



REPUBLICA DE CHILE
Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción
SUBSECRETARIA DE PESCA

FONDO DE INVESTIGACION PESQUERA

INFORMES TECNICOS F I P

FIP - IT / 96 - 16

INFORME : BASES BIOLÓGICAS PARA PREVENIR
FINAL LA SOBREEXPLOTACION EN EL
RECURSO JUREL

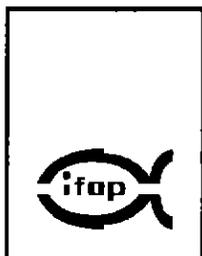
UNIDAD : INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO,
EJECUTORA DIRECCION ZONAL V, VI VII, VIII Y IX
REGIONES E ISLAS OCEANICAS

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

RODOLFO SERRA B.

AUTORES

**RODOLFO SERRA B.
ALEJANDRO ZULETA V.
HUMBERTO POOL P.
GABRIELA BÖHM S.**

• Enero de 1999 •



RESUMEN EJECUTIVO

El presente informe corresponde al Informe Final del proyecto "Bases Biológicas para Prevenir la Sobreexplotación en el Recurso Jurel" e incluye los resultados de todos los objetivos específicos.

En relación con el objetivo de compilar y analizar los principales procesos biológicos poblacionales e individuales y aspectos pesqueros del recurso jurel, se hace una revisión importante de la información disponible sobre la identificación, distribución, estructura poblacional, aspectos reproductivos, de la determinación de edad y crecimiento y mortalidad natural del jurel.

También se revisaron aspectos de la pesquería como identificación de las unidades de pesquería, su localización, desembarque, flota y esfuerzo pesquero de las pesquerías nacionales de jurel y de la flota internacional.

En este proyecto se rehace la evaluación de stock del jurel a 1995 a fin de estimar información de entrada al análisis de las estrategias de explotación, como el vector de biomasa inicial con incertidumbre y el análisis de la relación stock desovante-reclutas.

El segundo objetivo específico corresponde a la definición de los puntos biológicos de referencia (PBR) para proteger al jurel de la sobreexplotación por crecimiento y reclutamiento. El PBR que evita la sobreexplotación por crecimiento es: $F_{0.1}$. El que evita la sobreexplotación por reclutamiento es $F_{\%BDR}$, donde para $\%BDR$ se identificó $F_{35\%}$ y $F_{40\%}$. Otros PBR identificados fueron F_{max} , F_{med} , F_{high} , F_{low} , $F_{1/3}$, $F_{2/3}$ y $F_{f=M}$.



Estos PBR representan estrategias de explotación constante. El estudio incluye además el análisis de la estrategia de escape constante y de la estrategia de captura constante. Esta última se incluyó para explorar las consecuencias de mantener un nivel de captura como el actual.

El tercer objetivo específico considera el análisis de sensibilidad respecto de los PBR, es decir, un análisis del efecto de la incerteza de los parámetros básicos que permiten estimar los PBR. Los PBR se estiman por el ajuste del modelo de Thompson y Bell, que requiere como información de entrada el patrón de explotación, pesos a la edad y M . Los resultados muestran que para $F_{0.1}$ los parámetros básicos del patrón de explotación y M ejercen la mayor influencia. En el caso de $F_{40\%BDR}$ son los parámetros K y W_{∞} , es decir el vector peso, los que tienen mayor influencia.

El objetivo específico número cuatro corresponde al análisis de riesgo de las diferentes estrategias de explotación constante, captura constante y escape constante. El enfoque contempla un análisis determinista y otro con incertidumbre. Ambos enfoques resultan en conclusiones similares.

En las estrategias de explotación constante las mortalidades por pesca derivadas de los diferentes PBR se clasificaron en tres grupos: extremos, intermedios y prudentes. Los PBR extremos (F_{max} , F_{med} y F_{high}) se descartan inmediatamente por insostenibilidad del recurso. Las políticas de explotación intermedias ($F_{1/3}$, $F_{0.4}$, $F_{0.35}$) dependen de los objetivos y nivel de riesgo que se desea aceptar, pero resultan en un nivel de riesgo considerado alto. Finalmente, las políticas consideradas como prudentes ($F_{0.1}$, F_{low} , $F_{2/3}$ y $F_{F=M}$) son las únicas que pueden ser consideradas para un manejo precautorio. Sin embargo entre ellas la que aparece como potencialmente mejor es $F_{0.1}$. Las restantes son demasiado conservadoras y producen rendimientos muy bajos.



