-3} \cdot PHS_{j-3}$$

en donde: R_j son los reclutas estimados por ADASIM; PH_{j-3} es la producción de huevos estimados por ADASIM y PHS_{j-3} es la producción de huevos al simular una captura constante.

El factor de aumento por simulación para la cohorte de cada año (FAS_j) como:

$$FAS_j = \frac{RS_j}{R_j}$$

y la abundancia de la cohorte a través de los años por:

$$NS_{i,j} = N_{i,j} FAS_{j-i-1}$$

b. Indicador de fracaso

Debido a que el riesgo es la probabilidad de fracasar en un criterio de explotación, se utilizó el siguiente indicador (IF), cuyos valores negativos registrarán el fracaso en la obtención del criterio de explotación o punto biológico de referencia (PBR):



$$IF = F_{PBR} - F_{ref,j}$$

donde F_{PBR} es la mortalidad por pesca del punto biológico de referencia (ver sección anterior) y $F_{ref,j}$ es la mortalidad por pesca de la edad de referencia del año 'j' que se estimó resolviendo numéricamente la siguiente igualdad:

$$CC = \sum_{i,r} \frac{F_{ref,j} r_{i,j}}{F_{ref,j} r_{i,j} + M} NS_{i,j} (1 - \exp(-F_{ref,j} r_{i,j} - M)) * w_{i,j}$$

en donde: CC es la captura constante; $NS_{i,j}$ es la abundancia simulada; $r_{i,j}$ el patrón de explotación y M la mortalidad natural.

c. Riesgo retrospectivo

De las 1000 evaluaciones de stock realizadas por el ADASIM se registró el número de fracasos, a partir del cual se estimó la probabilidad de fracaso.

El riesgo de fracaso retrospectivo se estimó para cada una de las tres capturas constantes a evaluar (ver sección anterior).

d. Índice de colapso de la estrategia de captura constante

En las simulaciones retrospectivas fue necesario definir otro tipo de colapso, el cual no está referido a los puntos biológicos de referencia, sino al fracaso de la estrategia de explotación de captura constante. Esta se produce por la incapacidad de la biomasa del stock y de la flota de mantener una captura constante, es decir, no importando el nivel de esfuerzo pesquero que se aplique la biomasa del stock no permite alcanzar el nivel de captura constante deseado.

La probabilidad de este colapso fue estimada como la proporción de las 1000 simulaciones en las cuales no fue posible mantener la captura constante.



V. RESULTADOS

1. Evaluación de stock

1.1 Matrices de datos para la evaluación

Las 100 matrices de captura en número y pesos medios a la edad fueron completadas incluyendo desde los años 1968 a 1979, permitiendo realizar los análisis para todo el período histórico (1968-1995).

En la figura 1, se muestra a modo de ejemplo la variabilidad de las frecuencias de longitud; así como los intervalos de confianza al 95% para 1990, resultantes de aplicar el programa FREQSIM.

Los resultados del programa KEYSIM, que realiza un "Montecarlo" de la probabilidad de pertenencia de una talla a una cierta edad, se ejemplariza en la figura 2. En primer lugar, se debe tener en cuenta que los individuos más jóvenes con una mayor tasa de crecimiento, los rangos de talla por edades presentan menores traslapos que en edades adultas. Esto se puede observar por ejemplo en las tallas de 30 y 34 cm que presentan sobreposiciones entre las edades de 2 y 4 y con una mayor probabilidad de pertenencia a la edad 3 ($P=0,5$). Por otra parte, la talla 38 muestra un mayor traslapo entre las edades (3-6) y con una mayor probabilidad de pertenencia la edad 4 ($P=0,6$). En todo caso, los límites de confianza 95% son estrechos, señalando una baja variabilidad en la relación talla-edad (Fig.2).

Las 100 matrices de captura en número y pesos medios a la edad, que se obtuvieron con el programa MATBOOTS muestran, en general, para la captura en número una variabilidad baja, a excepción de 1992, mientras que para los pesos promedios una



variabilidad mayor. En las figuras 3 y 4 se presentan como ejemplo la captura en número y los pesos por grupo de edad en hembras para las edades 4, 6 y 8.

La validación de las matrices de captura-edad y peso de la merluza común, mediante la comparación de la biomasa capturada versus el desembarque anual en el período 1968-1995, se presenta en la tabla 1. En general, los porcentajes de diferencias son muy bajos, excepto 1991 (-4,78%), siendo todos menores que el 5% definido como aceptable. Las causas de estas variaciones están relacionadas con las varianzas asociadas a los pesos promedios, no descartando la probabilidad de cambios en el factor de condición.

Las 100 muestras del número de individuos en las evaluaciones directas realizadas con hidroacústica fueron calculadas de forma similar (FREQSIM, KEYSIM y MATBOOTS) a las matrices de captura y fueron tomadas de Payá (1996). En la figura 5 se representa el promedio, así como los intervalos de confianza al 95%, del número de hembras.

Para realizar 1000 veces el ADASIM, se combinaron en forma aleatoria las 100 matrices de captura en número y pesos a la edad con las 100 matrices de número de individuos en la evaluación hidroacústica. Esto se realizó cuidando de no romper los vínculos entre sexos y entre captura en número y pesos medios.

1.2 Parámetros ajustados por ADASIM

a. Capturabilidades de la hidroacústica por edades

Los valores resultantes de los 1000 “bootstrapings”, fluctuaron entre 0,9000 (edad 2) y 1,000 (edad 13) en hembras y entre 0,900 (edad 2) y 1,006 (edad 9) en



machos. Comparando por grupo de edad, la capturabilidad es algo mayor en los machos. En ambos casos, los intervalos de confianza al 95% señalan una baja variabilidad (Tabla 2).

b. Mortalidad por pesca del último año

En las hembras las mortalidades por pesca fueron bajas fluctuando entre 0,031 (edad 13+) y 0,177 (edad 4), destaca que las mayores mortalidades se concentraron entre las edades 2 a 5 (Tabla 3). En los machos las mortalidades por pesca son mayores variando desde 0,062 (edad 2) y 0,225 (edad 9) (Tabla 3).

c. Mortalidades por pesca de la edades más viejas

Los valores para las hembras fluctuaron entre 0,032 (0,03-0,034) en 1995 y 1,871 (2,35-1,46) en 1968 (Tabla 4). En el caso de los machos las mortalidades fueron desde 0,198 (0,192-0,21) en 1995 hasta 2,222 (1,934-2,484) en 1968. Se aprecia que las mortalidades por pesca de machos son mayores que las de las hembras.

1.3 Resultados de la evaluación de stock

a. Biomasa totales (fracción 3+)

Para ambos sexos, la biomasa muestra una tendencia estable en torno a los 300 mil t entre 1973 y 1983 (Fig. 6a). A partir de 1984 comienza a incrementarse la biomasa total de merluza común, llegando a un máximo de aproximadamente 700 mil t en 1988, disminuyendo en los años siguientes hasta alrededor de 400 mil t en 1992. En 1993 y 1994 se produce un nuevo incremento de la biomasa, que alcanza en este último año un valor similar a 1988. El año 1995 que es el último



de la serie es levemente inferior, pero hay que considerar que en este tipo de análisis, los últimos años, no obstante la calibración con índices auxiliares externos, presentan cierta incertidumbre asociada.

La biomasa promedio de las hembras muestra una leve tendencia a aumentar desde el año 1974, alcanzando los mayores valores en 1989-90, con aproximadamente 380 mil toneladas. La declinación posterior es poco marcada a diferencia de los machos, cuyo patrón de evolución en el período 1968-95 marca en gran medida el patrón de las fluctuaciones anuales de la biomasa total (Fig 6b y 6c). Las mayores biomásas de los machos se presentan en 1988 con alrededor 300 mil t en ambos casos.

b. Número total de individuos (fracción 3+)

La abundancia promedio total o de ambos sexos, presenta un período de cierta estabilidad entre los años 1968 y 1983, con pequeñas fluctuaciones en torno a los 550 millones de individuos. Posteriormente, aumentan en forma sostenida, estabilizándose entre 1986 y 1988 en alrededor de 1500 millones de individuos. De 1988 en adelante disminuye el número de individuos del stock hasta aproximadamente 1000 millones en 1992, recuperándose luego el stock para alcanzar la mayor abundancia del período en 1994 con casi 1700 millones de individuos (Fig. 7a). El primer período de altas abundancias serían el resultado de reclutamientos exitosos sucesivos, en cambio la alta abundancia de 1994 estaría asociado a un solo reclutamiento exitoso.

La abundancia promedio de las hembras presentan, en general, una tendencia creciente en el período 1968-1994, mostrando valores máximos de alrededor de 750



millones entre 1986 y 1988, disminuyendo levemente en los años siguientes para nuevamente alcanzar un máximo cercano a los 800 millones en 1994 (Fig. 7b).

Los machos a diferencia de las hembras presentan una tendencia declinante entre 1968 y 1981 (550 millones a 300 millones), para luego presentar un notorio y sostenido aumento hasta alrededor de 800 millones de individuos en 1986-1988; posteriormente decae, llegando casi a los 300 mil t, iniciándose un rápido aumento de la abundancia para culminar con aproximadamente 900 millones de individuos en 1994 (Fig. 7c).

c. Mortalidad por pesca promedio

La mortalidad por pesca promedio ponderada por la abundancia, presenta una etapa declinante hasta 1976, con valores de F de alrededor de 0,5 en 1968 para ambos sexos a 0,05 en hembras y 0,11 en machos en el último año (Fig. 8a y 8b).

Esta etapa estaría relacionada con la reducción de tamaño del stock de merluza común, y el período de relativa estabilización que se observa hasta 1990 está asociado a la disminución del esfuerzo de pesca condicionado por las restricciones de la autoridad normativa a utilizar merluza común para la producción de harina, lo que produjo un desincentivo en los usuarios, ya que el mercado de consumo interno era muy limitado.

En los últimos años, aún cuando ha aumentado la captura en forma importante no se observa una respuesta más significativa de F en ambos sexos, sólo en 1992 se aprecia un máximo para decaer nuevamente en 1991. Esto es más evidente en los machos que presentan un valor $F=0,3$ para luego disminuir (Figs. 8a y 8b).



d. Reclutamiento de individuos de 3 años de edad

El tamaño de reclutamiento promedio total en el período 1968-95 muestra una etapa de estabilidad en alrededor de 350 millones de individuos (Fig. 9a). En una segunda etapa, el reclutamiento a la pesquería de los individuos de 3 años se incrementa presentando dos máximos, uno 1984-86 (600 millones) y el otro en 1993-94 (800 millones).

En general, el número de reclutas a la edad 3 es mayor en los machos. En 1985 aún cuando ambos sexos presentan un valor máximo cercano a los 300 millones, en los machos este orden de magnitud se extiende a 1984 y 1986. Sin embargo, el segundo mayor reclutamiento corresponde a machos con 500 millones de individuos de 3 años (Fig 9b y 9c).

1.4 Comparación con evaluaciones de stock anteriores

Para estas comparaciones la evaluación de stock de 1997 corresponde a la realizada en el presente proyecto.

a. Biomasa total de las tres últimas evaluaciones de stock

Las biomasa total promedio del stock correspondientes a las tres últimas evaluaciones presentan, en general, las mismas tendencias en el período 1968-95 correspondientes a las evaluaciones de stock de 1995 y 1997, y en el período 1980-95 para la evaluación de stock de 1996 (Fig. 10a). Cabe señalar que la evaluación de 1997 entrega mayores valores de biomasa en el período 1984-90, con un valor máximo de alrededor de 700 mil t en 1988, comparado con las dos otras evaluaciones que estiman valores de aproximadamente 580 mil t (eval. 1995) y 550 mil t (eval. 1996).



La sobreposición de los intervalos de confianza al 95%, para las biomasa en la evaluación de 1996 y 1997, muestran que no existen diferencias estadísticas significativas entre ellas (Fig. 10b).

b. Número de individuos totales de las tres últimas evaluaciones de stock

La abundancia total del stock muestra una leve tendencia a disminuir entre 1968 (900 millones) hasta 1979 (700 millones). El número promedio total de individuos del stock de merluza común estimado en las evaluaciones de 1995 y 1997 es comparable para todo el período. En cambio, la evaluación del stock de 1996 es sólo comparable desde 1980 en adelante (Fig.11a). En primer lugar, cabe señalar que los tamaños del stock correspondientes a los años 1995 y 1997 presentan una primera etapa con valores muy similares, con una leve tendencia a la disminución desde 900 millones de individuos en 1968 a cerca de 700 millones en 1979. A partir de 1980, las abundancias estimadas en las distintas evaluaciones de stock presentan, en general, las mismas fluctuaciones con dos máximos (1987 y 1994), siendo las abundancias estimadas en 1987 mayores que las otras dos.

La sobreposición de los intervalos de confianza al 95%, para el número de individuos en la evaluación de 1996 y 1997, muestran que no existen diferencias estadísticas significativas entre ellas (Fig. 11b).

c. Mortalidad por pesca promedio de las tres últimas evaluaciones de stock

Las mortalidades por pesca promedio correspondiente a las tres últimas evaluaciones son muy consistentes, ya que presentan un traslazo prácticamente total en el período 1968-95 (Fig.12a). Los intervalos de confianza al 95% indican



que no existen diferencias estadísticas entre las evaluaciones de stock de 1996 y 1997 (Fig.12 b).

d. Número de reclutas en las tres últimas evaluaciones

El número promedio de reclutas de edad 3 de las tres últimas evaluaciones siguen la tendencia del número y biomasa del stock. Sin embargo, hay que destacar que a partir de 1985 el número de reclutas estimado por la evaluación 1997 es algo mayor que los otros (Fig.13 a), pero esta diferencia no es estadísticamente significativa (Fig. 13b).

2. Puntos biológicos de referencia

2.1 Datos usados en los PBR

La ojiva de madurez indica que la edad de primera madurez (50% maduros) corresponde aproximadamente a los 4 años y que a los 5 años la mayoría (>95%) de los individuos se encuentran maduros (Fig.14a).

La fecundidad aumenta linealmente con la edad (Fig. 14b). El mayor aumento de la fecundidad de la edad 13+ se debe a que esta corresponde a un grupo "plus".

El peso a la edad promedio entre 1989 y 1993, también aumenta linealmente con la edad, produciendo un mayor aumento en la edad 13+, por ser un grupo "plus" (Fig. 14c).

El patrón de selectividad promedio desde 1989 hasta 1993, aumenta rápidamente en las primeras edades, luego aumenta a una tasa menor, para finalmente presentar el mayor valor en la edad más vieja (Fig. 14d).



Los valores promedios de los pesos promedios y la selectividad para todo el período histórico se presentan en la figura 15. La mayor diferencia se aprecia en la selectividad, que en este caso está más distribuida hacia las edades intermedias. El hecho que la mortalidad por pesca de la edad más vieja sea la mayor, se debe a que corresponde a un grupo “plus” que considera varias edades, el cual debió agruparse en la edad 13 para obtener toda la serie histórica, debido a que en los setenta no aparecieron individuos mayores que esta edad, no así en los ochenta donde han aparecido ocasionalmente individuos de hasta 16 años.

2.2 Puntos biológicos de referencia

a. Período 1989-1993

La mortalidad por pesca $F_{m\acute{a}x}$ presenta una gran variabilidad en ambos períodos (Fig. 16). Esto se debe a que el rendimiento por recluta con el aumento de la mortalidad por pesca presenta una conducta asintótica. Lo anterior produjo que la mayoría de los 1000 $F_{m\acute{a}x}$ calculados alcanzaran valores extremadamente altos, que no son aceptables, ya que no pueden ser alcanzados por la flota. Debido a ésto, este PBR no fue considerado en los análisis de riesgo posteriores.

El PBR $F_{0,1}$ fluctuó entre 0,8 y 1,8, con un valor modal de 1, siendo muy similar al PBR $F_{40\%PH}$, el cual varió entre 0,8 y 1,6, con la moda en el valor 1,2 (Fig. 17a). La sobreposición casi total de estos dos PBR, indican que no presentan diferencias estadísticamente significativas entre ellos. Por su parte, el PBR $F_{20\%PH}$ se distribuyó entre 2,0 y 3,2, con un moda de 2,2.



b. Período 1968-1995

El $F_{0,1}$, fluctuó entre 0,6 y 1,2, presentando un moda de 0,8, que es menor que la estimada para el período 1968-1993 (Fig 17b). La sobreposición de $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$, aumentó en comparación al período más reciente, siendo casi total. El $F_{20\%PH}$, también disminuyó al considerar todo el período histórico, fluctuando entre 1,4 y 2,4, con una moda de 1,8. No obstante, las distribuciones de cada PBR en los dos períodos se sobreponen en forma importante, siendo mayor de un 5%, por lo que no presentan diferencias estadísticamente significativas.

2.3 Proyecciones de reclutamientos

El modelo lineal entre los reclutamientos del año $j+1$ y el año j , fue altamente significativo y explicó el 60% de la variabilidad de los datos (Tabla 5 y Fig.18a). Los residuos se distribuyeron uniformemente en torno a los valores estimados, sin presentar alguna tendencia clara, mostrando buena conducta (Fig. 18b).

Las proyecciones de los reclutamientos presentaron fluctuaciones aleatorias correlacionadas, evitándose fluctuaciones puramente aleatorias, y generando períodos de buenos y malos reclutamientos. En la figura 19 se presentan ejemplos de las proyecciones, en las cuales se pueden apreciar diferentes conductas: crecientes; decrecientes; ondulatorias, etc.

3. Riesgos proyectados

3.1 Captura constante máxima (CCM): 100 mil t

Para definir la CCM, se consideró la menor biomasa total de ambos sexos, como el menor valor del límite inferior al 95%, el cual correspondió a 180 mil t en el año



1968. Siguiendo el criterio de Caddy y Mahon (1995), la CCM debería ser menor que esta biomasa, ya que la historia de la pesquería indica que en 1968 se realizó el máximo desembarque con 128 mil t, luego del cual se produjo una fuerte disminución de las capturas, debido a una situación de sobreexplotación por reclutamiento (Aguayo y Young 1982). Debido a esto, se consideró que la CCM debería dejar a lo menos el 40% de la biomasa en el mar, lo cual se aproximó a un valor de CCM de 100 mil t.

a. Biomosas proyectadas con captura de 100 mil t

Las proyecciones que consideraron las capturas reales realizadas hasta el año 1996 y desde 1997 una captura constante de 100 mil t, muestran que la biomasa total de ambos sexos aumenta desde 722 mil en 1994 hasta 781 mil t en 1997, para luego disminuir sostenidamente hasta 613 mil en 2005 (Fig. 20a). Esta disminución de la biomasa es más intensa en los machos que en las hembras (Fig. 20b y 20c). Por otra parte, los intervalos de confianza se incrementan con los años, mostrando que a medida que se aumenta el tiempo de las proyecciones, éstas se hacen cada vez más imprecisas.

b. Mortalidades por pesca proyectadas con captura de 100 mil t

Los valores de F para hembras presentaron una tendencia promedio creciente, desde 0,5 en 1994 hasta 1,5 en 2005, con un intervalo de confianza asimétrico y creciente con los años, indicando una mayor incerteza hacia los valores de F mayores (Fig. 21a).



Los machos presentan valores de F mayores que las hembras, presentando también una tendencia creciente, desde 0,8 en 1994 hasta 3 en 2005 (Fig. 21b). La incerteza en machos fue mayor que en hembras, como se aprecia por la mayor amplitud del intervalo de confianza, que alcanza límites superiores que son imposibles de realizar por las flotas pesqueras. Esto se debe a que las biomazas son muy bajas por lo que para alcanzar la captura de 100 mil t, se debería aplicar mortalidades por pesca excesivamente altas.

c. Riesgo proyectado con captura de 100 mil t

c1. Riesgo de no alcanzar el objetivo de manejo

Debido a que los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ se sobreponen, las probabilidades de riesgo para estos dos PBR son similares, pero cambian según el período de años considerado en sus cálculos (Tabla 6). Para el período 1989-1993, que refleja la condición más actual del stock, se aprecia que los riesgos de sobrepasar $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ son inexistentes hasta 1996, pero luego aumentan linealmente hasta alcanzar una probabilidad de 0,45 en el 2005 (Fig.22). Para el período 1968-1995, el riesgo aumenta fuertemente desde 0,05 en 1996 hasta 0,4 en 1997, para luego aumentar linealmente hasta 0,65 en 2005.

c2. Riesgo de sobreexplotación

Como se mencionó anteriormente, el PBR F_{\max} no se utilizó debido a su gran incerteza, producida por la naturaleza asintótica del Y/R con la mortalidad por pesca. El riesgo de sobreexplotar por reclutamiento o sobrepasar $F_{20\%PH}$ fue inexistente hasta el año 2000, para luego aumentar lentamente hasta una



probabilidad de 0,1 en el 2005 (Fig. 22 y Tabla 6). Este riesgo es levemente mayor cuando se consideró todo el período histórico en el cálculo de $F_{20\%PH}$.

3.2 Captura constante de 85 mil t

a. Biomosas proyectadas con captura de 85 mil t

La biomasa promedio proyectada disminuyó desde 783 mil t en 1996 hasta 676 mil t en 2005, con una tendencia a aumentar la incertidumbre con los años (Fig.23a). Los machos presentaron una mayor tasa de declinación que las hembras (Figs. 23b y 23c).

b. Mortalidades por pesca proyectadas con captura de 85 mil t

Los valores de F de hembras presentaron un leve aumento desde 0,6 en 1996 hasta 0,7 en 2005, con un fuerte crecimiento de la incerteza con los años, especialmente hacia los valores mayores (Fig. 24a). Por su parte, el valor promedio de los F de los machos crecieron desde 0,9 en 1996 hasta 1,5 en 2005 (Fig. 24b). En ambos sexos los valores promedios de F en 2005 alcanzaron la mitad de los valores que se produjeron para ese mismo año con una captura constante de 100 mil t.

c. Riesgo proyectado con captura de 85 mil t

c1. Riesgo de no alcanzar el objetivo de manejo

Los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ estimados en base al período 1989-1993 fueron nulos hasta 1997, luego aumentaron linealmente hasta una



probabilidad de 0,2 en 2005 (Fig.25 y Tabla 6)). Este riesgo en el último año es la mitad del obtenido con una captura constante de 100 mil t.

Analizando los PBR estimados de toda la información histórica, se observa que el riesgo de sobrepasar $F_{0,1}$ fue prácticamente cero en 1995 y luego aumentó hasta 0,12 en 1996, para posteriormente crecer en forma lineal, alcanzando el valor de 0,37 en 2005 (Fig.25). Por su parte, el riesgo de sobrepasar $F_{40\%PH}$ creció linealmente desde cero en 1995 hasta 0,34 en 2005, siendo siempre menor que el riesgo de sobrepasar $F_{0,1}$.

Las probabilidades de riesgo alcanzadas en 2005 fueron cercanas a un medio de las producidas para ese mismo año con una captura de 100 mil t.

c2. Riesgo de sobreexplotación

No se produce riesgo de sobreexplotación por reclutamiento ($F_{20\%PH}$) hasta el 2001, luego se genera un nivel de riesgo despreciable menor 0,05 hasta 2005 (Fig.25 y Tabla 6).

3.3 Captura constante de 60 mil t

a. Biomosas proyectadas con captura de 60 mil t

La biomasa promedio proyectada de ambos sexos se mantuvo similar a lo largo de todo el período proyectado en torno a las 780 mil t (Fig.26a). Esto se produjo por el balance entre el aumento de la biomasa de hembras y la disminución de la machos (Figs. 26b y 26c).



b. Mortalidades por pesca proyectadas con captura de 60 mil t

Los valores promedios de F de hembras aumentaron de 0,5 en 1994 hasta 0,6 en 1996, luego disminuyeron hasta 0,45 en 1997 y posteriormente disminuyeron levemente hasta 0,4 en 2005 (Fig. 27a). En los machos los valores de F promedio fluctuaron alrededor de 0,8 entre 1994 y 1996, luego disminuyeron a 0,5 en 1997, para finalmente aumentar hasta 0,7 en 2005 (Fig.27b).

c. Riesgo proyectado con captura de 60 mil t

Todos los tipos de riesgo resultaron inexistentes o despreciables, con valores menores 0,04, excepto en 1996 en que se alcanzaron probabilidades de 0,12 para $F_{0,1}$ y 0,05 para $F_{40\%PH}$ (Fig.27 y Tabla 6).

4. Riesgos retrospectivos

4.1 Riesgo de colapso de la estrategia de captura constante

Este riesgo presentó una conducta que fue ajustada exitosamente a una curva logística, destacándose que la probabilidad de riesgo fue nula con una captura de 70 mil t, 0,5 con 72 mil t y casi total con 75 mil t (Fig. 29a).

Para analizar la conducta del stock en su situación más actual, se repitieron los análisis considerando de 1982 hasta 1995. Los resultados muestran que la conducta logística del riesgo es notablemente diferente, siendo el riesgo casi nulo a 60 mil t, 0,5 a 77,5 mil t y total a 90 mil t (Fig. 29b).



4.2 Riesgos de sobrepasar los PBR para el período 1968-1995.

a. Riesgo que hubiera existido con una captura constante de 75 mil t

Los niveles de F que hubiera experimentado el stock de hembras se presentaron fluctuando entre 0,8 y 2,5 entre 1968 y 1979, luego crecen sostenidamente hasta llegar a ser incapaces de producir la captura de 75 mil t, es decir, hasta el colapso de esta estrategia de captura constante (Fig. 30). Al comparar estos niveles de F con los PBR promedios, se aprecia que a partir de 1980 todos los PBR son ampliamente sobrepasados.

El riesgo de sobrepasar los diferentes PBR fue igual a 1 desde 1980 en adelante (Fig 31). En los años anteriores, el riesgo de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fueron altos, con excepción de 1969 y 1971. Por otra parte, los niveles de riesgo de sobrepasar el PBR de $F_{20\%PH}$ fueron bajos, excepto en 1976.

Es importante notar que los riesgos de sobrepasar los PBR fueron iguales a 1 varios años antes que la estrategia de captura constante colapsara.

b. Riesgo que hubiera existido con una captura constante de 72 mil t

En el período 1968-1974 y en 1978, los valores de F producidos con 75 mil t fluctuaron en torno a los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$, el resto de los años, en general, se mantuvo por sobre el PBR $_{20\%PH}$ (Fig.32).

Los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%}$, fueron siempre altos, a excepción de 1969, 1971 y 1972 y a partir de 1975 fueron prácticamente iguales a 1 (Fig. 33). El riesgo de sobreexplotar por reclutamiento fue bajo hasta 1979, con la excepción de 1976, luego desde 1980 este riesgo fue muy alto (Fig. 33).



c. Riesgo que hubiera existido con una captura constante de 70 mil t

Las F producidas con capturas de 70 mil t, se mantuvieron en torno a los valores $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ hasta 1974, aumentaron en 1976 y disminuyeron en 1978 y 1979, luego aumentaron hasta 1981, superando el $F_{20\%PH}$ y finalmente presentaron una tendencia decreciente hasta 1995, disminuyendo hasta los valores más bajos de la serie histórica (Fig.34). Estos valores siempre fueron menores que el PBR $F_{20\%PH}$ con excepción de 1981.

Los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ en general fueron altos (0,6-1), con excepción de los años 1969, 1971, 1978, 1994 y 1995 que presentaron valores bajos (0-0,1) (Fig.35). Por su parte, el riesgo de sobreexplotar por reclutamiento ($F_{20\%PH}$) fue siempre muy bajo (0-0,1), exceptuando 1981, 1983 y 1986.

4.3 Riesgos de sobrepasar los PBR para el período 1982-1995

a. Riesgo que hubiera existido con una captura constante de 90 mil t.

Desde 1982 hasta 1986, los valores de F fluctuaron entre $F_{0,1}$ y $F_{20\%PH}$, luego superaron ampliamente estos niveles, presentando un crecimiento sostenido hasta 1995, con excepción de 1992 y 1993 (Fig.36). En todo el período estos F superaron a los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ y desde 1987 al $F_{20\%PH}$.

El riesgo de sobrepasar $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fue siempre alto, mientras que el riesgo de sobreexplotar por reclutamiento fue bajo en 1983, pero luego aumentó para mantenerse cercano 1 desde 1989 en adelante (Fig.37).



b. Riesgo que hubiera existido con una captura constante de 77,5 mil t

La captura de 77,5 mil t produjo valores de F que presentaron una tendencia creciente desde 0,8-1,2 en 1982-1986 hasta 5,5 en 1995 (Fig. 38). A lo largo de toda la serie los valores de F fueron mayores que los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ y superaron el $F_{20\%PH}$ a partir de 1989.

El riesgo de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fue siempre alto (0,9-1), excepto en 1983 y 1985, mientras que las probabilidades de sobreexplotar por reclutamiento ($F_{20\%PH}$) presentaron valores bajos hasta 1985, para luego aumentar a niveles altos (0,5-0,8) hasta 1995 (Fig.39).

c. Riesgo que hubiera existido con una captura constante de 60 mil t

Los F con captura de 60 mil t fluctuaron alrededor de los valores de $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ y nunca alcanzaron valores cercanos a $F_{20\%PH}$ (Fig. 40).

El riesgo de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ presentó fuertes fluctuaciones entre valores de probabilidad de 0,1 (1983, 1985 y 1992) y 0,7 (1982 y 1990). El riesgo de sobrepasar el PBR $F_{20\%PH}$ fue prácticamente despreciable durante toda la serie histórica (Fig. 41).



VI. DISCUSIÓN

1. Evaluación de stock

En la presente evaluación de stock se realizó un esfuerzo importante en completar las matrices de captura en número y pesos a la edad, agregándose información desde 1968 hasta 1979, lo cual permitió analizar toda la serie histórica de información disponible. La necesidad de agregar este período a los análisis quedó en evidencia en la evaluación de stock realizada en 1995 por Payá *et al.* (1996b), la cual mostró que las abundancias del stock experimentaron un fuerte cambio de nivel, desde biomásas de 250 mil t en el período 1968-1981 hasta niveles de 500 mil t a partir de 1982.

La importancia de considerar toda la información histórica quedó demostrada en los análisis del riesgo retrospectivos, en los cuales se debió ajustar dos modelos logísticos de riesgo de colapso de la estrategia de captura constante, uno para el período 1968-1995 y otro para 1982-1995. Por otra parte, el considerar toda la serie histórica o sólo el período más reciente, también afectó los estimadores centrales de los puntos biológicos de referencia.

Los resultados obtenidos en la presente evaluación de stock fueron altamente consistente con las dos evaluaciones anteriores (Payá *et al.* 1996b y 1996c). Sin embargo, es importante destacar algunas diferencias entre estas evaluaciones. La evaluación de 1995 (Payá *et al.* 1996b) fue realizada en septiembre de 1995 considerando la matriz de captura hasta agosto de 1995 y sin considerar análisis de incertidumbre. Esto explica por que las abundancias estimadas en aquella oportunidad para 1995 fueron levemente inferiores a las otras dos evaluaciones. Por otra parte, en la evaluación de 1996 las matrices de captura incluyeron toda la



captura realizada en 1995 y por primera vez se realizaron análisis de incertidumbre, aplicando el ADASIM con 100 matrices de captura en número y pesos a la edad y calibrándolo con 100 matrices de número de individuos en las evaluaciones de hidroacústica. En la presente evaluación, se aumentó la variabilidad, ejecutando el ADASIM con 1000 combinaciones aleatorias de las 100 matrices de captura y de hidroacústica. Esto explica por que los intervalos de confianza de la presente evaluación son más amplios e incluyen los intervalos de confianza de la evaluación de 1996.

Los principales resultados de las evaluaciones de stock indican que el stock de merluza común experimentó una fuerte sobreexplotación por reclutamiento en la década de los sesenta (Aguayo y Young 1982), que produjo el máximo desembarque histórico de 128 mil t en 1968, luego del cual la abundancia se mantuvo estable en torno a las 300 mil t hasta 1983. A partir de 1984, se verificaron cambios importantes, duplicándose los niveles de abundancia, que se situaron en torno a las 600 mil t. Estos fuertes cambios de la abundancia son el resultado del aumento de los reclutamientos, principalmente entre 1983-1988 y 1992-1994. Lo anterior produce que aunque la abundancia del recurso en 1995 sea alta, ésta no sea robusta, ya que el stock está compuesto principalmente por dos clases anuales (Payá *et al.* 1996b y 1996c).

Estudios recientes (Payá *et al.* 1997) muestran que las fuertes fluctuaciones de los reclutamientos se relacionan estrechamente con las condiciones ambientales. Los reclutamientos son favorecidos por condiciones intermedias de turbulencia en la época de desove, existiendo una ventana ambiental óptima (*sensu* Cury y Roy 1989), para los reclutamientos. Esto se basa en que en ambientes tipo Ekman, la turbulencia se relaciona linealmente con las surgencias, por lo tanto, a niveles crecientes de turbulencia aumentan las surgencias, lo que produce el aumento de



la productividad primaria y secundaria, favoreciendo la sobrevivencia de huevos y larvas, sin embargo, por arriba de 219-297 m/s³, la turbulencia es tan alta que produce la dispersión del alimento perjudicando la sobrevivencia de las larvas.

2. Proyecciones de reclutamientos y biomاسas

El procedimiento desarrollado para proyectar los reclutamientos generó conductas similares a las observadas en la historia de la pesquería, permitiendo además restringir los valores proyectados dentro de los límites históricos observados.

En este análisis de los reclutamientos destaca el hecho de la fuerte correlación temporal existente entre los reclutamientos de un año y el del año anterior. Esto significa que existen períodos en que se producen crecimientos y decaimientos secuenciales, los cuales se aprecian claramente en la conducta histórica de los reclutamientos (Fig.9). Estos períodos, como se mencionó anteriormente, estarían relacionados con los cambios en las condiciones ambientales. Aunque, lo ideal para análisis futuros sería poder incorporar las condiciones ambientales en las proyecciones de reclutamientos, ésto resulta hasta el momento imposible, dada la impredecibilidad del ambiente. Otro método que sería conveniente explorar en futuros análisis, es separar la fracción denso-dependiente de la denso-independiente y ajustar un modelo stock-reclutamientos denso-dependientes, como el ajustado recientemente por Payá *et al.* (1997) para merluza común. Sin embargo, en este caso persistiría la impredecibilidad de la fracción denso-independiente que se relaciona con las condiciones ambientales.

Por otra parte, los intervalos de confianza al 95% de las proyecciones de biomاسas y mortalidades por pesca presentaron una tendencia creciente con el aumento de los años de proyección. Lo anterior significa que cada vez que se



proyecta un año más aumenta la incertidumbre de los estimados. Este hecho se explica porque en los primeros años de la proyección las abundancias dependen del vector de abundancias a la edad utilizado para iniciar las proyecciones. Luego a medida que aumentan los años de la proyección crece la importancia de los reclutamientos proyectados, en el caso de las hembras que presentaron 11 edades, al cabo de 12 años las proyecciones comienzan a depender sólo de los reclutamientos proyectados. Debido a ésto, todas las proyecciones sólo se realizaron hasta el año 2005, proyectando un total de 11 años.

3. Puntos biológicos de referencia

El PBR $F_{m\acute{a}x}$ definido como umbral de sobreexplotación por crecimiento aplica cuando la curva de rendimiento por recluta (Y/R) versus mortalidad por pesca presenta una máximo claro, luego del cual éste decrece. Sin embargo, en el caso de merluza común la curva de Y/R versus F presenta una conducta asintótica, lo cual produce niveles de $F_{m\acute{a}x}$ muy altos y con mucha incertidumbre, por lo que son inaceptables como umbrales de sobreexplotación por crecimiento.

Todos los PBR calculados suponen condiciones de equilibrio del stock, que significan que el patrón de selectividad, los pesos promedios, la fecundidad, la madurez y la mortalidad natural no cambian en el tiempo. Esto explica por que se obtienen valores diferentes para los PBR cuando se calculan considerando toda la serie histórica (1968-1995) o sólo los años más recientes (1989-1993). El período de tiempo considerado afecta el cálculo del patrón de selectividad y de los pesos promedios, ya que la mortalidad natural, la fecundidad y la madurez fueron las mismas para ambos períodos.



Las estimaciones de los PBR basadas en toda la serie histórica fueron más conservadoras que las realizadas considerando los años más recientes. La moda del $F_{0,1}$ disminuyó de 1 a 0,8, la del $F_{40\%PH}$ de 1,2 a 0,8 y la del $F_{20\%PH}$ de 2,2 a 1,8 (Fig.17). Esto se explica por que al usar toda la serie histórica se incluye el período (1968-1983) en que el stock presentaba una menor abundancia.

Al considerar toda la serie histórica para estimar los PBR, se trata de obtener una condición de equilibrio en base al promedio de la conducta histórica del stock. Sin embargo, resulta evidente que el stock de merluza común no se mantuvo en condiciones de equilibrio, ya que presentó un fuerte cambio de nivel de las biomazas, desde 300 mil t en 1968-1983 hasta 600 mil t en 1984-1995, con fuertes fluctuaciones de los reclutamientos (Figs. 6 y 9). Como alternativa para las proyecciones de riesgo, se supone que la condición de equilibrio del stock en el futuro será similar a la conducta promedio de los años más recientes (1989).

Resulta claro que el supuesto de equilibrio para estimar los PBR es difícil de sostener en merluza común, debido a ésto en futuros estudios se deberá invertir esfuerzos en estudiar nuevas formas de estimar los PBR, que no requieran del supuesto de equilibrio, como la que proponen Ehrhardt y Legault (1997).

4. Riesgos proyectados

La base de años a partir de la cual se calculan los PBR afectan los niveles de riesgo. Si se consideran los PBR calculados en base a los años más recientes (1989-1993), en los cuales la abundancia del stock es mayor, se obtienen niveles de riesgo menores que al usar los PBR estimados sobre la base de toda la serie histórica, en la cual se registraron períodos de baja y alta abundancia.



Los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ basados en el período 1989-1993, fueron bajos para las capturas constantes menores. La captura constante de 100 mil t alcanzó un riesgo de 0,45 en el año 2005, la de 85 mil t un 0,2 y la de 60 mil t 0,01. Estos niveles bajos de riesgo se explican por que la biomasa a partir de la cual se inicia la proyección es alta (722 mil t en 1994) y por que los PBR reflejan la condición de gran abundancia existente entre 1989 y 1993.

Por su parte, los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ basados en el período 1968-1995, fueron altos para la captura constante de 100 mil t, alcanzando en el año 2005 una probabilidad de 0,6. Al disminuir la captura constante a 85 mil t, los riesgos bajaron a 0,35 y con 60 mil t fueron despreciables.

Por otra parte, el período de tiempo considerado en la definición del riesgo resulta muy importante. Esto se aprecia en la conducta creciente a través de los años de las trayectorias de riesgo, es decir, al considerar un mayor tiempo de análisis aumentan los riesgos estimados. Al respecto, Francis (1992), quién consideró 5 años para evaluar el riesgo en la especie "orange roughy", menciona que este lapso de tiempo no fue lo suficiente largo para incluir todo el riesgo asociado con las estrategias de manejo evaluadas. Sin embargo, para este autor este lapso de 5 años parece ser adecuado debido a que sería el tiempo que demoraría una cuota de captura en ser reducida a los niveles recomendados. Además, un riesgo de carácter inmediato puede ser comunicado a los administradores y pescadores en un plazo de tiempo corto. Por otra parte, reducir mucho el tiempo de análisis puede ser contraproducente, ya que puede tender a retardar el momento en que llegue a ser evidente que se debe reducir la cuota de captura.



En el caso de merluza común, considerar un período de 5 años para estimar el riesgo resulta más recomendable, en términos del aumento de las incertidumbres en las proyecciones de biomásas y mortalidades por pesca. Esto se aprecia al observar como aumentan notoriamente los intervalos de confianza al 95%, luego del quinto año (2000) en las abundancias y en las mortalidades por pesca (Figs. 20 a 26).

Al analizar los riesgos al cabo de 5 años, se obtiene que los niveles de riesgo son notablemente menores que si consideran 10 años (Tabla 6). Por otra parte, de las tres capturas analizadas, la de 85 mil t genera riesgos más cercanos al valor 0,1 de riesgo establecido en comisiones internacionales, como la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos, CCAMLR (Agnew *et al.* 1997). La captura de 85 mil t, considerando los PBR estimados sobre la base histórica (1968-1995), representa una probabilidad de riesgo de 0,17 y 0,22 de sobrepasar el $F_{40\%PH}$ y $F_{0,1}$, respectivamente. Al considerar los PBR del período más reciente (1989-1995) estos riesgos disminuyen a 0,047 y 0,06.

5. Riesgos retrospectivos

El fuerte cambio del nivel de la abundancia desde 300 mil t en 1968-1983 hasta 600 mil t en 1984-1995 generó un fuerte impacto en los resultados de las simulaciones, ya que iniciar las simulaciones desde 1968 significó partir desde un stock con baja abundancia. Debido a lo anterior las simulaciones fueron repetidas considerando como año inicial a 1982, ya que en este año comenzaron a aumentar los reclutamientos y los niveles de abundancia.

Considerando el riesgo de colapso de la estrategia de captura constante basado en la simulación de toda la serie histórica, lo ideal (sin riesgo) hubiera sido aplicar



una captura constante de a lo más de 70 mil t. Por otra parte, si la estrategia se hubiera empezado a aplicar desde 1982 la captura constante no debería haber superado las 60 mil t, para que el riesgo de que esta estrategia fallara fuera nulo.

El hecho que en el período más reciente la captura constante deba ser menor, es producto de la mayor fluctuación de los reclutamientos y el menor éxito reproductivo de este período.

En el análisis del período 1968-1995, los riesgos de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ de las capturas constantes de 75 y 72 mil t fueron en general muy elevados (0,9-1), mientras que con la captura de 70 mil t estos disminuyeron a valores bajos (0,1) en algunos años. Los riesgos de sobrepasar $F_{20\%PH}$ fueron altos desde 1980 para las capturas de 75 y 72 mil t, pero para la captura de 70 mil t. sólo se observaron tres años riesgosos.

Al iniciar los análisis a partir de 1982, las capturas constantes de 90 y 77,5 mil t hubieran generado, a lo largo de todo el período, probabilidades altas de sobrepasar los PBR $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ y desde 1989 altos riesgos de sobrepasar el PBR $F_{20\%PH}$. Por su parte una captura de 60 mil t hubiera producido riesgos de sobrepasar $F_{0,1}$ y $F_{40\%PH}$ fluctuantes en torno a una probabilidad de 0,3, con períodos de valores de riesgo altos y bajos, mientras que escasos riesgos de sobrepasar $F_{20\%PH}$.

El riesgo de colapso de la estrategia de captura constante, se debe diferenciar muy bien de los riesgos asociados a los PBR, ya que el primero sólo significa que durante el período analizado no fue posible mantener la captura constante propuesta. Al respecto, es importante notar que la estrategia de captura constante colapsó luego de varios años en que los riesgos de sobrepasar los PBR se



mantuvieron altos. Por lo tanto, con altos niveles de riesgo de sobrepasar los PBR es posible predecir el colapso de la estrategia de captura constante.

6. Comparación de los riesgos proyectados y los retrospectivos

¿Cual tipo de riesgo se debe considerar para definir una captura constante ?. La respuesta se puede buscar en términos de cual de los análisis presenta menor incertidumbre y supuestos. El riesgo proyectado se basa en el vector de abundancia del año de inicio de la proyección y en el modelo utilizado para proyectar los reclutamientos, mientras que el análisis retrospectivo requiere suponer que los patrones de selectividad y el éxito de los reclutamientos (R/H), son independientes de la captura constante que se aplique. Debido a que ambos procedimientos de estimación de riesgo presentan supuestos importantes, resulta difícil definir cual es el más adecuado. Por otra parte, la pregunta puede ser reformulada en términos de que es más esperable en el futuro cercano ¿que se repitan las condiciones más recientes del stock o que se repita la condición promedio histórica?. No obstante, aunque por el momento la respuesta no sea clara, el uso de ambos procedimientos de estimación de riesgo entrega un rango que va desde 85 mil t en base a riesgos proyectados y 70 mil t en base a riesgos retrospectivos.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO



VII. CONCLUSIONES

1. La abundancia del stock experimentó un cambio de nivel desde 300 mil t en 1968-1983 hasta 600 mil en 1984-1995, debido al ingreso de clases anuales fuertes.
2. En 1995 el stock presentó una gran abundancia (650 mil t) pero sin una estructura de edades robusta, ya que ésta estuvo compuesta principalmente por dos clases anuales.
3. Existe una fuerte correlación entre los reclutamientos de un año y los del año anterior, lo cual permite generar proyecciones de reclutamientos que presentan conductas similares a las observadas en la historia del stock.
4. Los valores de los PBR y de las estimaciones de riesgo dependen fuertemente del período de análisis, siendo menores los PBR y mayores los riesgos cuando se considera como base de cálculo todo el período histórico.
5. Cuando se aplica una estrategia de captura constante existe un riesgo de que ésta no se pueda mantener en el tiempo. La conducta de este riesgo frente a diferentes capturas constantes es logística y su pendiente depende de la abundancia del stock en el período analizado.
6. Si desde 1968 hasta 1995, se hubiera aplicado una captura constante a la pesquería de merluza común, ésta debería haber sido a lo más 70 mil t, para tener una probabilidad 1 (riesgo de 0,0) de que esta captura se hubiera alcanzado a obtener en cada año. Esto se debe a que las fuertes



fluctuaciones de los reclutamientos permiten sólo niveles de explotación bajos para poder mantener capturas constantes en el largo tiempo.

7. Definir el riesgo considerando un período proyectado de 5 años (2000) es más recomendable que emplear 10 años (2005), ya que luego de los 5 años aumentan fuertemente las incertidumbres de las proyecciones de abundancia y mortalidades por pesca.
8. De las tres capturas constantes analizadas (60, 85 y 100 mil t), la captura de 85 mil t presenta un riesgo al cabo de 5 años de sobrepasar el $F_{40\%PH}$ de 0,17 y de 0,22 de sobrepasar el $F_{0,1}$. Por lo que, esta captura estaría levemente por sobre el nivel de riesgo de 0,1 recomendado en comisiones internacionales para prevenir la sobreexplotación por reclutamiento ($F_{40\%PH}$).



VIII. BIBLIOGRAFÍA

- Agnew D.J., I. Boyd, D.S. Butterworth, J.P. Croxall, W.K. de la Mare, I. Everson K._h. Kock, M. Mangel, D.G.M. Miller y R. Thomson. 1997 Understanding CCAMLR's approach to management. Part 1: Text. Editor K.-H- Kock. SC-camlr-XVI/BG/15. Agenda Item 12. 65 págs.
- Aguayo, M y V. Ojeda. 1987. Estudio de la edad y crecimiento de merluza común (**Merluccius gayi gayi** Guichenot, 1848) (Gadiformes-Merluccidae). Invest. Pesq. (Chile) 34:99-112
- Aguayo M. y Z. Young. 1982. Determinación de los factores que han incidido en los cambios de la abundancia relativa del recurso merluza común (**Merluccius gayi gayi**) en el período 1968-1981.
- Beverton, R. y S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. FAO, Fishery investigations serie II Volumen XIX. Londres: Her majesty's stationery office. 533p
- Balbontín, F. & W. Fischer. 1981. Ciclo sexual y fecundidad de la merluza, **Merluccius gayi gayi**, en la costa de Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 17: 285-334.
- Beamish R.J. y G.A. McFarlane [Ed]. 1989. Effects of ocean variability on recruitment and an evaluation of parameters used in stock assessment models. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 108.



- Caddy J.F y R. Mahon. 1995. Reference points for fisheries management. FAO, Fisheries Technical Paper n°347. Roma, FAO. 1995. 83 p.
- Clark W.G. 1993. The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. En. proceeding of the international symposium on management strategies for exploited fish populations. Editores. Kruse et. al. Alaska Sea grant College program report N° 93-02, University of Alaska Fairbanks.
- Cordue P.L. y R.I. Francis. 1994. Accuracy and choice in risk estimation for fisheries assessment. Can. J.Fish.Aquat.Sci. 51:817-829.
- Ehrhardt N. y C. Legault. 1997. The role of uncertainty in fish stock assessment and management: A case study of the Spanish mackerel, **Scomberomorus maculatus**, in the US Gulf of Mexico. Fisheries research. 29:145-158.
- Francis R.I.C.C. 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies: A case study using Orange Roughy (**Hoplostethus atlanticus**) on the Chatham rise, New Zealand. Can. J. Fish. Sci. 49: 922-930.
- Gulland, J.A. y L.K. Boerema. 1973. Scientific advice on catch levels. Fishery Bulletin. 71:325-335.
- Guzmán, O., S. Lillo, I. Giakoni y J. Aviles. 1981. Evaluación directa del recurso merluza común utilizando técnicas hidroacústicas. En Perspectivas de desarrollo de las pesquerías nacionales. Evaluación de los



principales recursos demersales entre Papudo (32°30') y Chiloé (42°00'). Instituto de Fomento Pesquero.

- Kimura D. 1989. Variability in estimating catch-in-numbers-at-age and its impact on cohort analysis. p 57-66. En Beamish R.J. y G.A. McFarlane [Ed]. Effects of ocean variability on recruitment and an evaluation of parameters used in stock assessment models. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 108.
- Lillo, S.,I. Giakoni, A. Paillaman, I. Payá, S. Mora, C. Cerda, J. Blanco y H. Arancibia. 1994. Evaluación directa del stock de merluza común en la zona centro sur. Informe final IFOP-FIP.
- Mace, P. 1994. Relationship between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can, J. Fish. Aquat. Sci. 51:110-122.
- Payá I. 1992. Investigación cálculo captura total permisible merluza común 1992. Informe Técnico IFOP - SUBPESCA (circulación restringida).
- Payá I. 1996. Investigación CTP merluza común 1995. Informe Técnico IFOP - SUBPESCA (circulación restringida).
- Payá I. y M. Aguayo. 1993. Investigación cálculo captura total permisible merluza común 1993. Informe Técnico IFOP - SUBPESCA (circulación restringida).



- Payá I. y M. Aguayo. 1994. Investigación cálculo captura total permisible merluza común 1994. Informe Técnico IFOP - SUBPESCA (circulación restringida).
- Payá I., J. Ortega, R. Saldías, H. Arancibia, A. Hernández y L. Cubillos. 1996a. Análisis de la captura y del esfuerzo de pesca en la pesquería demersal de merluza común en la zona centro-sur. Informa final IFOP-FIP.
- Payá I., A. Zuleta y M. Aguayo. 1996b. Investigación CTP merluza común 1996. Informe Técnico IFOP-SUBPESCA (circulación restringida).
- Payá I., A. Zuleta y M. Aguayo. 1996c. Investigación CTP merluza común 1997. Informe Técnico IFOP-SUBPESCA (circulación restringida).
- Payá I., S. Lillo, A. Paillaman, S.Mora, V. Ojeda, E. Figuerora y J. Blanco. 1996d. Evaluación hidroacústica de merluza común. Informe final IFOP-FIP.
- Payá I., A. Sepulveda, F. Balbontín, R. Tascheri y L. Adasme. 1997. Dinámica del stock de merluza común y surelación con el medio ambiente. Instituto de Fomento Pesquero. Pre-informe final FIP 96-28.
- Piennar, L. V. and W. E. Ricker. 1968. Estimating mean weight from length statistics. J. Fish. Res. Board Com. 25:2743-2747.
- Ricker, W.J. 1954. Stock and recruitment. J. Fish. Res. Board.Can.11:559-623.
- Restrepo V. y W. Fox. 1988. Parameter uncertainty and simple Yield-per-recruit analysis. Trans. Amer. Fish. Soc. 117: 282-289.



- Restrepo V., J. Hoening, J. powers, J. Baird y S. Turner. 1992. A simple simulation approach to risk and cost analysis, wiht applications to swordfish and cod fisheries. Fish. Bull. 90:736-748.
- Cury, P. y C. Roy. 1989. Optimal enviromental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. Can. J. Fish.Aquat.Sci. 46:670-680.
- Seber G. y C. Wild. 1989. Nonlinear regression. John Wiley, NY.
- Sissenwine M.A. y J.G. Shepherd. 1987. An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference point. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 44:913-918.
- Sparre, P y S.C. Venema. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesuqueros tropicales. Parte 1. Manual. FAO Documento técnico de pesca 306/1. Rev.1. 420 p.
- Thompson, W. F. y F.H. Bell. 1934. Biological statistics of the Pacific halibut fishery.2. Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. Rep. Int. Fish. (Pacific Halibut) Comm. 8: 49 p.
- Tyler A., R. beamish y A. McFarlane. 1989. Implications of age determination errors to yield estimates, p 27-35. En Beamish R.J. y G.A. McFarlane [Ed]. Effects of ocean variability on recruitment and an evaluation of parameters used in stock assessment models. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 108.

CUADRO

Cuadro 1. Resumen de la simbología empleada

a	=	Parámetro de la relación longitud-peso
am	=	Parámetro de relación longitud-madurez
af	=	Parámetro de relación longitud-fecundidad
A	=	Area de estudio de acústica
b	=	Parámetro de la relación longitud peso
bm	=	Parámetro de relación longitud-madurez
bf	=	Parámetro de relación longitud-fecundidad
B	=	Biomasa al inicio del año
BACUS	=	Biomasa estimada por acústica
BM	=	Biomasa media
C	=	captura en número
CB	=	Captura en biomasa
CBPRO	=	Captura en biomasa proyectada
CC	=	Captura constante
CCM	=	Captura constante máxima.
CCA	=	Captura constante cuota anual 1996
CCI	=	Captura constante intermedia.
CEST	=	Captura estimada
CBOBS	=	Captura observada
co	=	Coeficiente de correlación serial de reclutas
cpue	=	Captura por unidad de esfuerzo
d	=	Desviación aleatoria de reclutas
DM	=	Densidad media por intervalo básico de muestreo
E	=	Esfuerzo de pesca
ECO	=	Constante de eointegración

f	=	frecuencia numérica
fec	=	Fecundidad
F	=	Mortalidad por pesca
FAS	=	FActor de aumento de simulación
$F_{0,1}$	=	Mortalidad por pesca recomendada
$F_{m\acute{a}x}$	=	Mortalidad por pesca Y/R máximo
F_{ref}	=	Mortalidad por pesca de referencia
$F_{20\%PH}$	=	F que deja el 20% de la producción de huevos
$F_{40\%PH}$	=	F que deja el 40% de la producción de huevos
FEST	=	Mortalidad por pesca estimada
FOBS	=	Mortalidad por pesca observada
i	=	Edad
I	=	Número total de edades
IF	=	Indice de fracaso
j	=	Años
J	=	Número total de años
l	=	Intervalo de longitud individual
L	=	Longitud
LR	=	Logaritmo de los reclutas
m	=	Madurez
M	=	Mortalidad natural
N	=	Número de individuos al inicio del año
NAS	=	Número de individuos simulados al inicio del año
NACU	=	Número de individuos estimados por acústica
NEST	=	Número de individuos estimado para agosto
P	=	Probabilidad

PH	=	Producción de huevos
PHS	=	Producción de huevos simulada
PH/R	=	Producción de huevos por recluta
q	=	Capturabilidad
R	=	Reclutas
RS	=	Reclutas simulados
S	=	Selectividad
U	=	Fracción de los individuos que muere por pesca
W	=	Peso promedio a la edad
WM	=	Peso individual en la muestra
Y/R	=	Rendimiento por recluta
Z	=	Mortalidad total (F+M)

FIGURAS

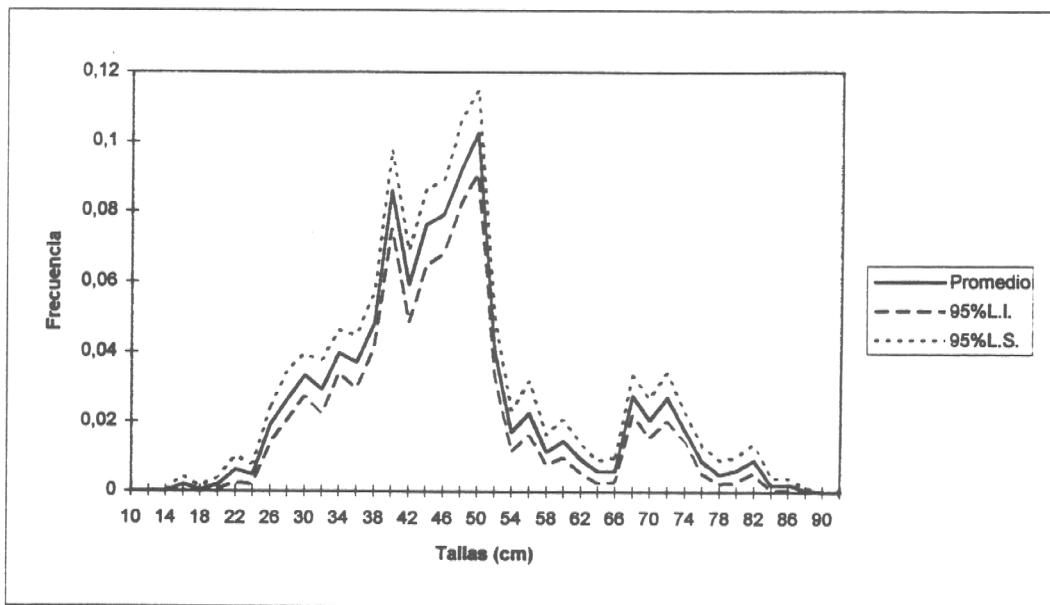


Fig. 1 Promedio e intervalo de confianza al 95 % de la frecuencia de tallas de hembras en 1990.

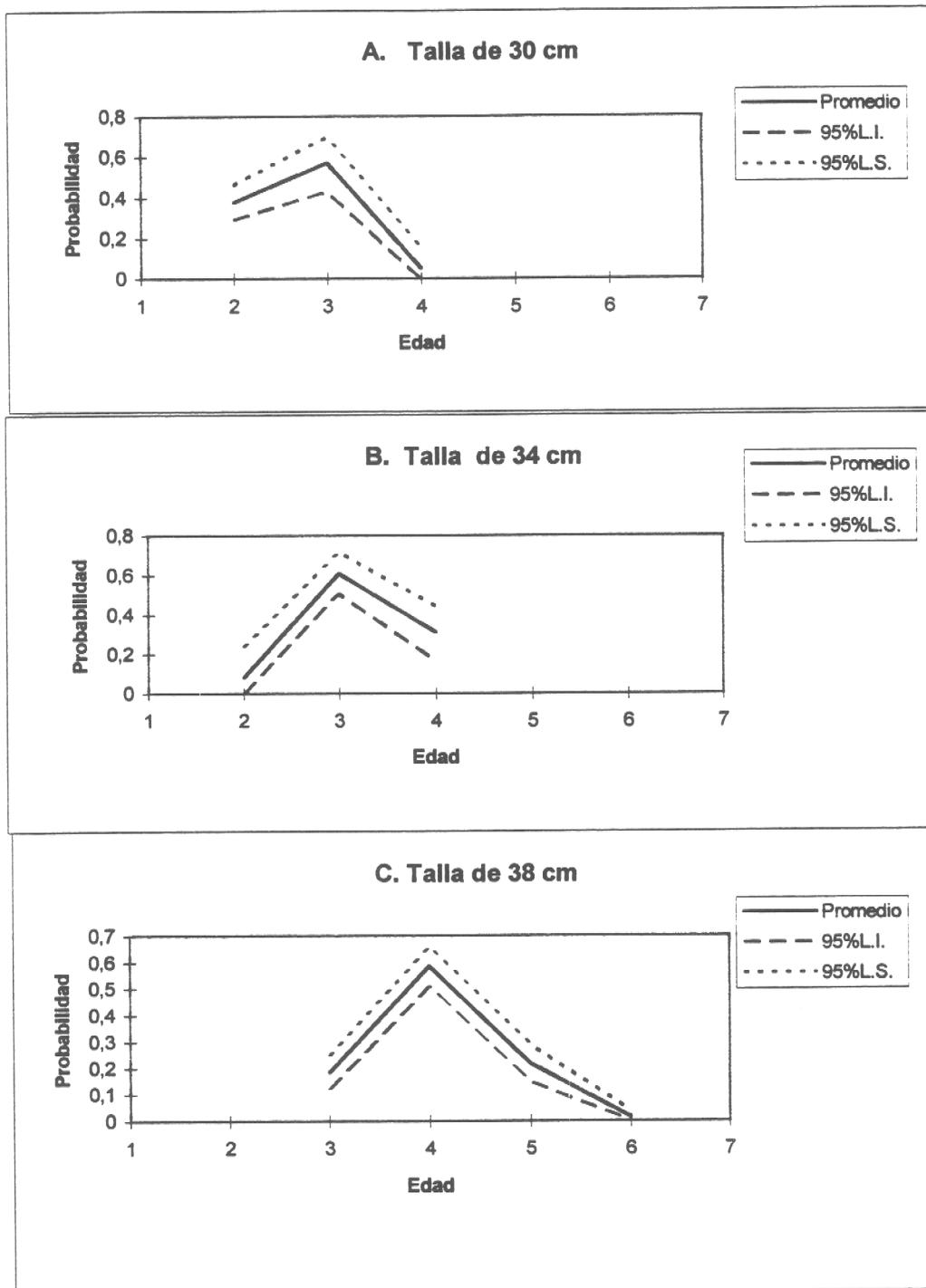


Fig. 2 Probabilidad de una determinada talla de pertenecer a una cierta edad.

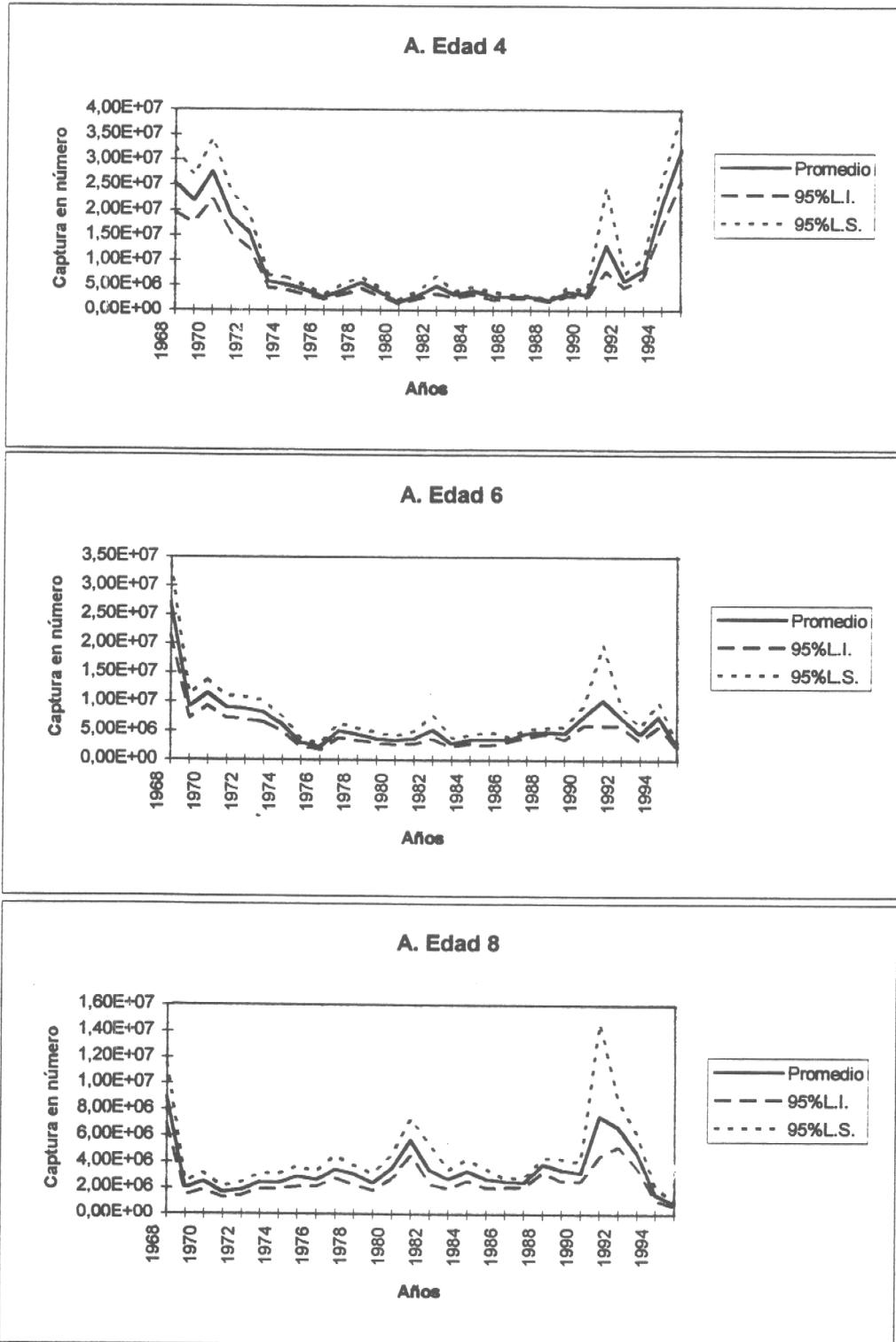


Fig. 3 Captura en número de hembras por edades.

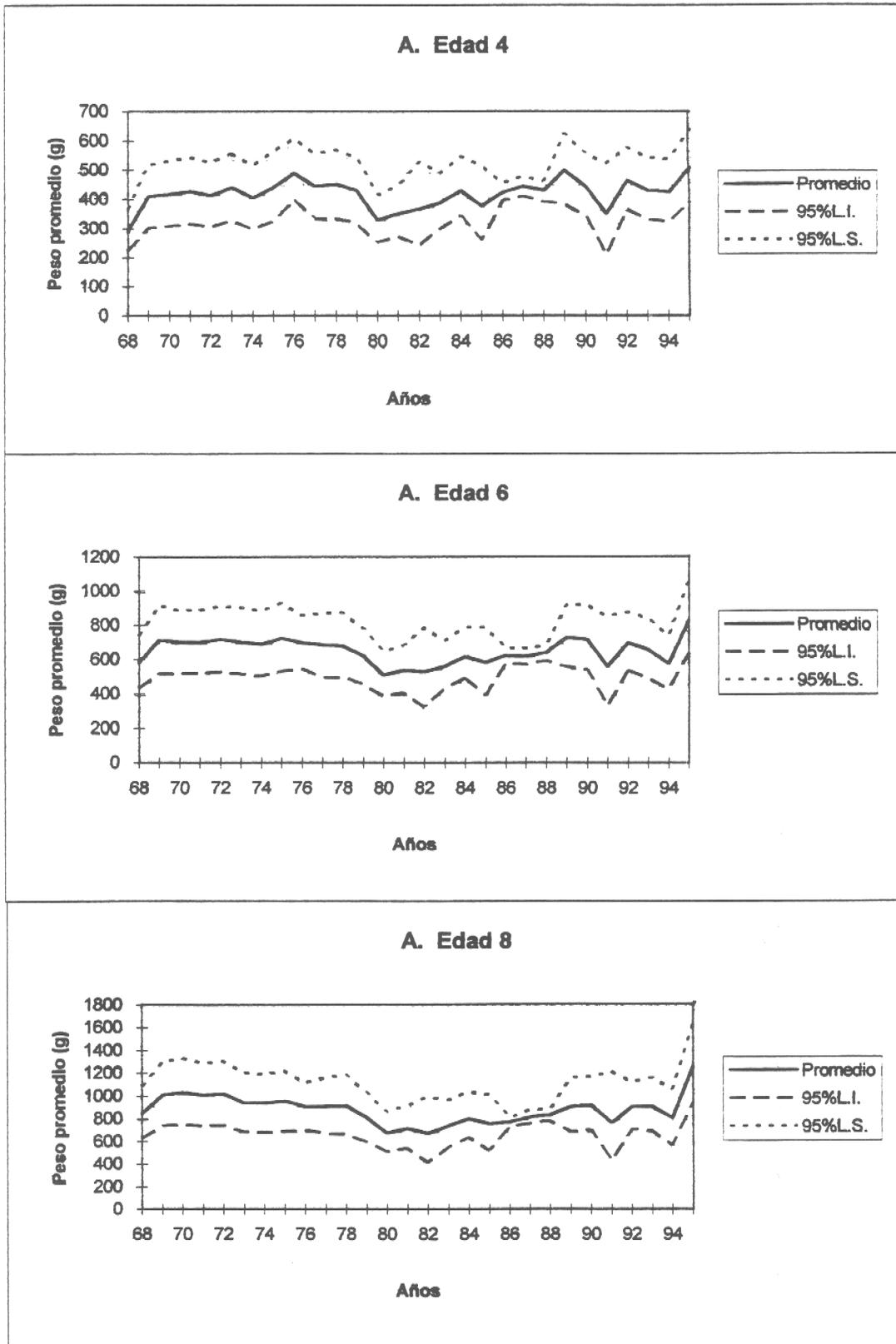


Fig. 4 Pesos promedios por edad.

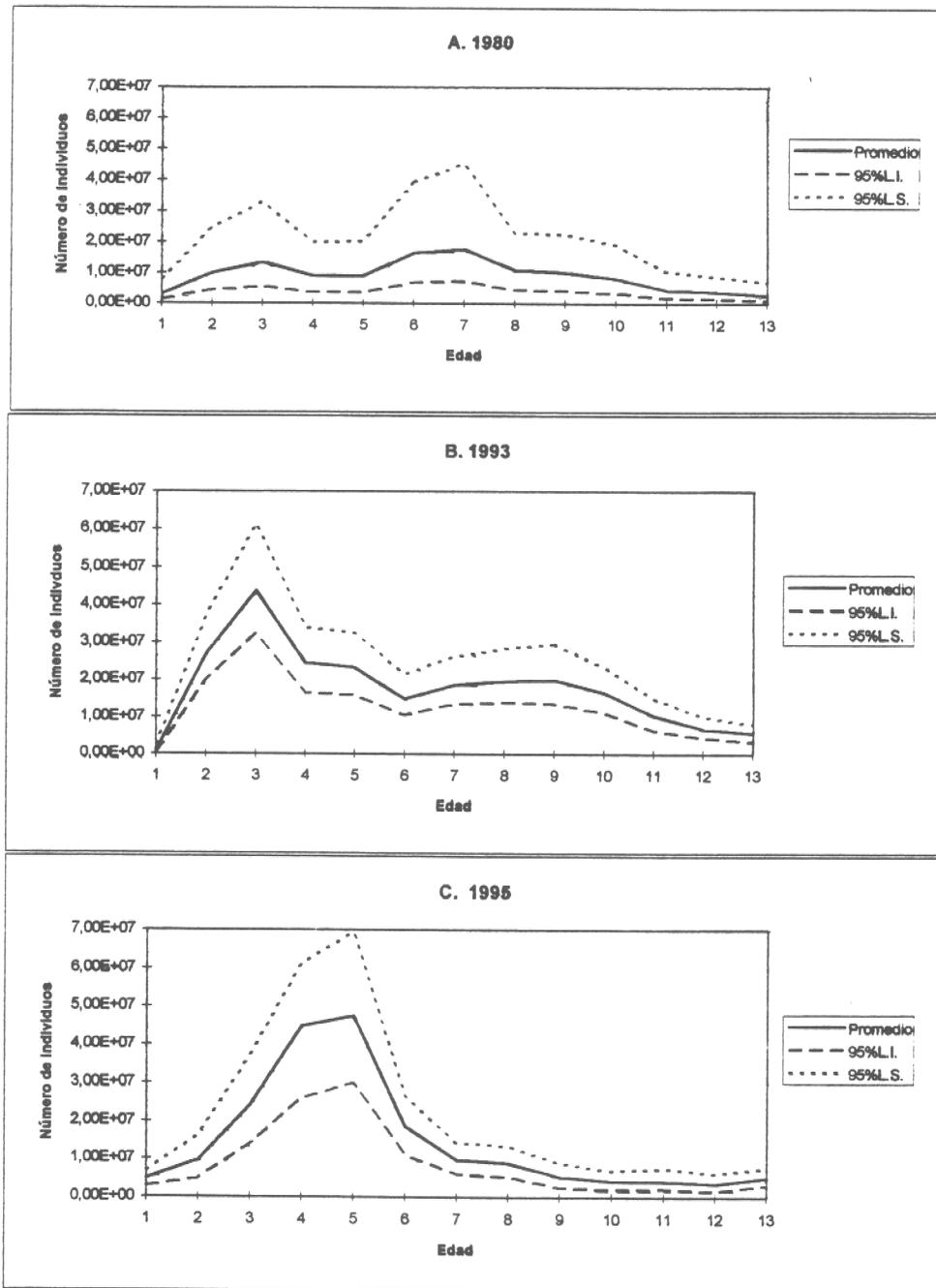


Fig. 5 Número de individuos hembras en las evaluaciones directas realizadas con hidroacústica.

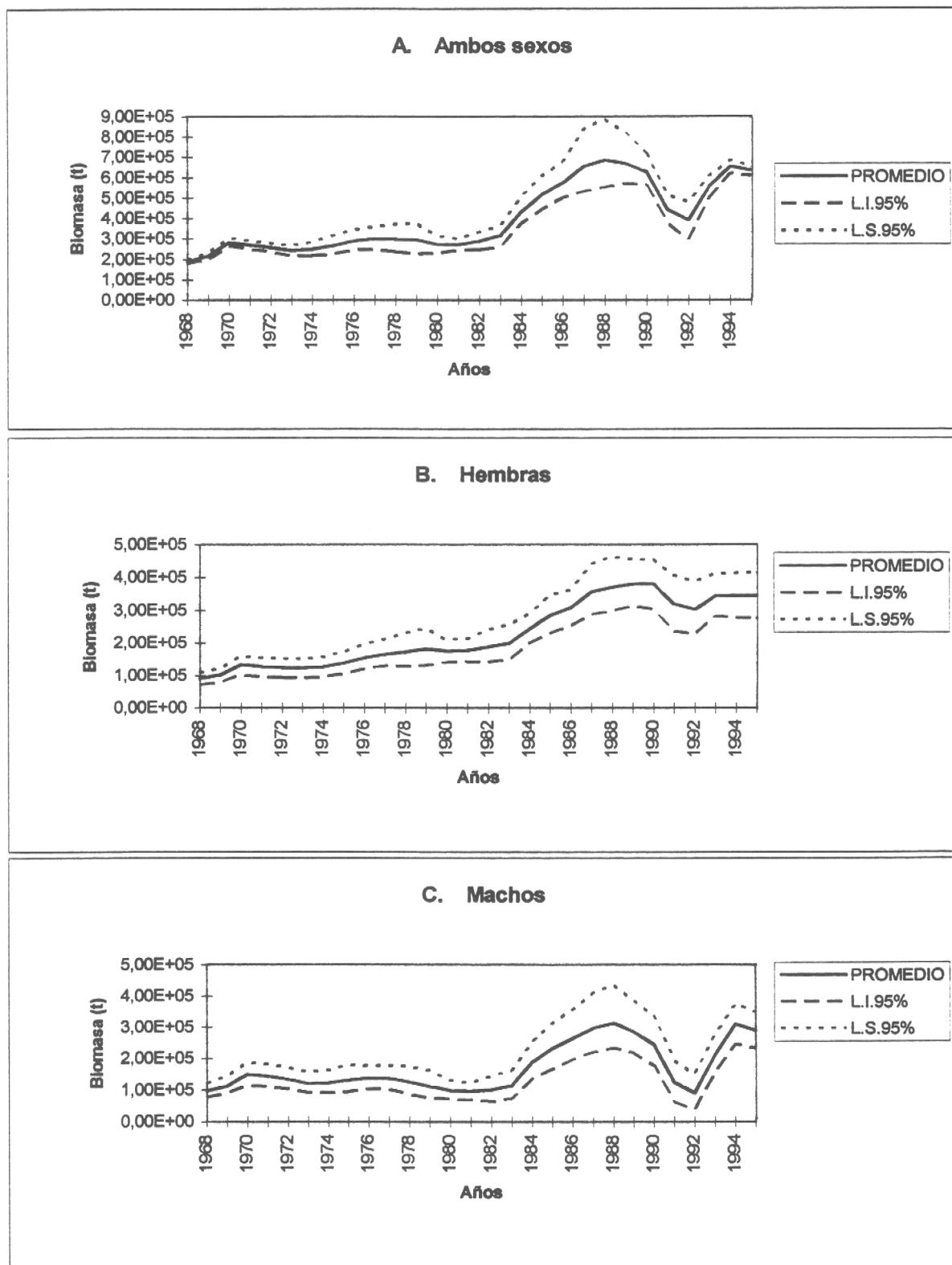


Fig. 6 Biomosas totales (fracción 3 +).

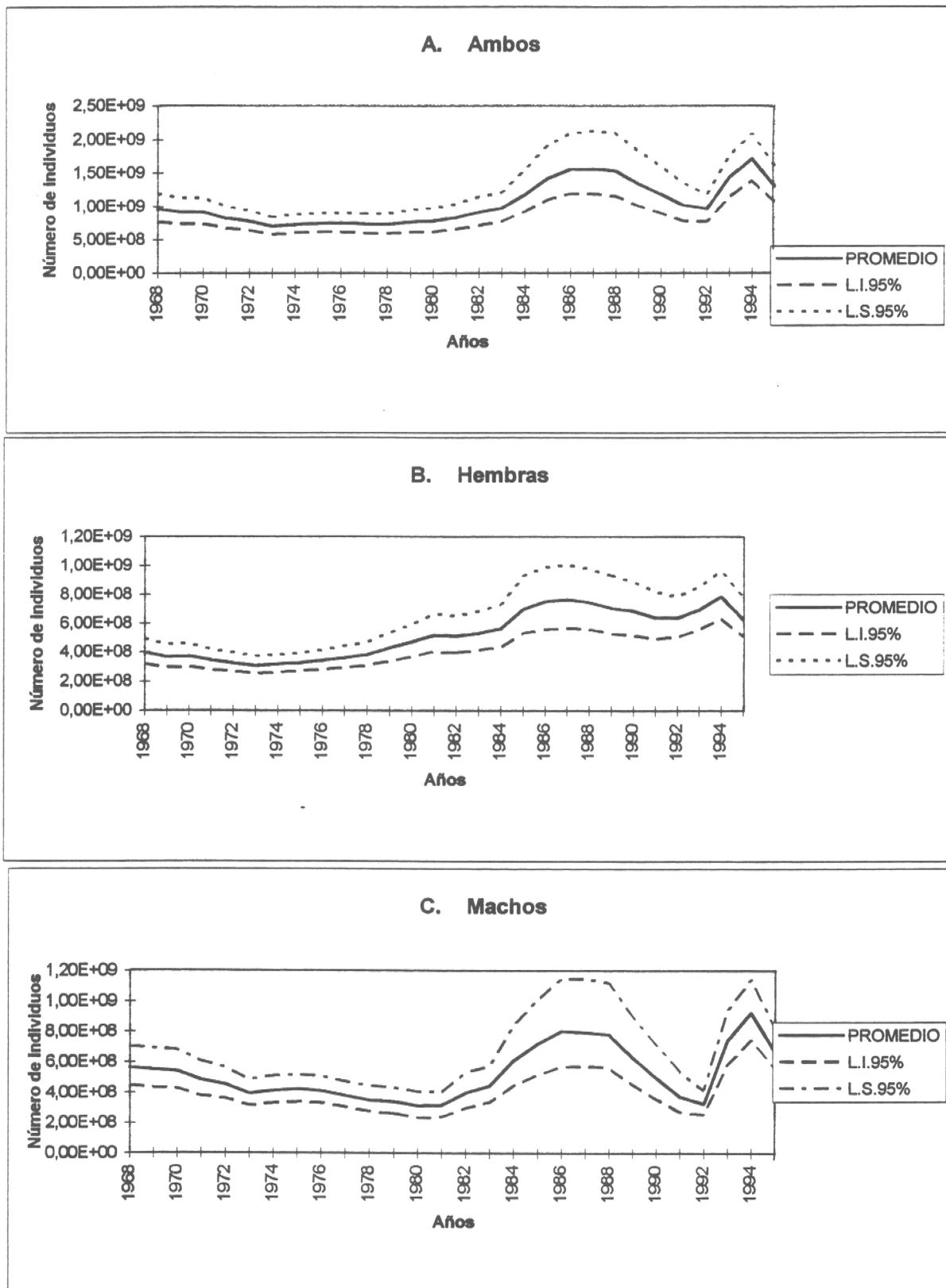


Fig. 7 Número total de individuos (fracción 3 +).

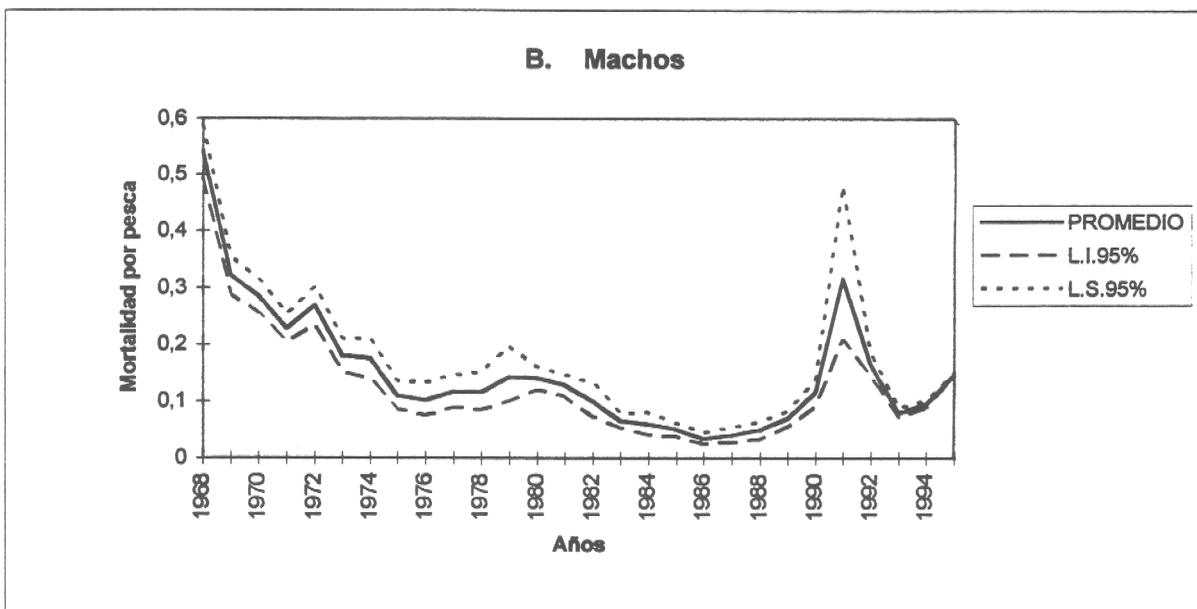
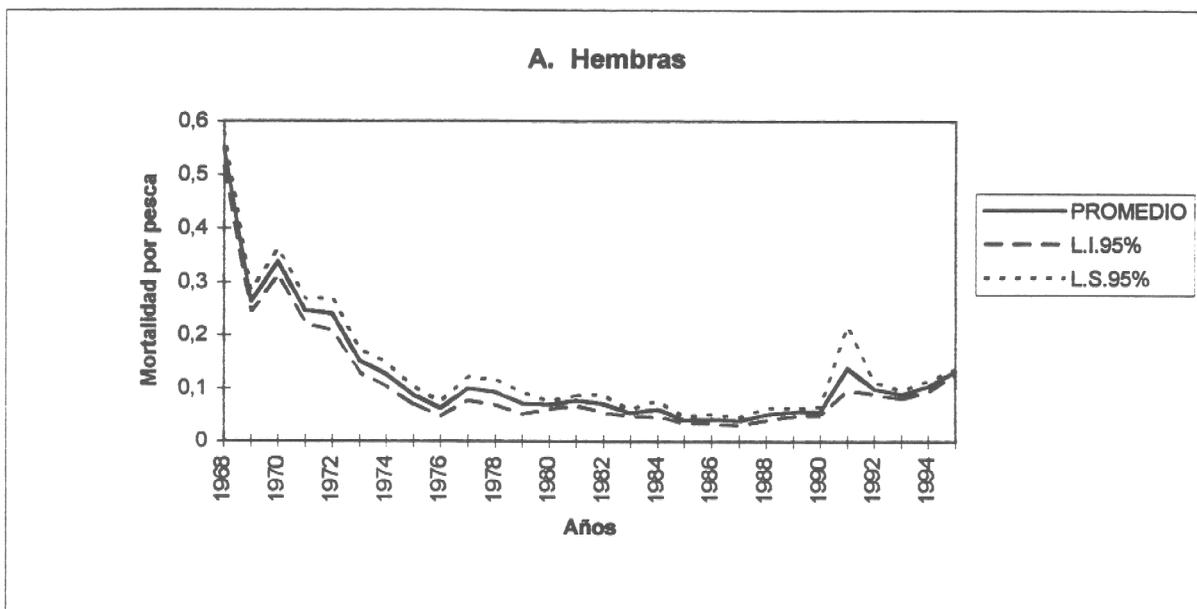


Fig. 8 Mortalidad por pesca promedio.

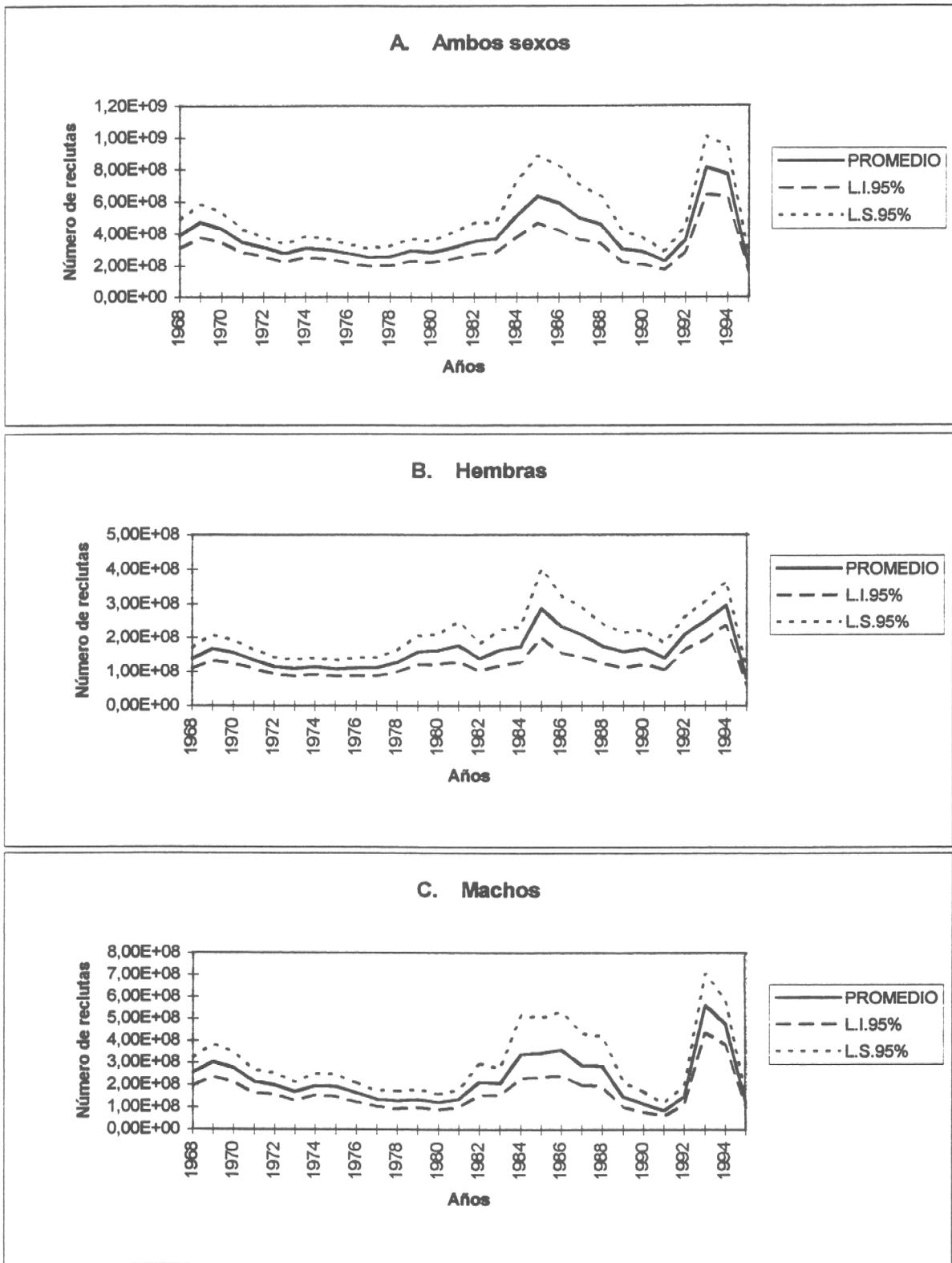


Fig. 9 Reclutamientos de individuos de 3 años de edad.

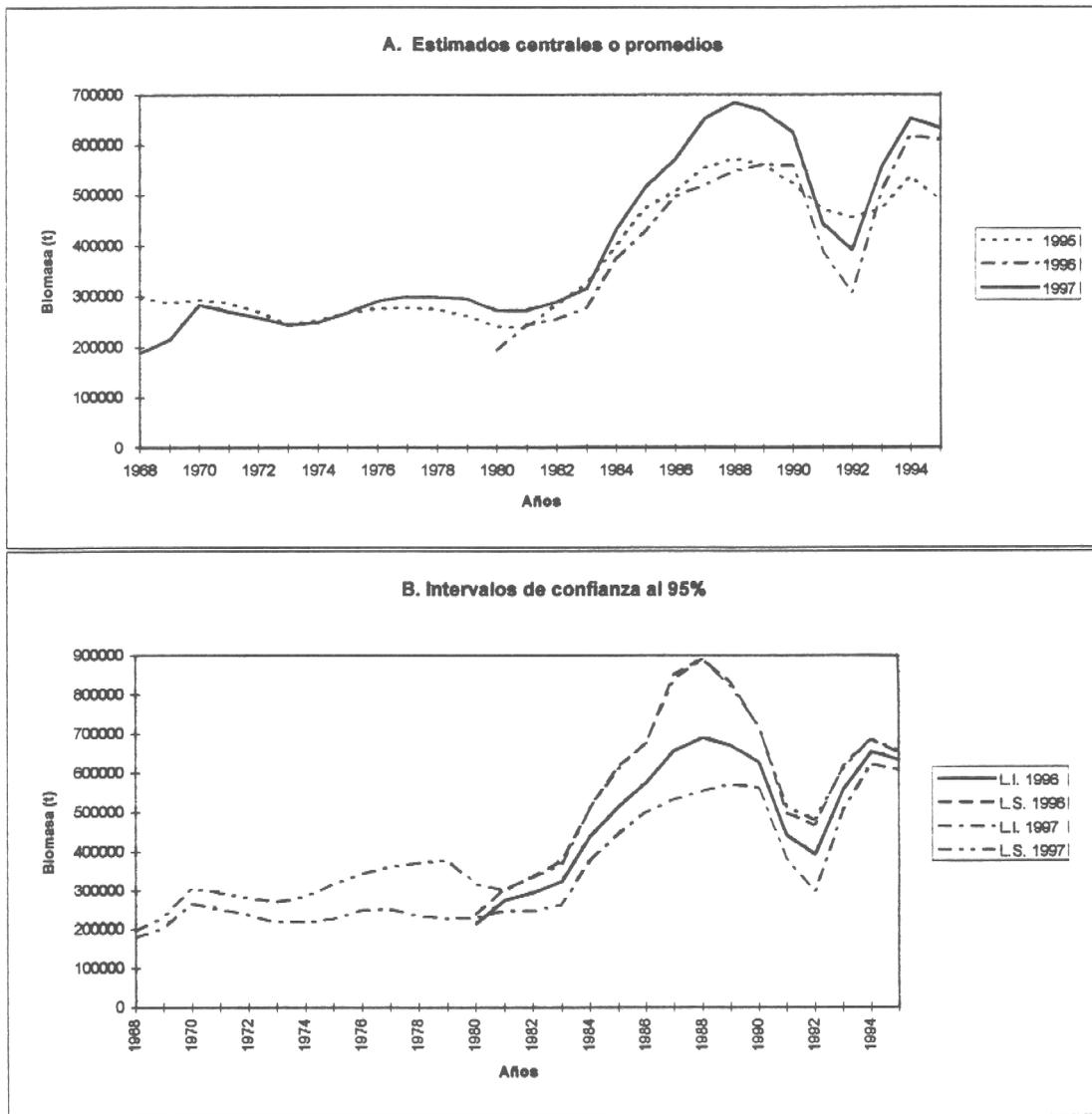


Fig. 10 Biomasa total de las últimas tres evaluaciones de stock.

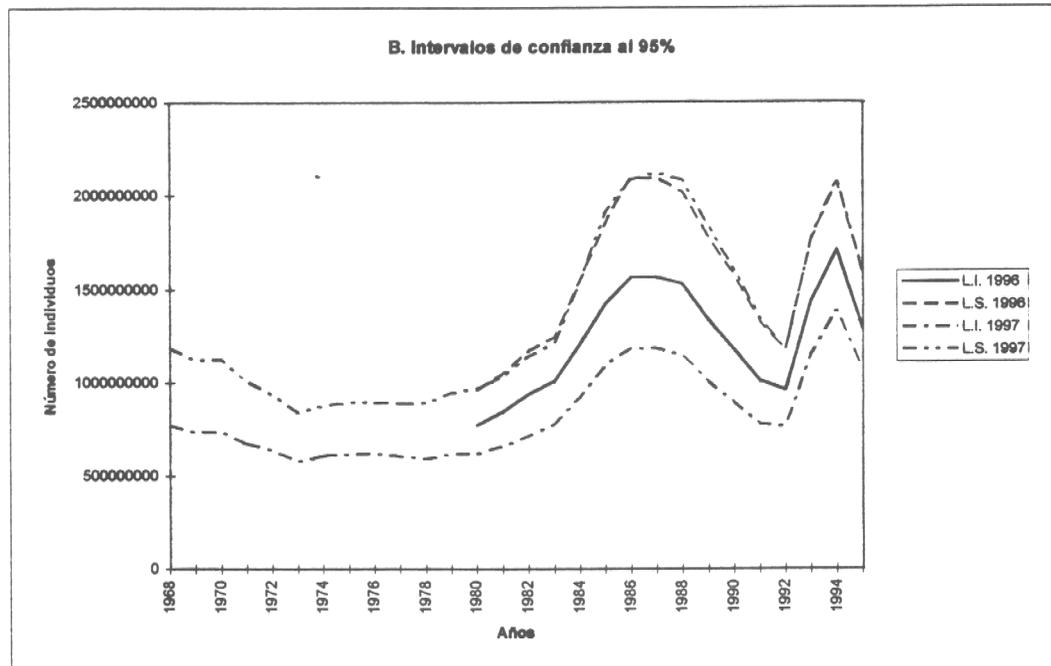
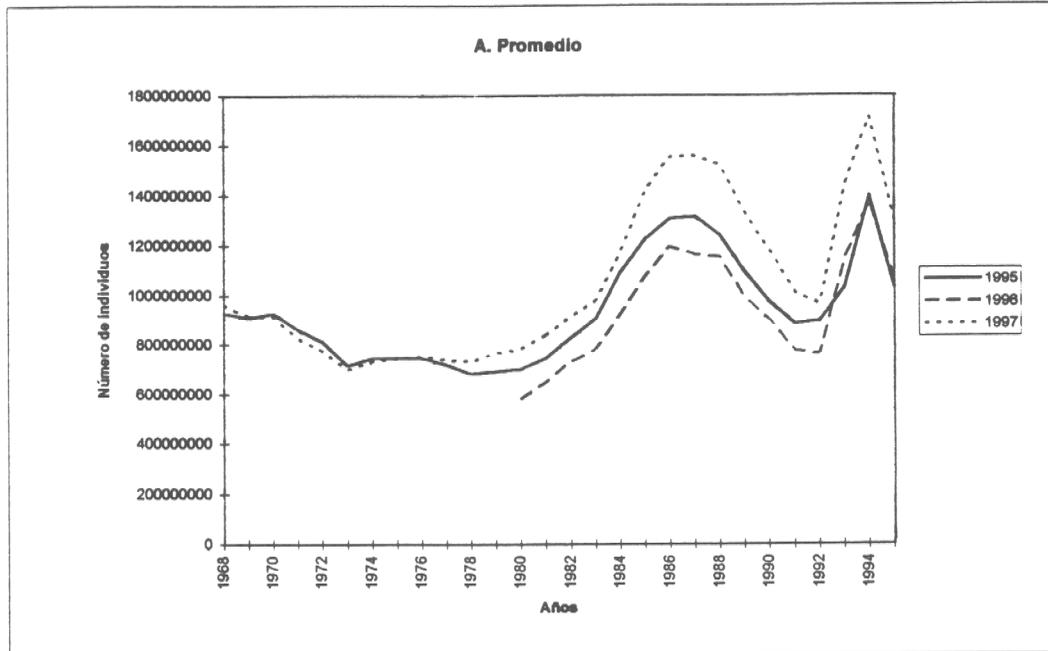


Fig. 11 Número de individuos totales de las últimas tres evaluaciones de stock.

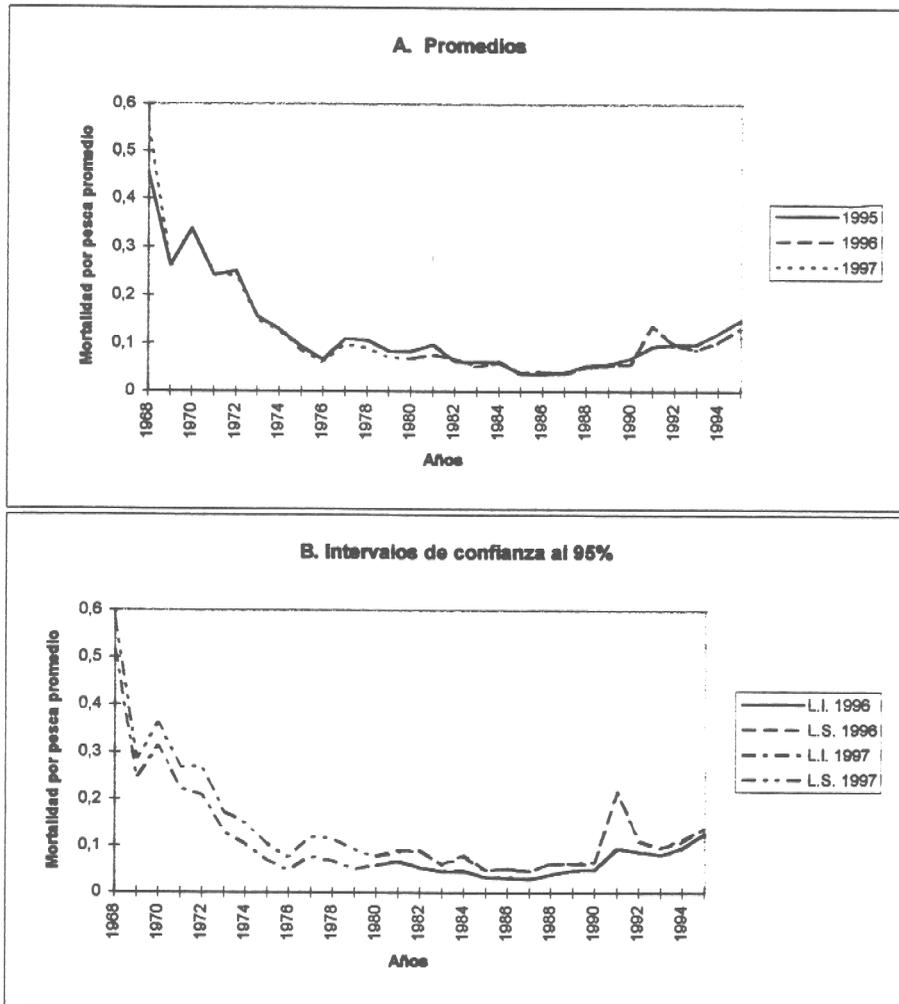


Fig. 12 Mortalidad por pesca promedio de las últimas tres evaluaciones de stock.

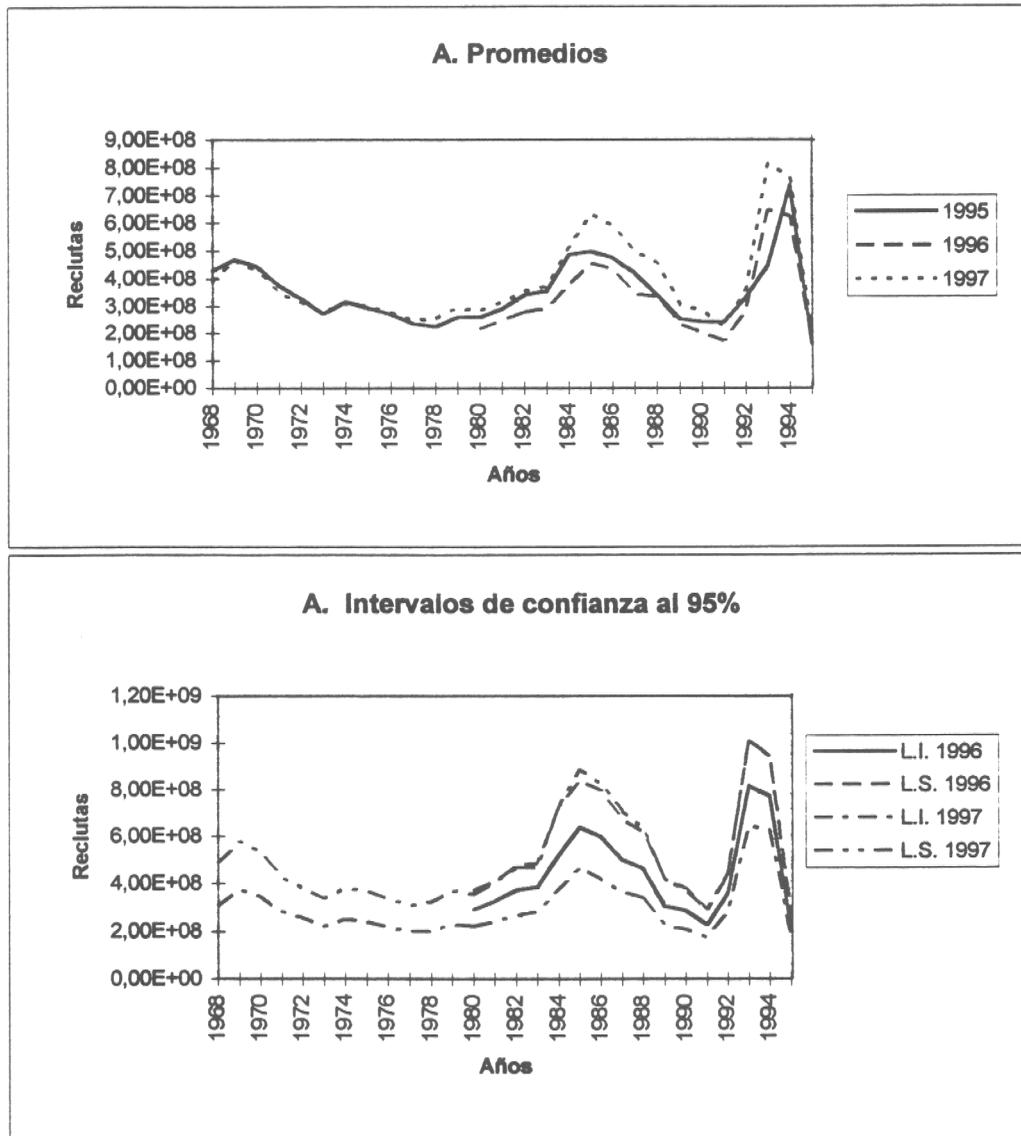


Fig. 13 Reclutas totales estimados en las últimas tres evaluaciones de stock.

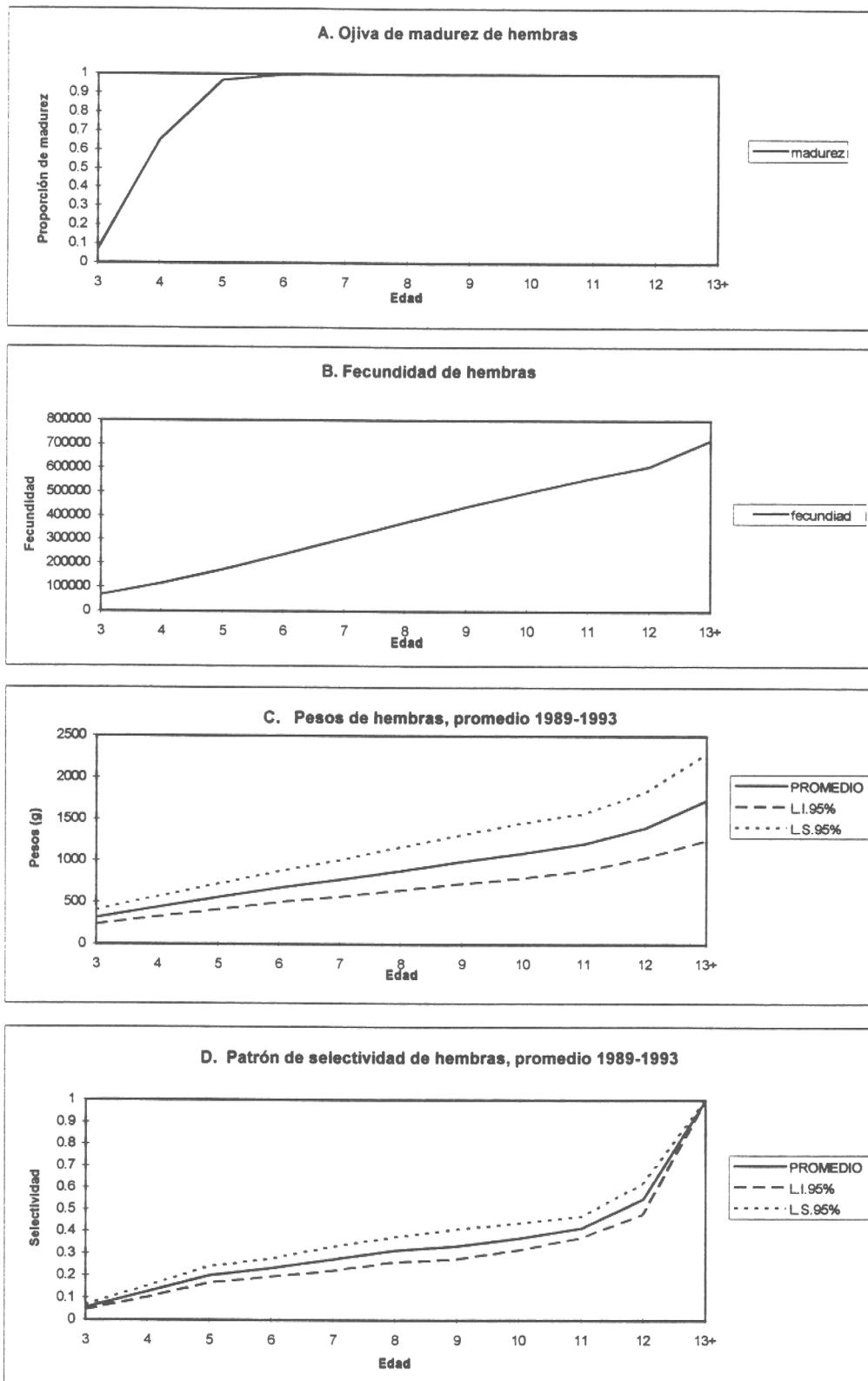


Fig. 14 Datos utilizados en el cálculo de los PBR basados en el período 1989 - 1995.

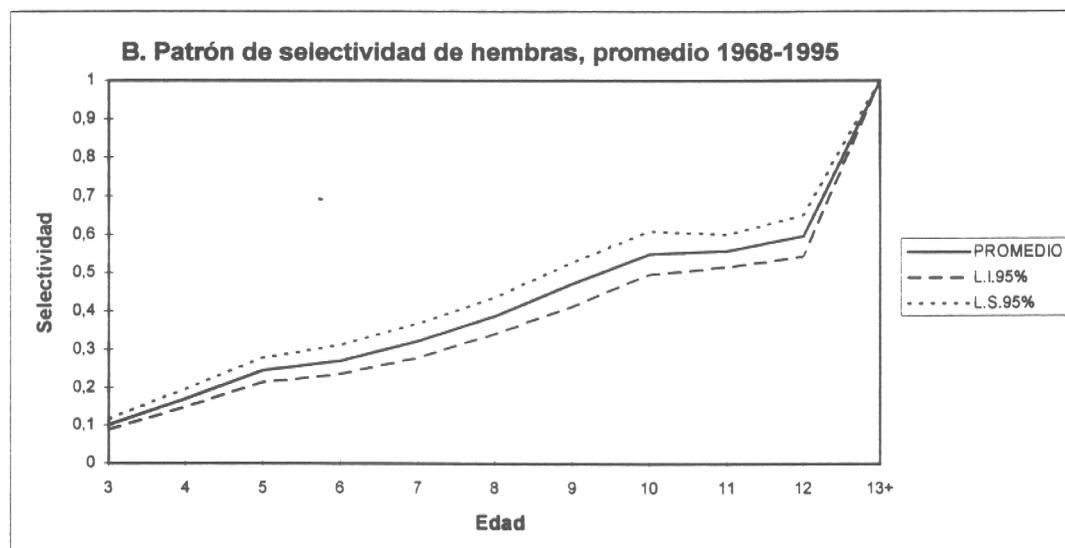
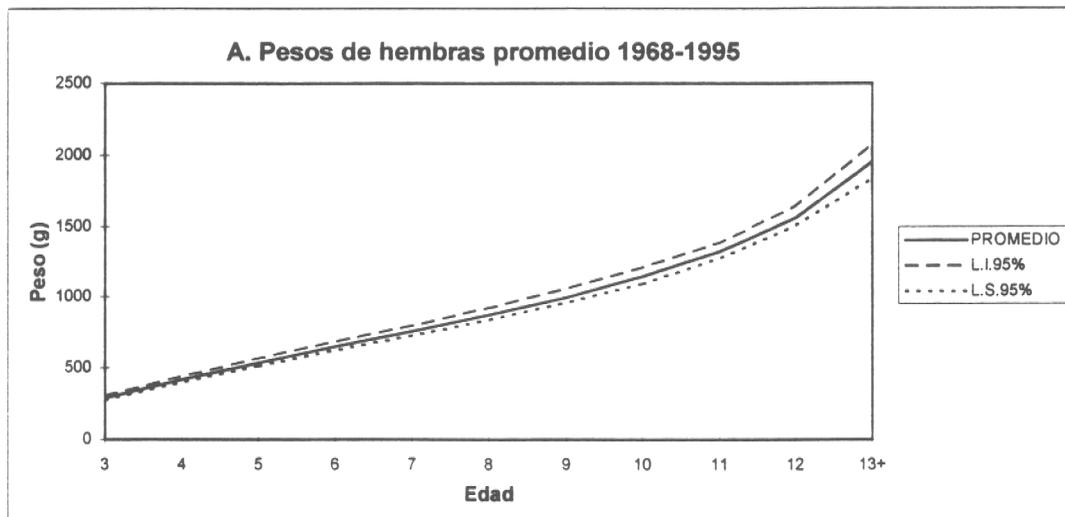


Fig. 15 Datos utilizados en el cálculo de los PBR basados en el período 1968 - 1995.

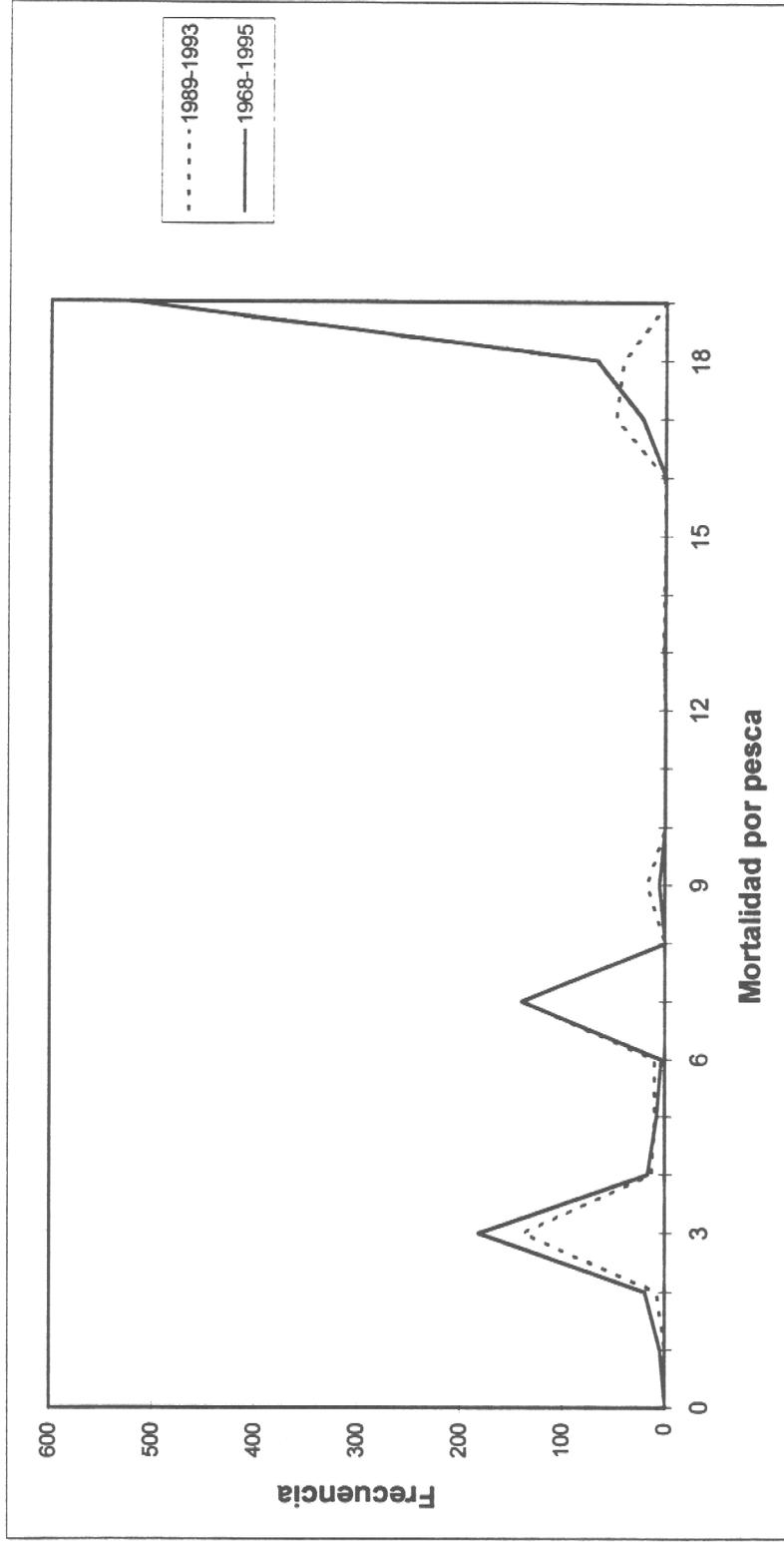


Fig. 16 Frecuencia de valores de $F_{m\acute{a}x}$ para periodos 1989 - 1993 y 1968 - 1995.

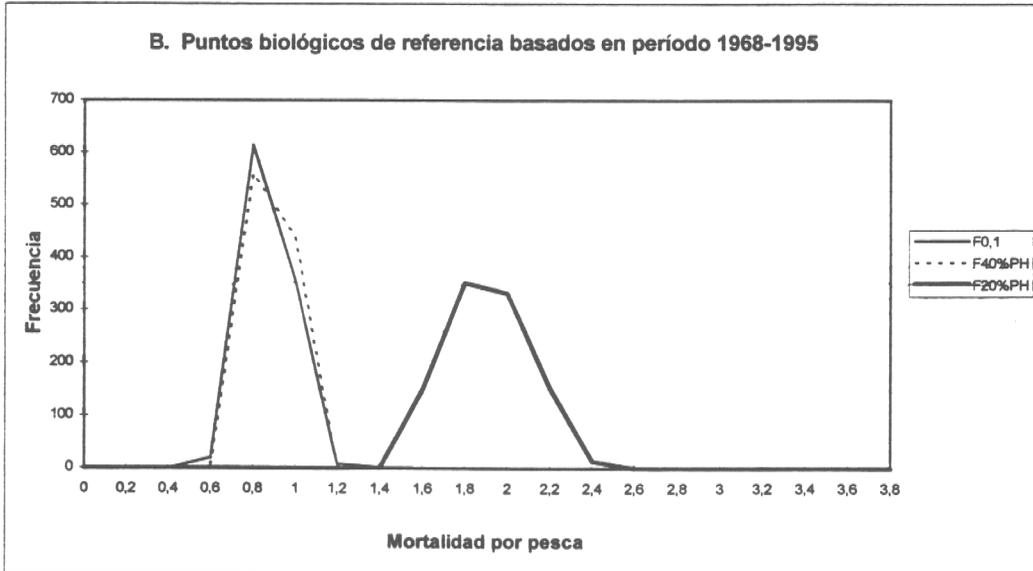
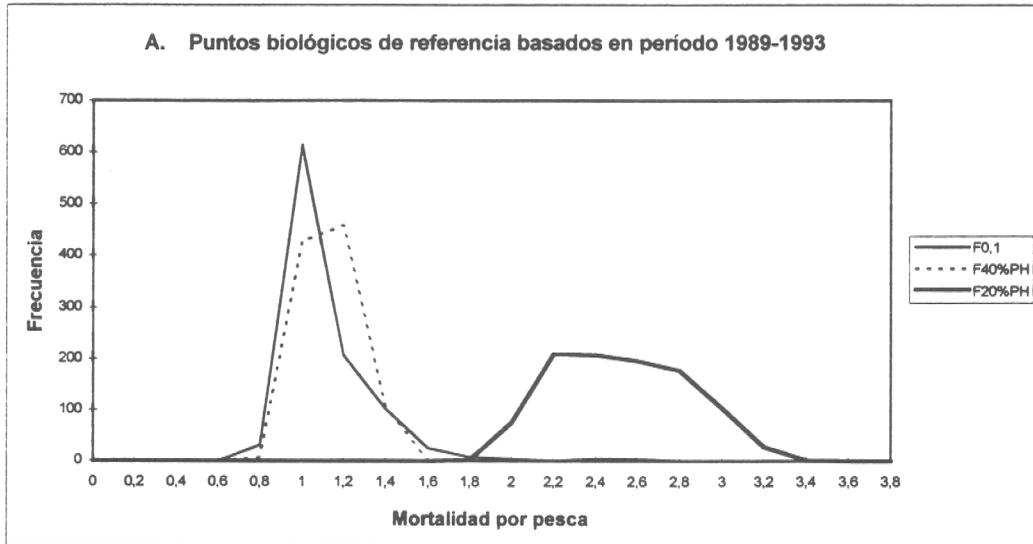


Fig. 17 Frecuencia de PBR para hembras basados en períodos 1989 - 1993 y 1968 - 1995.

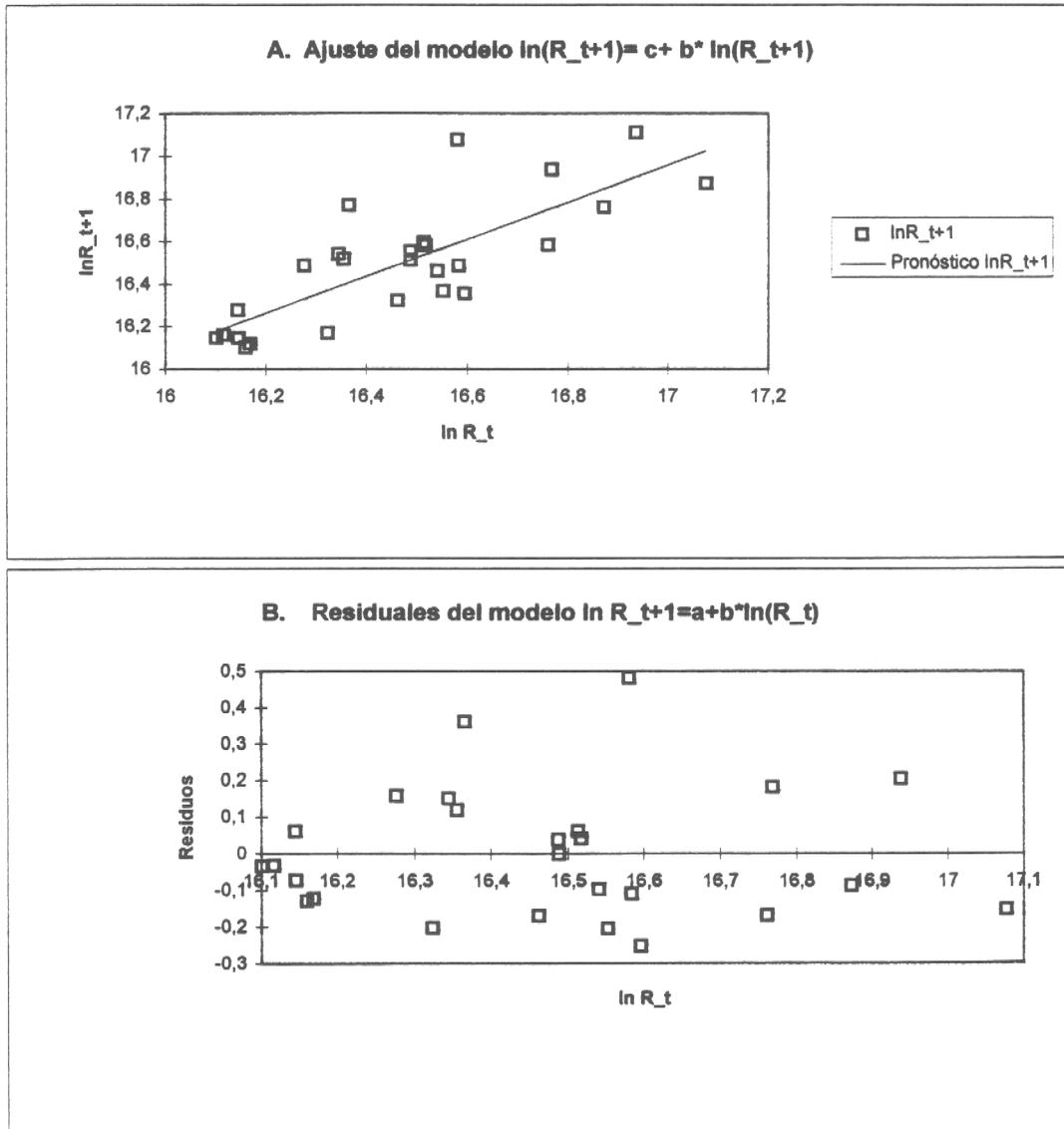


Fig. 18 Modelo lineal entre el reclutamiento de hembras del año $t + 1$ y el año t .

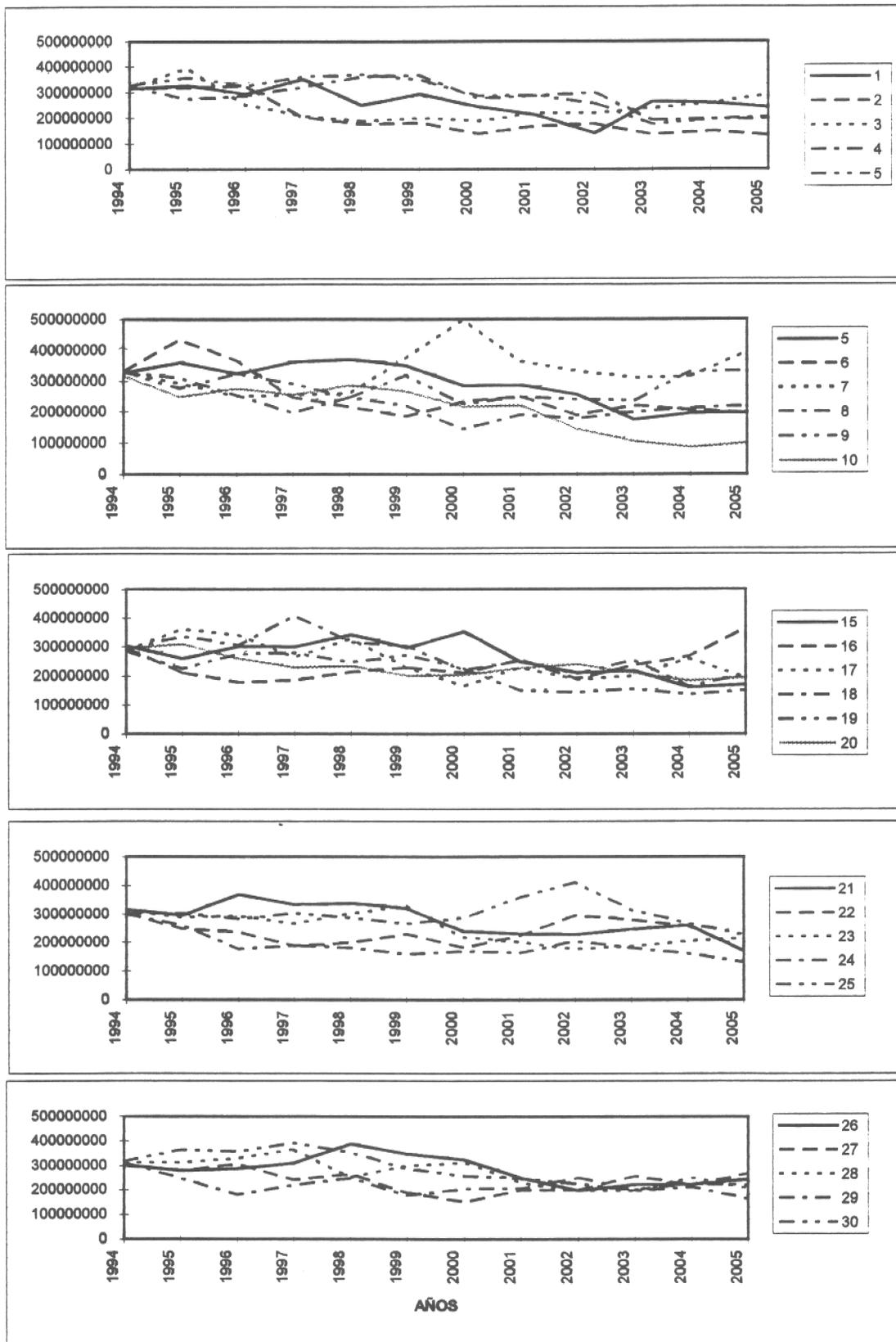


Fig. 19 Ejemplos de reclutamientos proyectados de hembras.

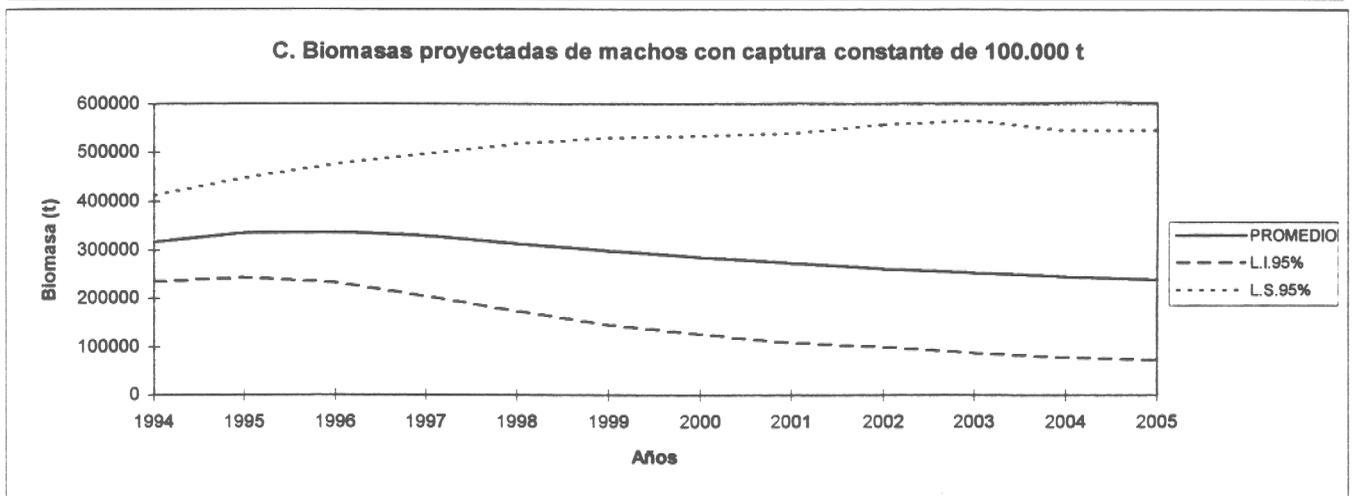
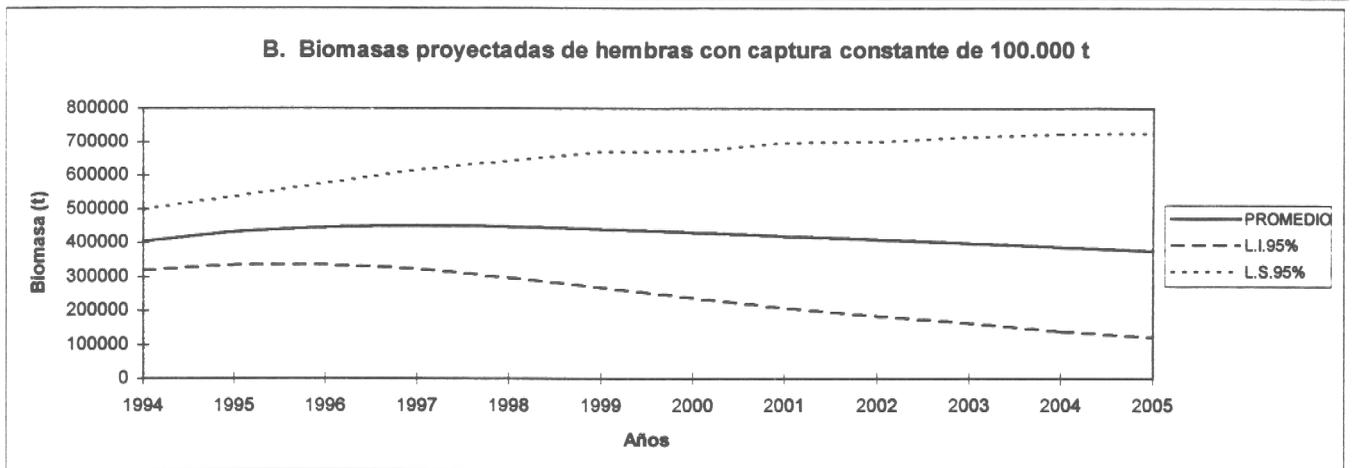
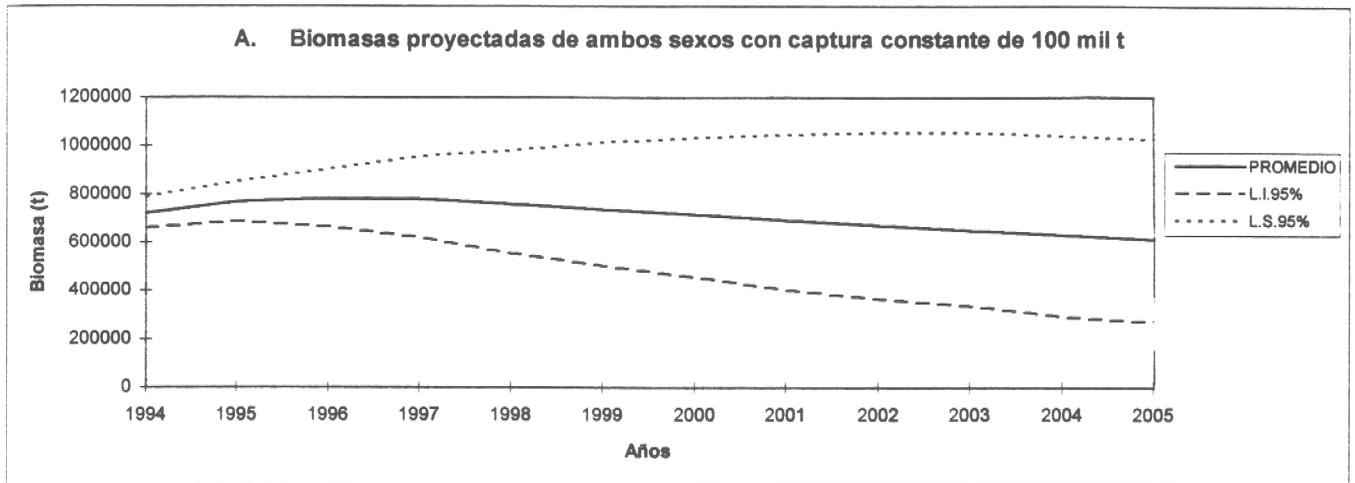


Fig.20 Biomosas proyectadas con captura constante de 100.000 t.

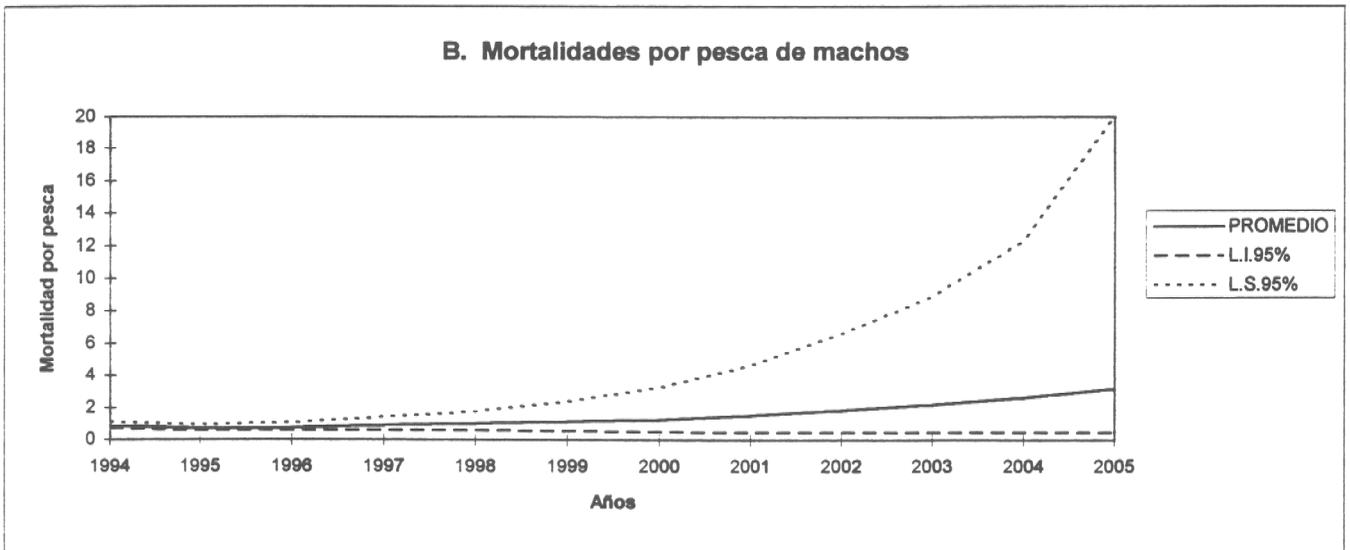
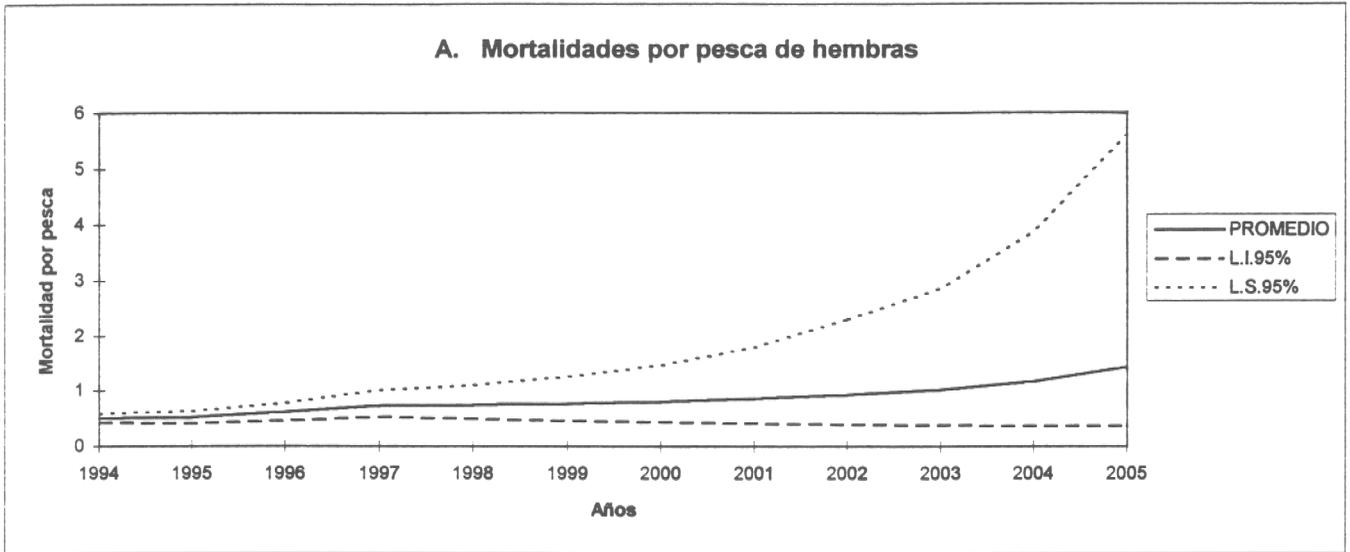


Fig 21 Mortalidades por pesca proyectadas con captura constante de 100.000 t.

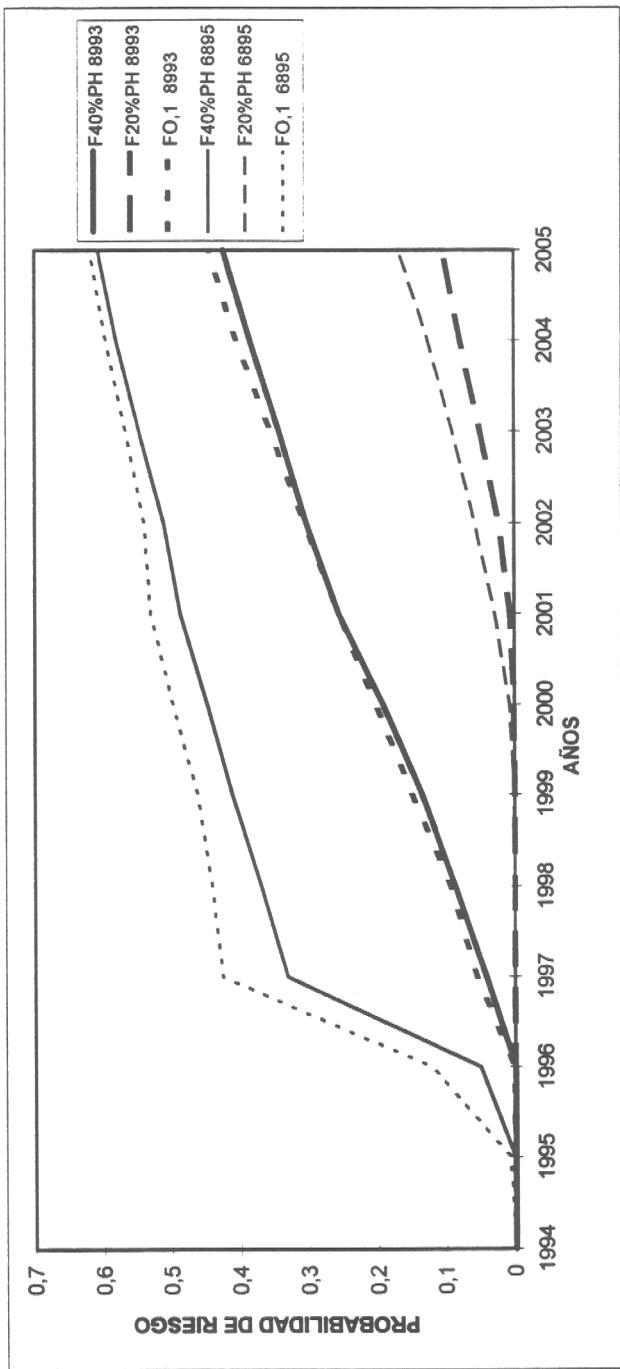


Fig.22 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con captura constante de 100.000 t.

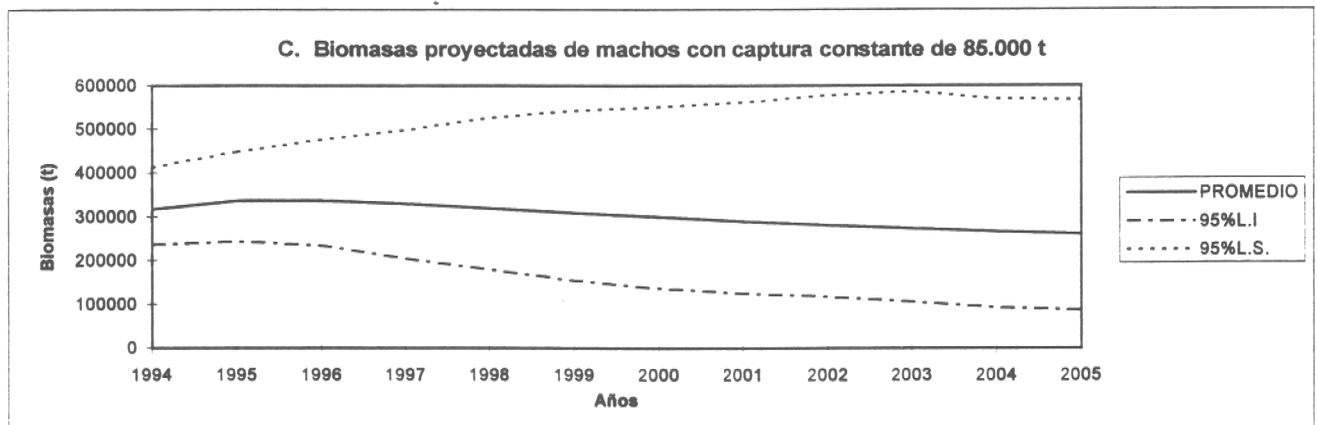
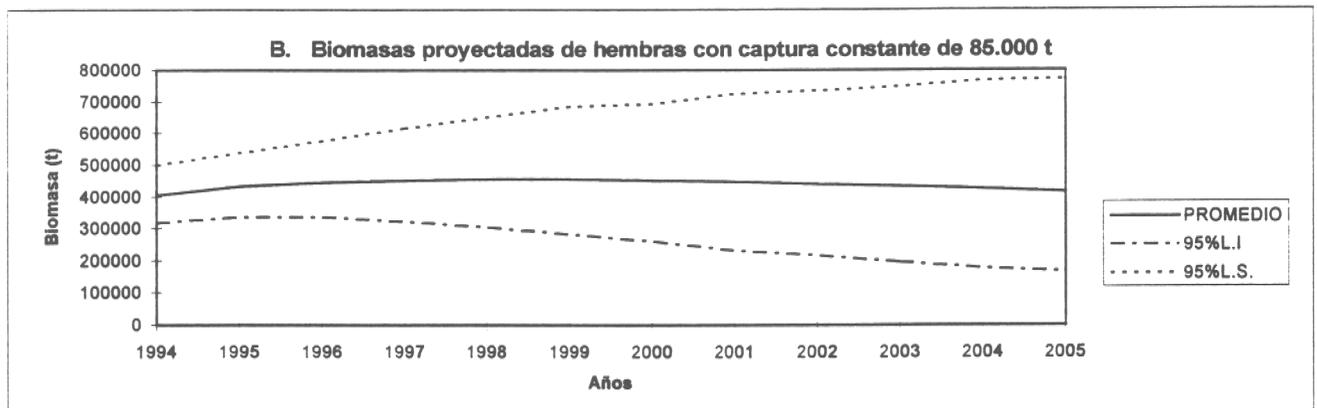
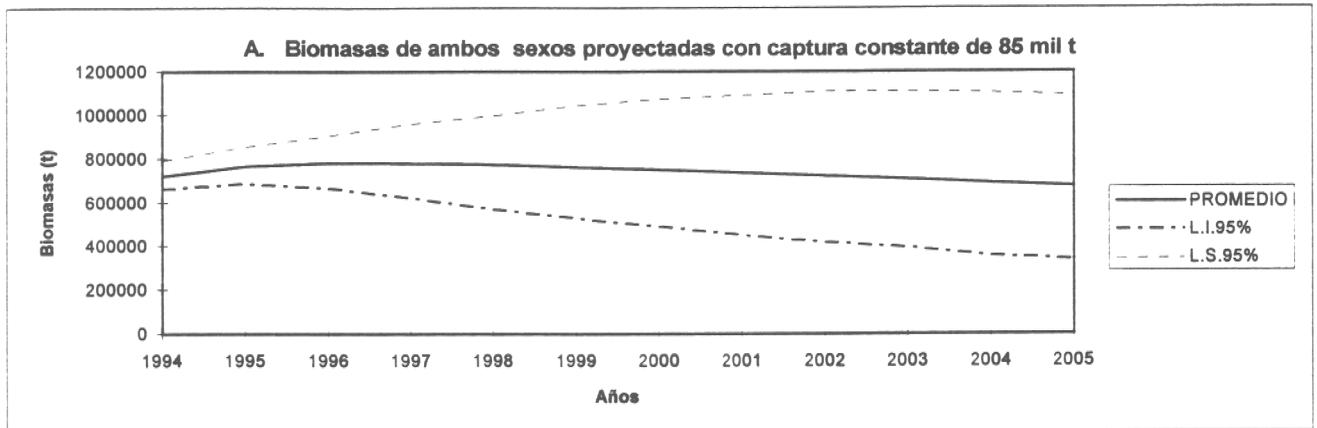


Fig. 23 Biomosas proyectadas con captura constante de 85.000 t.

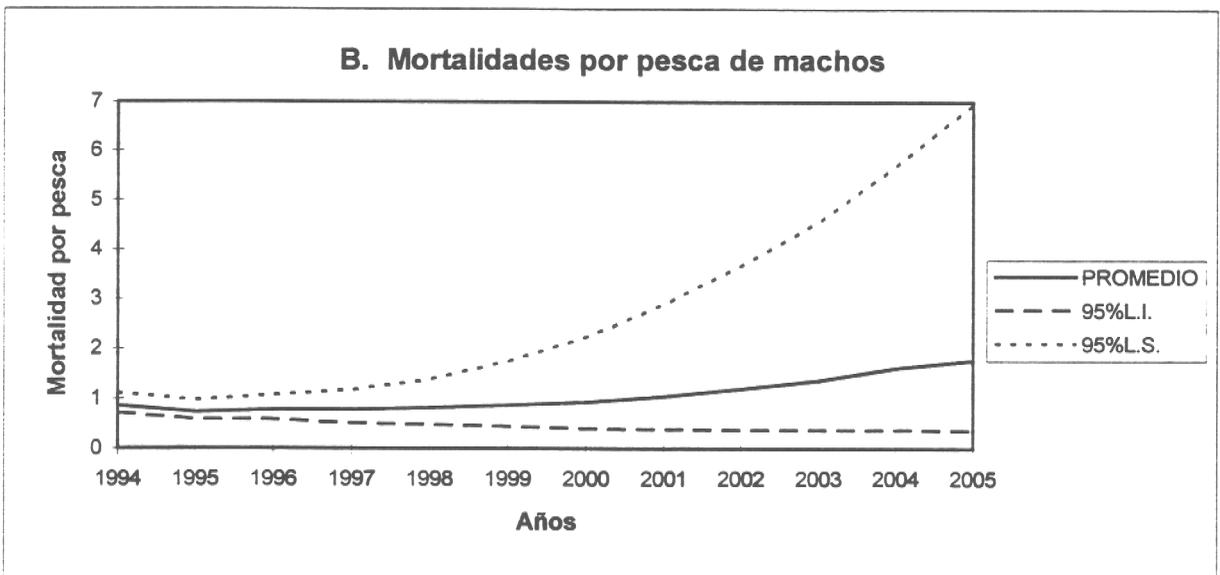
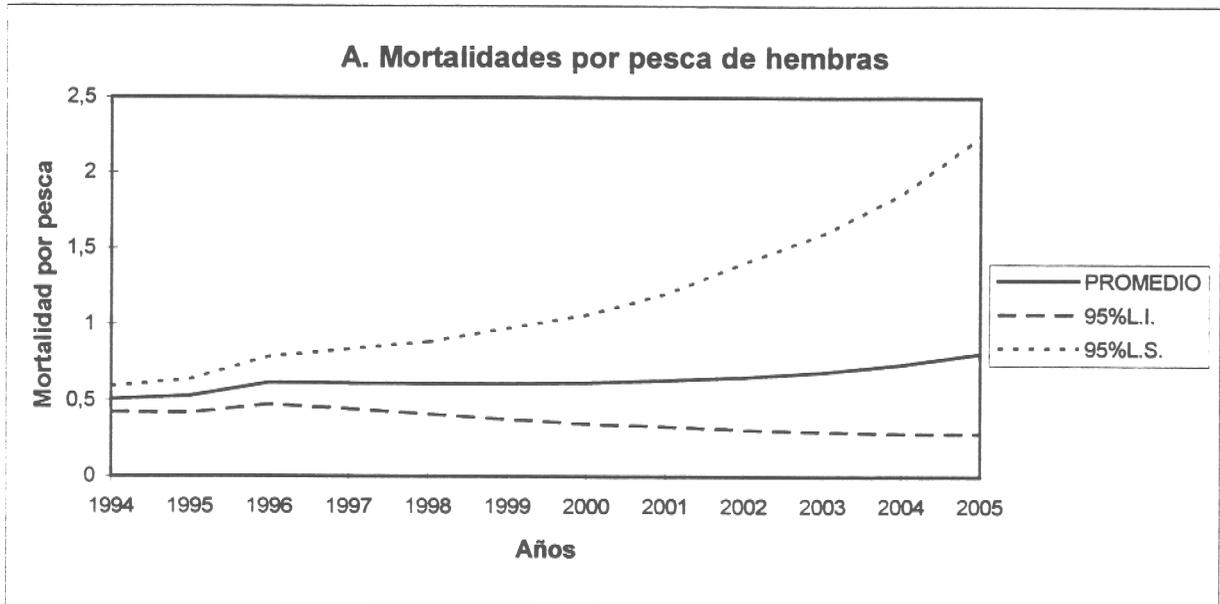


Fig. 24 Mortalidades por pesca proyectadas con captura constante de 85.000 t.

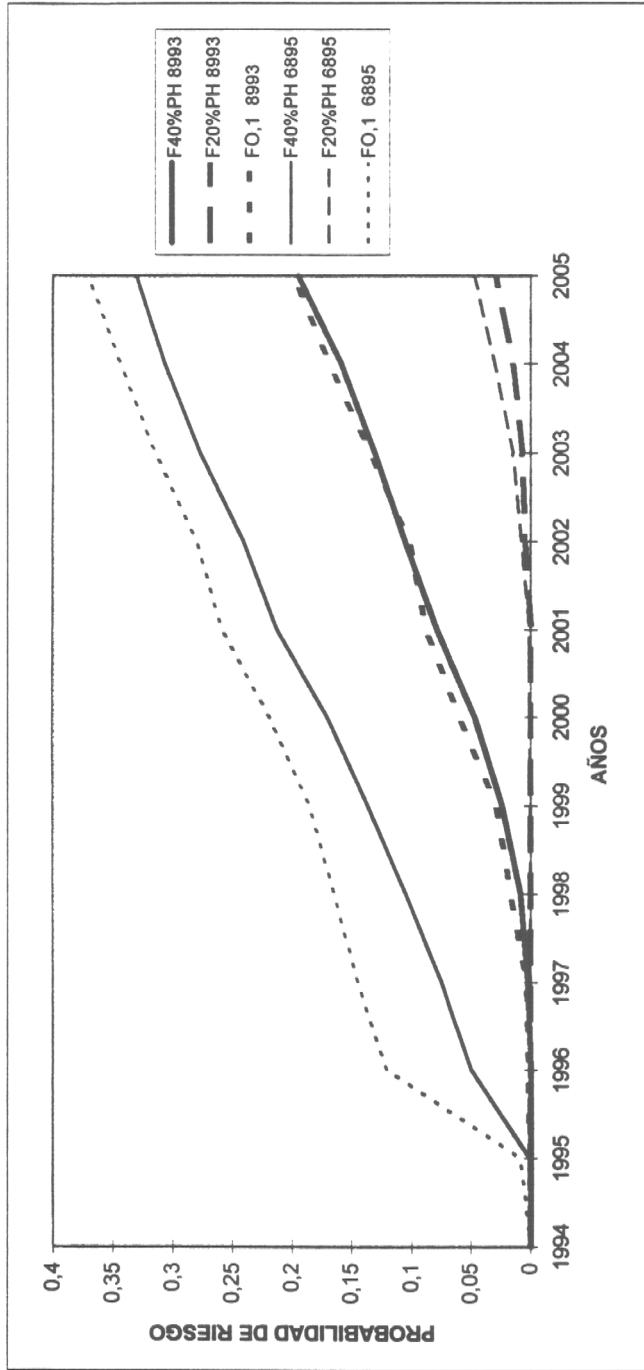


Fig.25 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con captura constante de 85.000 t.

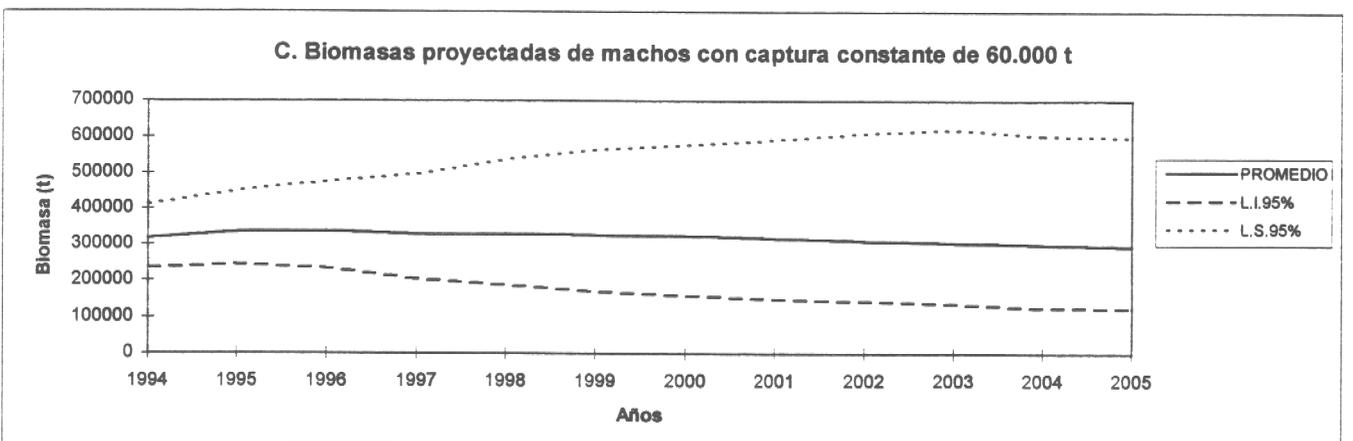
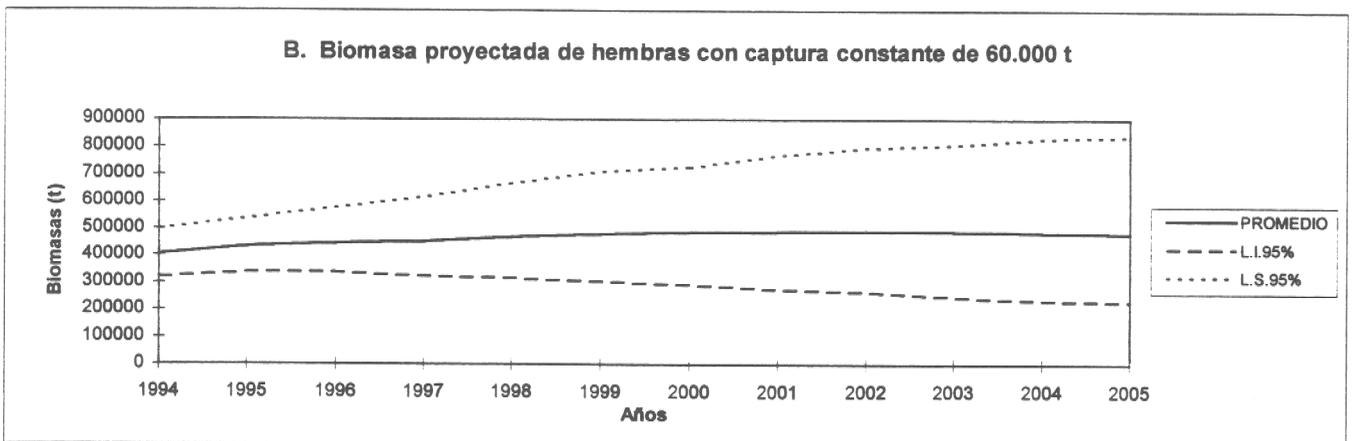
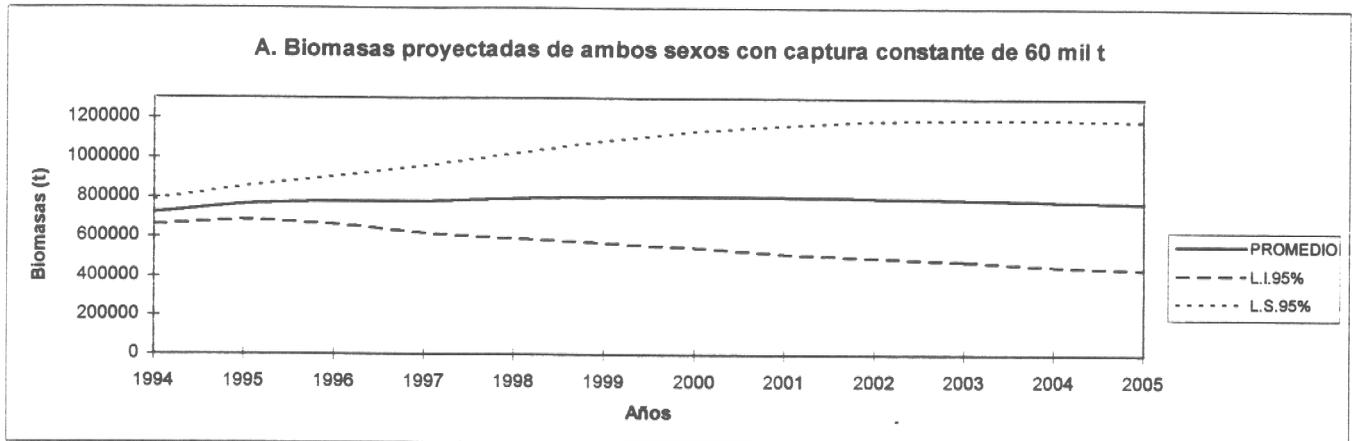


Fig. 26 Biomosas proyectadas con captura constante de 60.000 t.

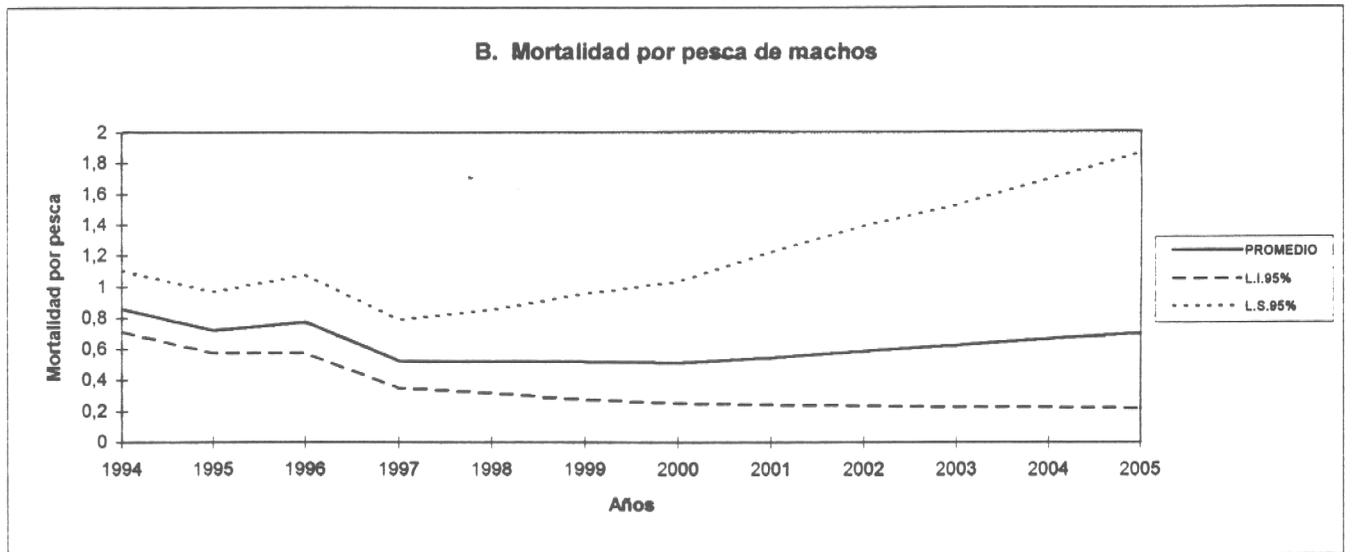
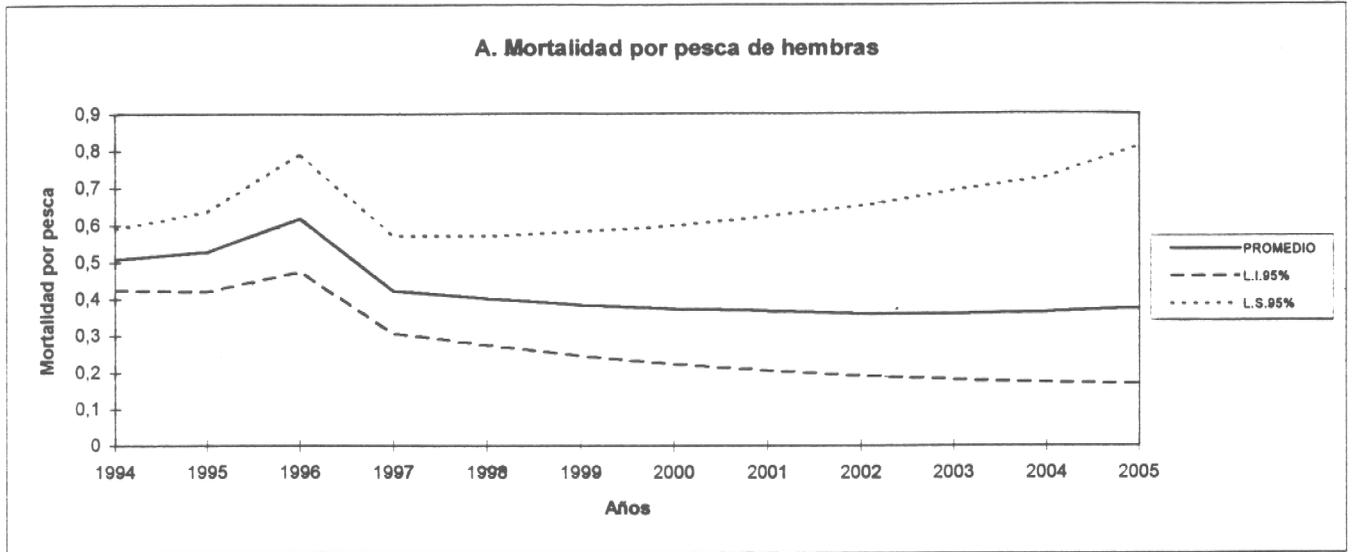


Fig. 27 Mortalidades por pesca proyectadas con captura constante de 60.000 t.

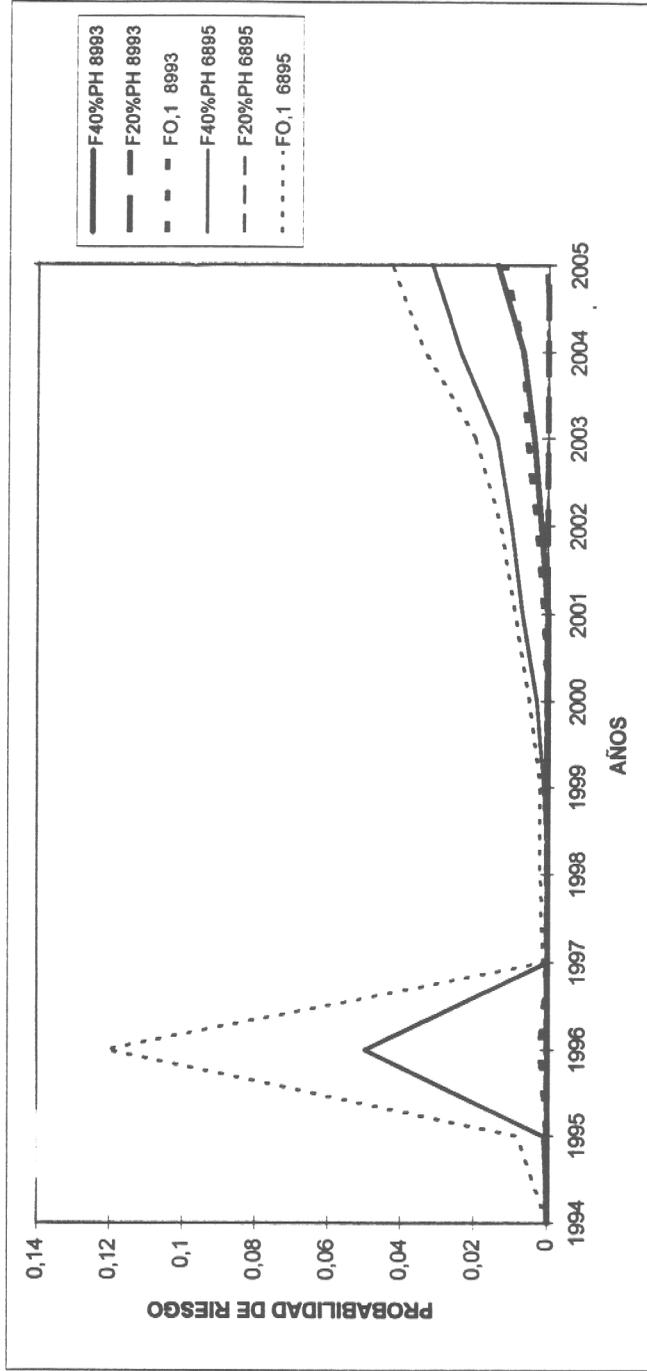


Fig.28 Riesgos proyectados de sobrepasar los PBR con captura constante de 60.000 t.

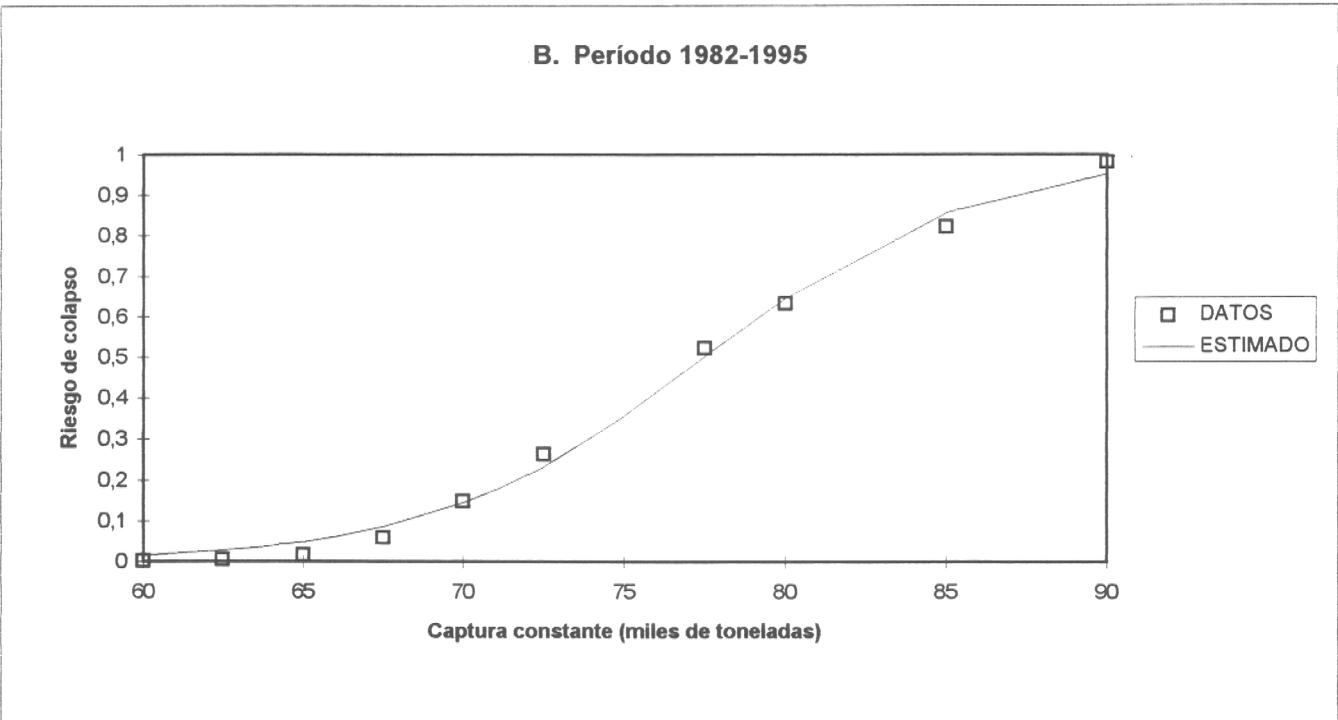
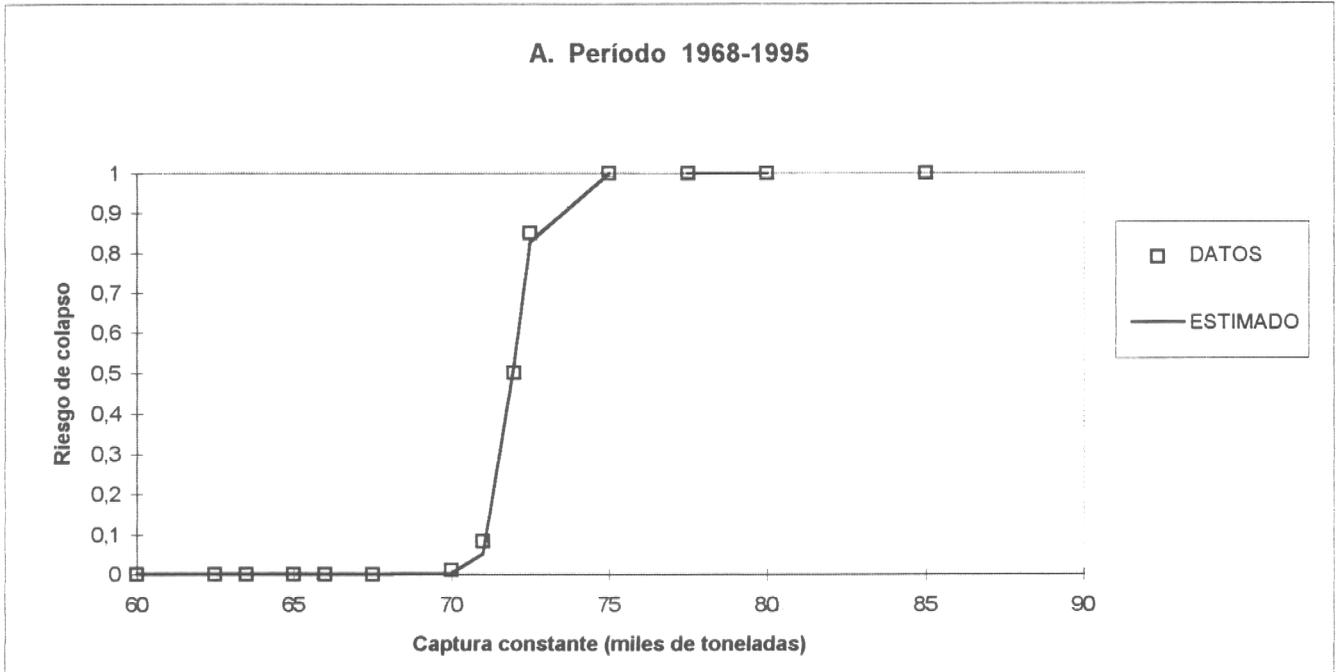


Fig. 29 Ajuste de modelos para el riesgo retrospectivo de una captura constante, considerando dos períodos de análisis (1968-1995 y 1982-1995)

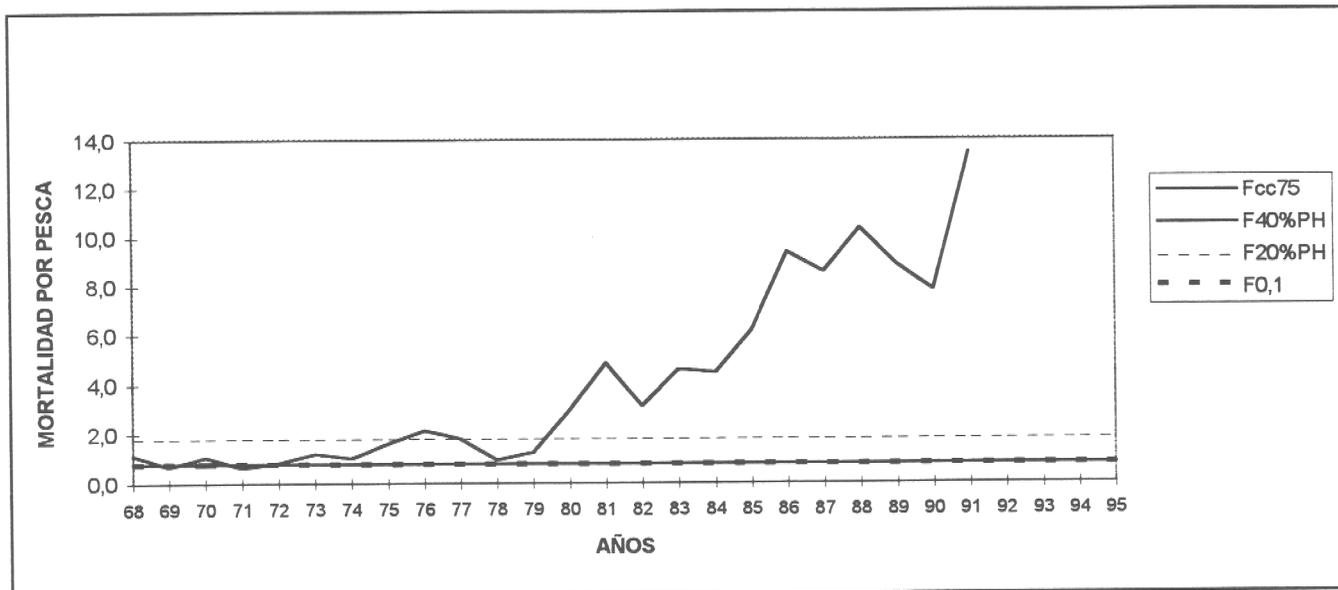


Fig. 30 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con captura constante de 75.000 t (Fcc 75) y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping"

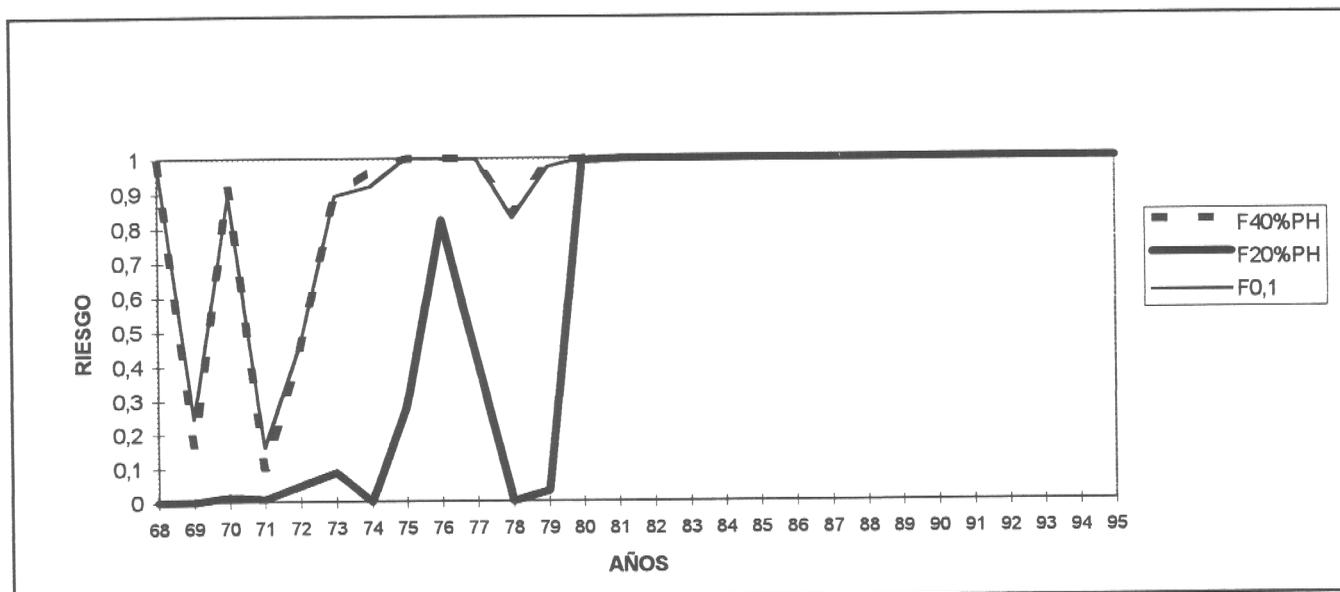


Fig. 31 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 75,000 t.

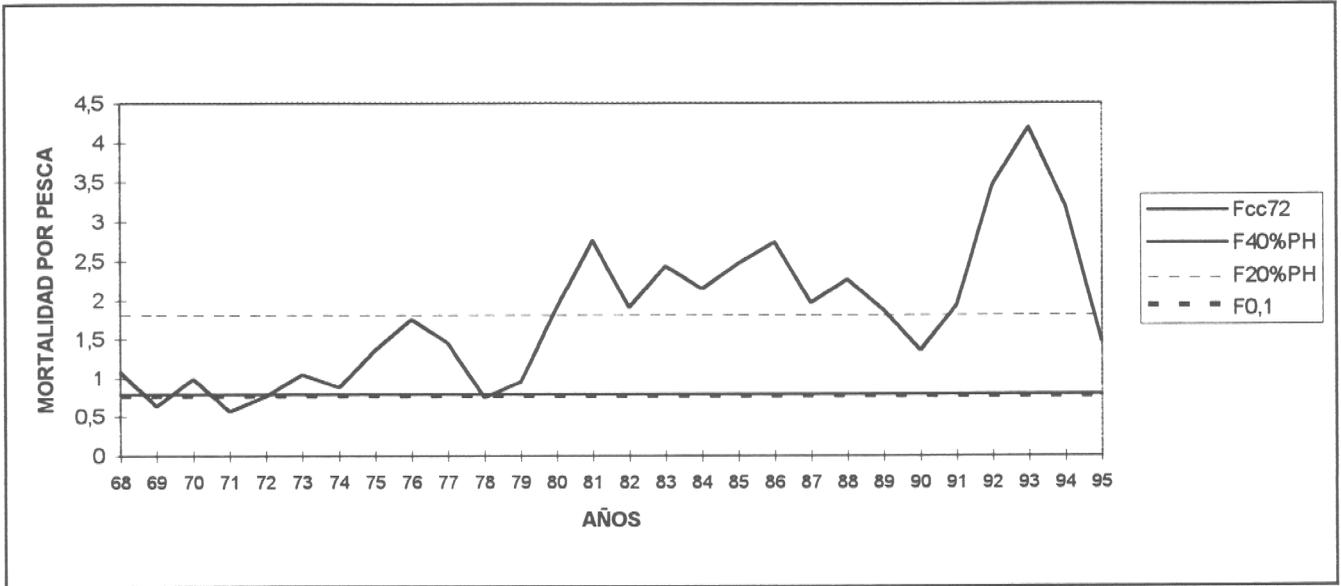


Fig. 32 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con captura constante de 72.000 t (Fcc 72) y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping"

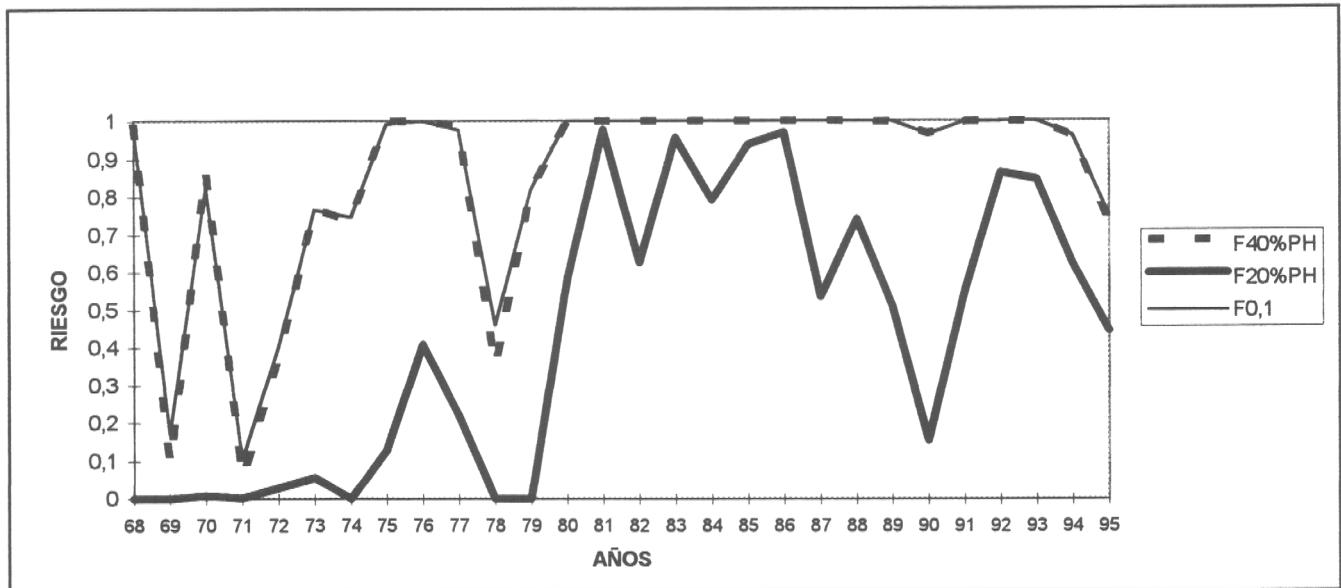


Fig. 33 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 72.000 t.

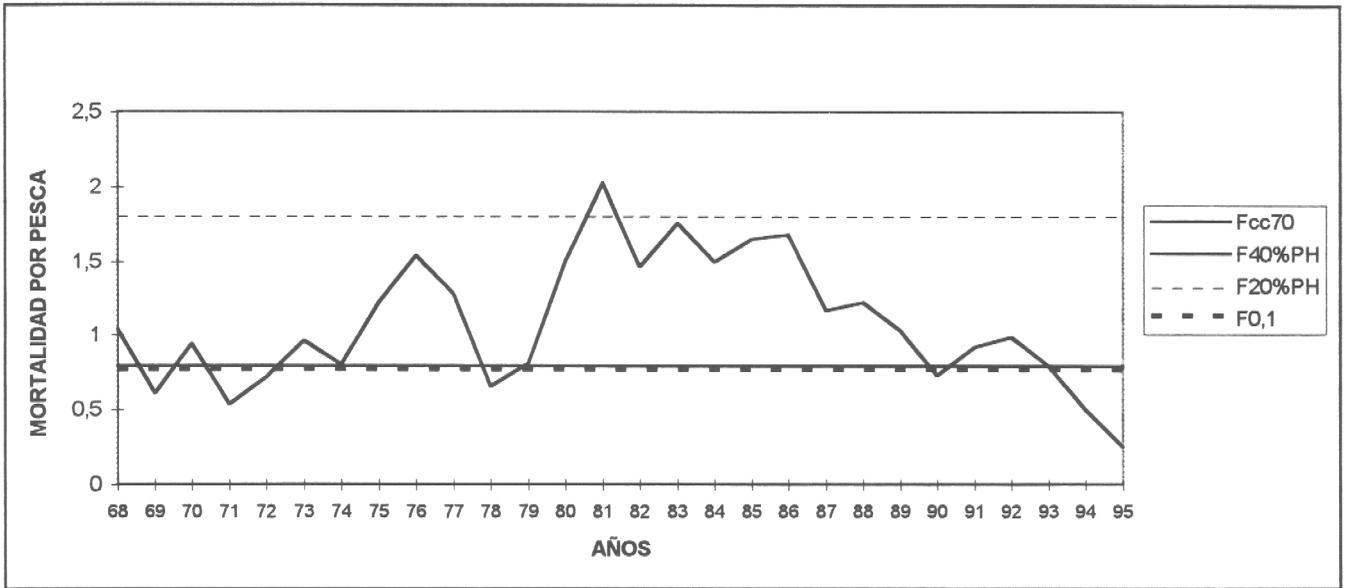


Fig. 34 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con captura constante de 70.000 t (Fcc 70) y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".

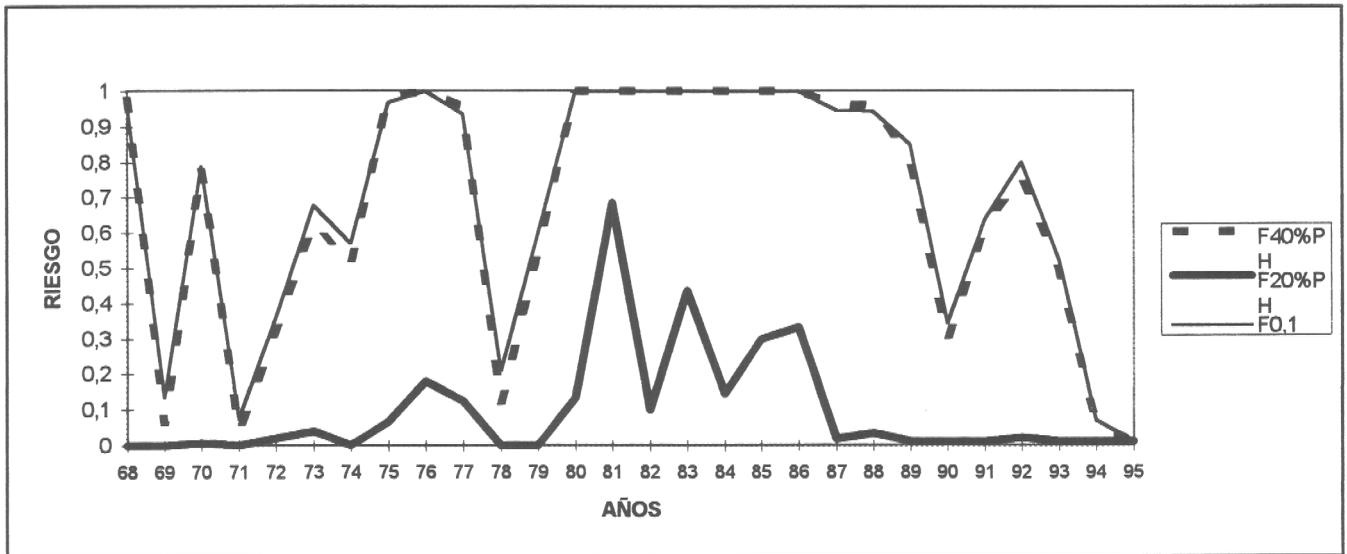


Fig. 35 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 70.000 t.

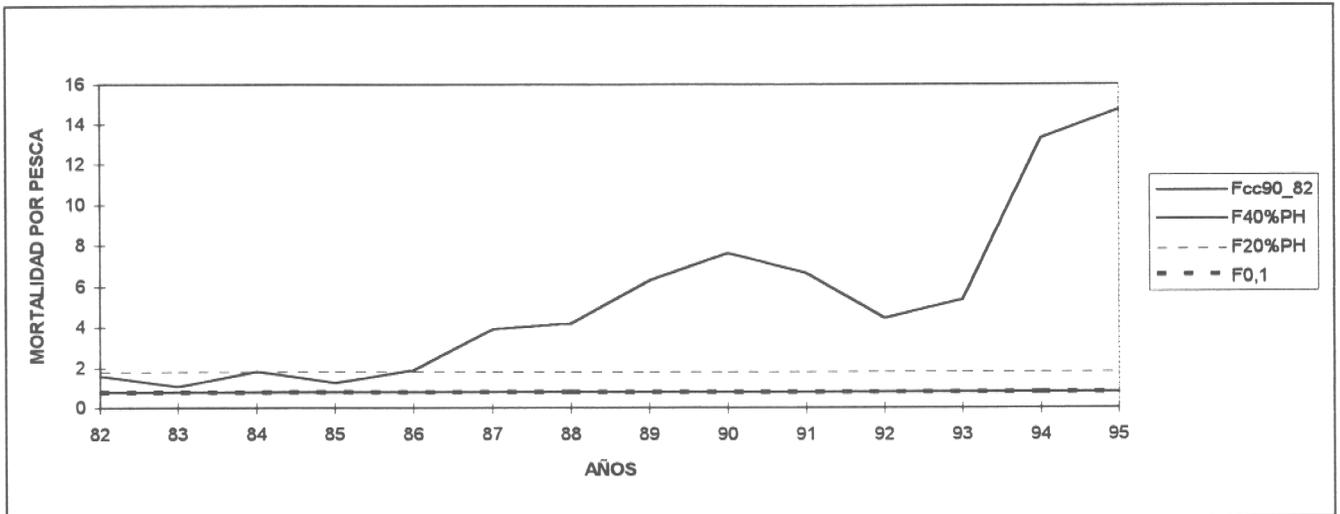


Fig. 36 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubiera producido con captura constante de 90.000 t (Fcc 90-82) a partir del año 1982 y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".

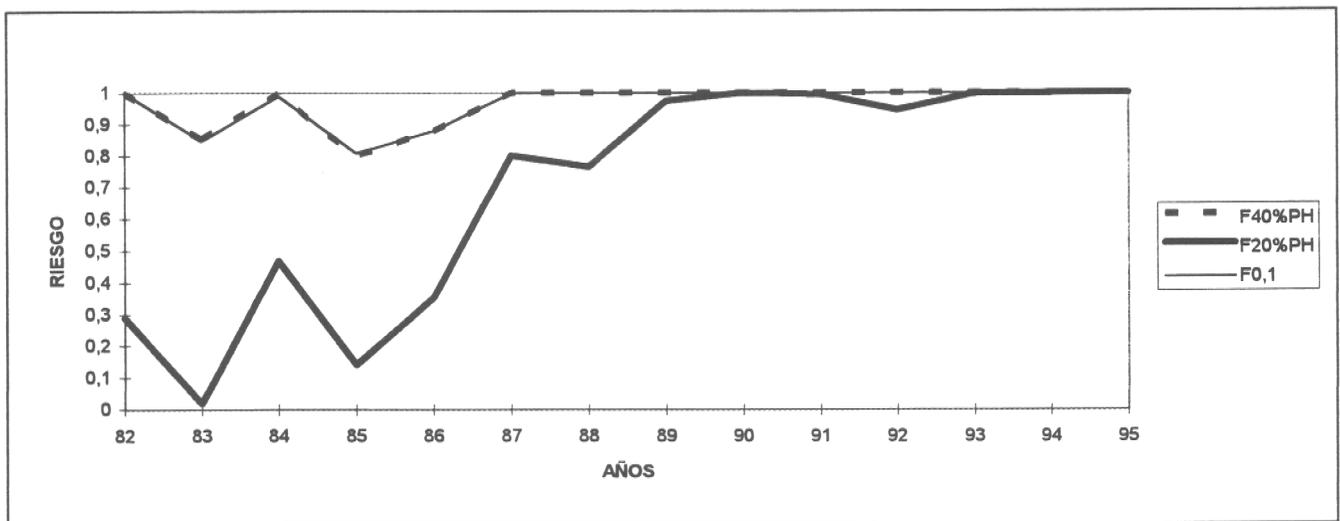


Fig. 37 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 90.000 t a partir del año 1982.

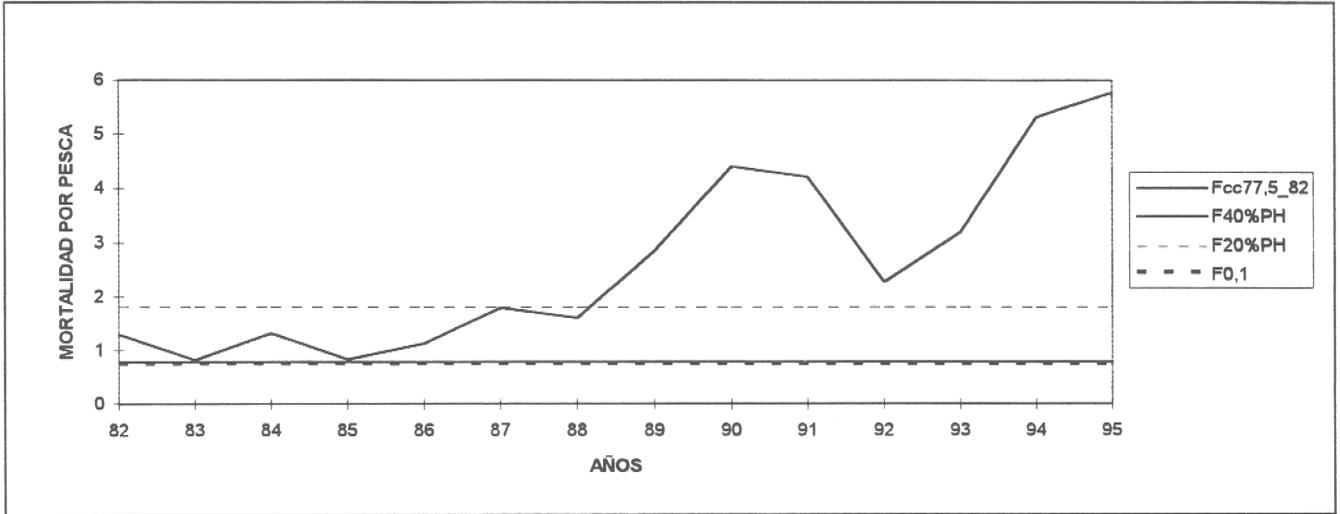


Fig. 38 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con captura constante de 77.500 t ($F_{cc\ 77,5}$) a partir del año 1982 y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".

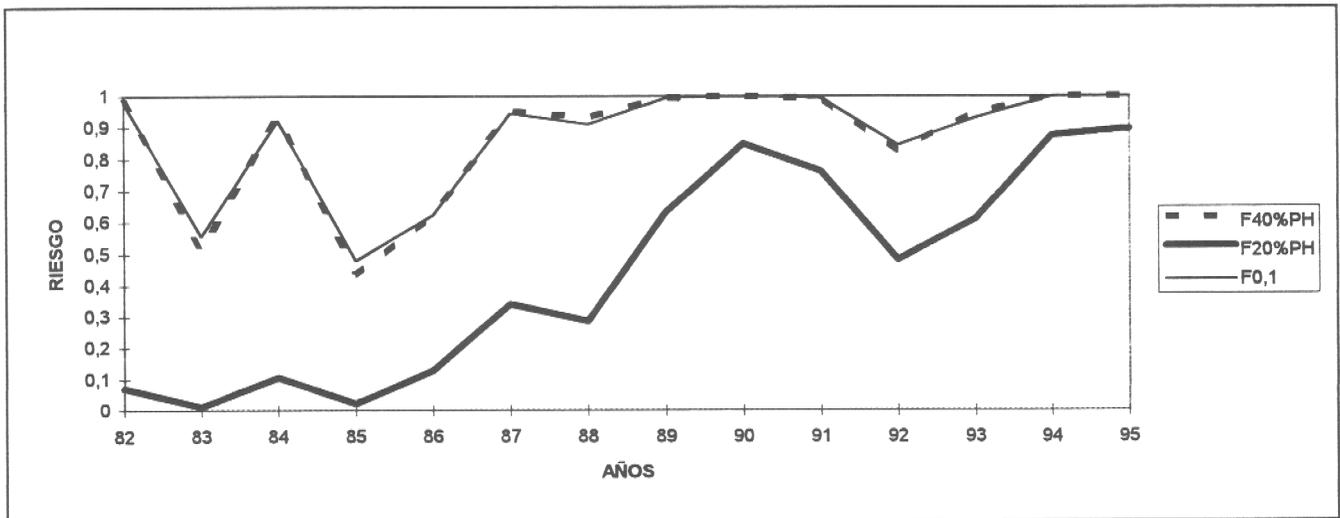


Fig. 39 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 77.500 t. a partir del año 1982.

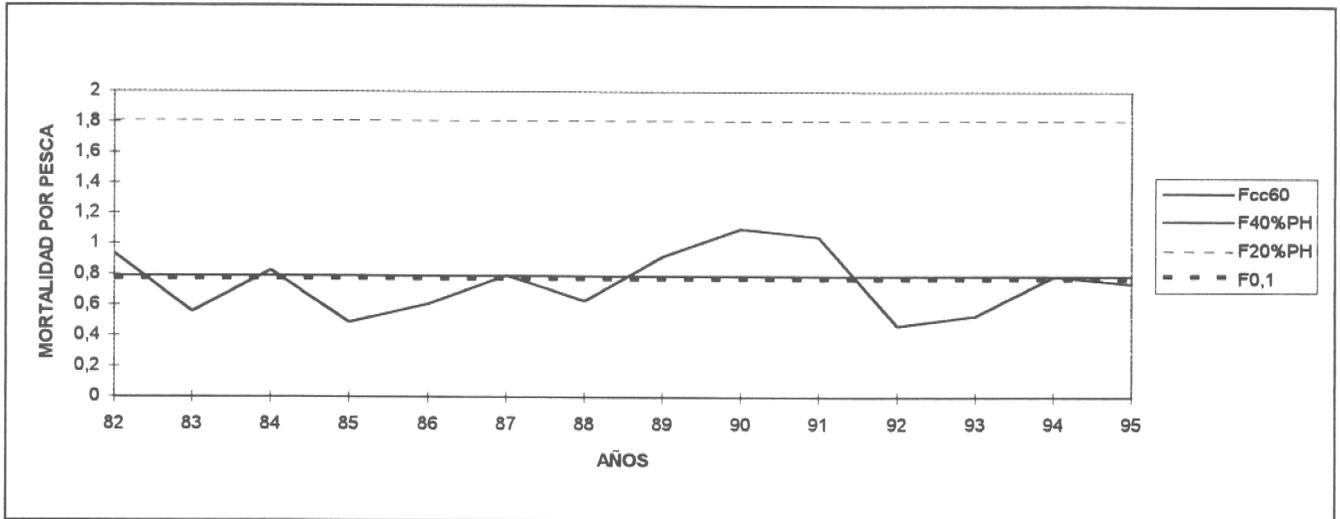


Fig. 40 : Mortalidad por pesca de hembras que se hubieran producido con captura constante de 60.000 t. (F_{cc60}) a partir del año 1982 y los puntos biológicos de referencia. Todos los valores corresponden a promedios de 1000 "bootstrapping".

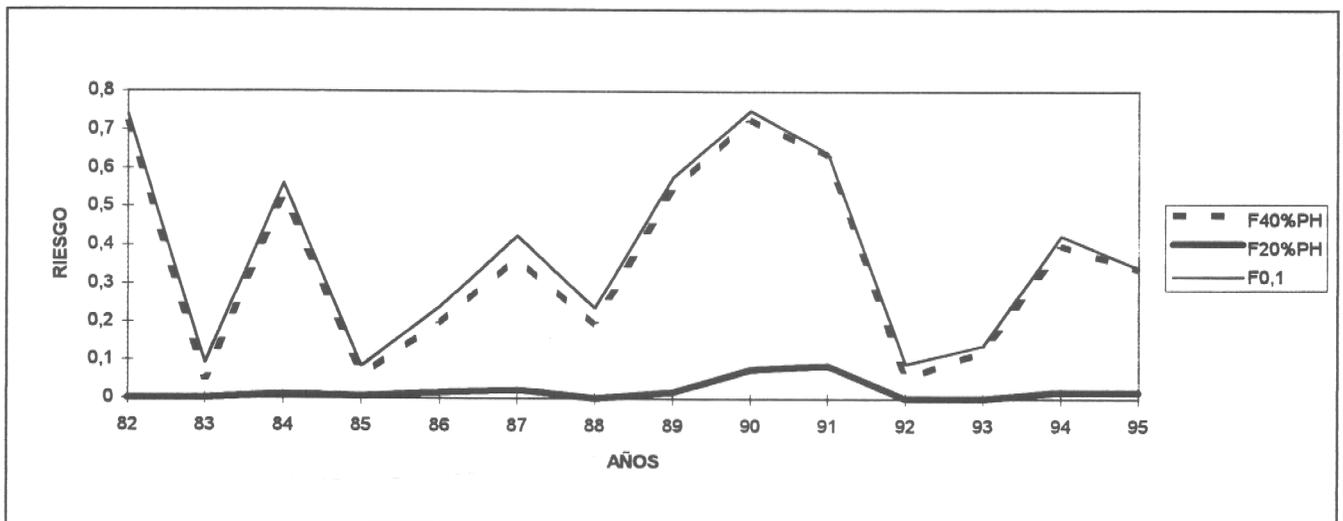


Fig. 41 : Riesgo de sobrepasar los PBR si se hubiera aplicado una captura constante de 60.000 t. a partir del año 1982.

T A B L A S

Tabla 1 Validación de las matrices de entrada con respecto al desembarque.

ANO	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981
BIOMASA	128004	82722	87791	65660	66627	45772	42940	32274	28311	36518	33971	31736	31276	32687
CAPTURADA (t)	33	42	31	27	38	39	13	20	17	14	22	19	12	30
DESEMBARQUE (t)	128000	83000	88000	66000	67000	46000	43000	32386	28335	36563	34078	31806	31298	32676
% DE DIFERENCIA	0,00	0,34	0,24	0,52	0,56	0,50	0,14	0,35	0,08	0,12	0,31	0,22	0,07	-0,03

ANO	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
BIOMASA	26280	25287	32879	28499	29399	30692	41612	46827	52481	66676	62375	58864	65515	74978
CAPTURADA (t)	19	5	82	57	10	26	103	119	86	707	77	89	418	41
DESEMBARQUE (t)	26341	25285	33183	28473	29382	30470	41312	46392	52341	63663	60046	58973	67021	75293
% DE DIFERENCIA	0,23	-0,01	0,92	-0,09	-0,06	-0,73	-0,73	-0,94	-0,27	-4,73	-3,88	0,18	2,25	0,42

Biomasa capturada= Número por peso promedio

PROM= Promedio

D.E.= Desviación estándar

N= 100 "boots"

Tabla 2 Capturabilidades de la hidroacústica por edades.

Hembras	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Edad	0,905	0,926	0,934	0,955	0,976	0,993	1,004	1,012	1,017	1,020	1,020	1,040
Promedio	0,900	0,917	0,925	0,942	0,957	0,971	0,979	0,985	0,991	0,990	0,997	1,000
95%L.I.	1,000	1,000	1,000	1,000	1,010	1,038	1,050	1,061	1,066	1,074	1,059	1,099
95%L.S.												
Machos												
Promedio	0,902	0,927	0,957	0,975	0,993	1,025	1,033	1,028	1,026			
95%L.I.	0,900	0,920	0,947	0,961	0,973	1,000	1,005	1,006	0,998			
95%L.S.	0,903	0,935	0,973	0,999	1,030	1,068	1,089	1,069	1,070			

Nota= En machos 10+ y en hembras 13+

Tabla 3 Mortalidades por pesca del último año.

Hembras	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Edad	0,163	0,172	0,177	0,175	0,040	0,040	0,031	0,031	0,031	0,031	0,031	0,032
Promedio	0,157	0,169	0,173	0,172	0,039	0,039	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030
95%L.I.	0,180	0,180	0,183	0,181	0,042	0,042	0,033	0,033	0,033	0,033	0,033	0,034
95%L.S.												
Machos												
Promedio	0,062	0,083	0,145	0,176	0,209	0,192	0,197	0,225	0,198			
95%L.I.	0,061	0,082	0,143	0,174	0,205	0,188	0,192	0,217	0,192			
95%L.S.	0,063	0,084	0,148	0,180	0,214	0,198	0,204	0,239	0,210			

Nota= En machos 10+ y en hembras 13+

Tabla 4 Mortalidades por pesca de las edades más viejas.

Hembras														
Años	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981
Promedio	1,871	0,896	0,987	0,616	0,599	0,837	0,808	0,739	0,912	0,653	0,443	0,480	0,752	0,907
95%L.I.	1,460	0,584	0,620	0,408	0,431	0,669	0,662	0,577	0,719	0,532	0,370	0,403	0,669	0,759
95%L.S.	2,350	1,317	1,634	0,993	0,867	1,054	1,025	0,908	1,170	0,785	0,530	0,568	0,854	1,059
Machos														
Promedio	2,222	2,207	1,368	1,266	1,177	1,103	1,269	1,195	1,388	1,079	0,769	0,776	1,061	1,587
95%L.I.	1,934	1,846	1,018	0,975	0,959	0,965	1,147	1,022	1,117	0,955	0,677	0,678	0,988	1,473
95%L.S.	2,484	2,666	1,765	1,601	1,537	1,290	1,413	1,400	1,755	1,253	0,862	0,912	1,132	1,708

Hembras														
Años	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Promedio	0,556	0,549	0,588	0,532	0,512	0,380	0,460	0,450	0,371	0,572	0,596	0,407	0,296	0,032
95%L.I.	0,486	0,500	0,520	0,466	0,473	0,342	0,405	0,399	0,332	0,464	0,510	0,368	0,267	0,030
95%L.S.	0,649	0,595	0,666	0,607	0,557	0,423	0,514	0,514	0,417	0,734	0,689	0,449	0,325	0,034
Machos														
Promedio	1,042	0,813	0,791	0,872	0,863	0,605	0,601	0,680	0,580	0,794	0,928	0,860	0,493	0,198
95%L.I.	0,923	0,740	0,688	0,790	0,789	0,539	0,541	0,608	0,523	0,688	0,861	0,779	0,443	0,192
95%L.S.	1,166	0,883	0,901	0,948	0,941	0,670	0,662	0,740	0,634	0,956	0,995	0,934	0,547	0,210

Nota: en machos 10+ y en hembras 13+

Tabla 5 Ajuste del modelo de reclutamiento de hembras del año $t + 1$ y el año t ($\ln(R - t + 1) = a + b \cdot \ln(R - t)$).

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0,787318887
Coefficiente de determinación R ²	0,61987103
R ² ajustado	0,604032323
Error típico	0,182826191
Observaciones	26

ANÁLISIS DE VARIANZA

	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Promedio de los cuadrados	F	Valor crítico de F
Regresión	1	1,30815268	1,30815268	39,13646656	1,82219E-06
Residuos	24	0,802209987	0,033425416		
Total	25	2,110362667			

	Coefficientes	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	2,226317282	2,281931097	0,975628618	0,338980559	-2,483356057	6,935990622
ln R_t	0,866615717	0,138527423	6,255914526	1,82219E-06	0,580709227	1,152522207

Tabla 6. Riesgos de sobrepasar los diferentes puntos biológicos de referencia (PBR) al aplicar distintas capturas constantes.

Años		1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
PBR 1968-1995	Captura												
F40%PH	60000	0	0,001	0,05	0	0	0,001	0,003	0,007	0,01	0,014	0,024	0,032
	85000	0	0,001	0,05	0,075	0,105	0,137	0,171	0,213	0,241	0,277	0,307	0,331
	100000	0	0,001	0,051	0,331	0,37	0,412	0,448	0,487	0,511	0,547	0,581	0,607
F20%PH	60000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,001
	85000	0	0	0	0	0	0	0,001	0,001	0,008	0,015	0,03	0,047
	100000	0	0	0	0	0	0,001	0,008	0,029	0,057	0,09	0,126	0,168
FO,1	60000	0	0,008	0,121	0,001	0,002	0,002	0,005	0,009	0,013	0,02	0,034	0,043
	85000	0	0,009	0,121	0,145	0,165	0,186	0,22	0,259	0,28	0,315	0,344	0,371
	100000	0	0,008	0,121	0,426	0,441	0,462	0,488	0,53	0,54	0,567	0,596	0,619
PBR 1989-1993	Captura												
F40%PH	60000	0	0	0	0	0	0	0	0	0,002	0,004	0,007	0,014
	85000	0	0	0	0,003	0,009	0,024	0,047	0,079	0,106	0,131	0,159	0,196
	100000	0	0	0	0,042	0,087	0,136	0,192	0,256	0,303	0,343	0,385	0,424
F20%PH	60000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	85000	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0,007	0,015	0,029
	100000	0	0	0	0	0	0	0,001	0,007	0,023	0,05	0,078	0,103
FO,1	60000	0	0	0,002	0	0	0	0	0,001	0,003	0,006	0,007	0,012
	85000	0	0	0,002	0,004	0,017	0,029	0,06	0,088	0,102	0,135	0,169	0,199
	100000	0	0	0,002	0,055	0,084	0,15	0,202	0,256	0,306	0,355	0,405	0,446