Una comparación entre las estrategias permite concluir que la explotación constante, con una política $F_{0.1}$, es la mejor. La peor estrategia es la de captura constante, porque no permite aprovechar los pulsos de abundancia y su alto riesgo de colapso. La política de escape constante si bien permite altos rendimientos, disminuye la biomasa explotable de manera importante y la probabilidad de colapso es mayor al 10%, lo que implica un riesgo excesivo.

Finalmente, se discute que un mejor compromiso entre los objetivos de maximizar las capturas y la conservación del recurso se produce con una política de explotación que se ubica entre un nivel de $F_{0.1}$ y $F_{40\%}$.



INDICE GENERAL

	Página
RESUMEN EJECUTIVO	i
INDICE GENERAL	v
INDICE DE TABLAS Y FIGURAS	vii
1. INTRODUCCION	1
2. OBJETIVOS	5
2.1 Objetivo general	5
2.2 Objetivos específicos	5
3. RESULTADOS POR OBJETIVO ESPECIFICO	7
3.1 Objetivo específico 2.2.1	7
3.1.1 Principales procesos biológicos poblacionales	7
3.1.1.1 Identificación	7
3.1.1.2 Distribución, migración y estructura poblacional	7
3.1.1.3 Reproducción	10
3.1.1.4 Crecimiento y edad	12
3.1.1.5 Mortalidad natural M	14
3.1.2 La pesquería	17
3.1.2.1 Unidades de pesquerías y localización	17
3.1.2.2 Desembarques	19
3.1.2.3 Flota y esfuerzo pesquero	21
3.1.3 Evaluación de stock	27
3.1.3.1 Modelo de análisis secuencial de población, ASP	27
3.1.3.2 Datos de entrada para la evaluación de stock	34
3.1.3.3 Cálculo de la captura por unidad de esfuerzo estandarizada	38
3.1.3.4 Resultados del ADAPT	44
3.2 Objetivo específico 2.2.2	46
3.2.1 Puntos biológicos de referencia seleccionados	47
3.2.1.1 Estrategias de explotación constante	47
3.2.1.2 Estrategia de escape constante	50
3.2.1.3 Estrategia de captura constante	50



3.2.2	Resultados de la estimación de los puntos biológicos de referencia	51
3.3	Objetivo específico 2.2.3	53
3.3.1	Metodología	53
3.3.2	Resultados y discusión	59
3.3.2.1	Estimación de parámetros a partir de información histórica	59
3.3.2.2	Distribución de las desviaciones relativas de las salidas de Montecarlo respecto de los parámetros de referencia (estimados)	60
3.3.2.3	Distribución relativa de las desviaciones de los PBR respecto del valor de referencia	64
3.3.2.4	Conclusión	73
3.4	Objetivo específico 2.2.4	75
3.4.1	Modelo con variaciones aleatorias e independientes del reclutamiento	78
3.4.1.1	Método	78
3.4.1.2	Estrategias	83
3.4.1.3	Fuentes de incertidumbre	86
3.4.1.4	Indices de riesgo	86
3.4.1.5	Variantes del análisis de riesgo	87
3.4.1.6	Resultados	87
3.4.1.7	Conclusiones	98
3.4.2	Modelo con reclutamientos autocorrelacionados	99
3.4.2.1	Métodos	99
3.4.2.2	Resultados	106
3.4.2.3	Conclusiones	128
4.	CONCLUSIONES GENERALES	129
5.	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	131

ANEXOS



INDICE DE TABLAS Y FIGURAS

TABLAS

- Tabla 1. Ojiva de madurez del jurel
- Tabla 2. Parámetros de la función de crecimiento
- Tabla 3. Valores de M calculados para el jurel
- Tabla 4. Esfuerzo de pesca nominal medido como viajes con pesca de jurel
- Tabla 5. Esfuerzo estandarizado del jurel medido como viajes con pesca.
- Tabla 6. ANOVA jurel zona centro sur
- Tabla 7. Resultados del análisis multiplicativo
- Tabla 8. Estimación del parámetro b del patrón de explotación
- Tabla 9. Estimación de los parámetros de la función de crecimiento
- Tabla 10. Rango de desviaciones sufridas por los parámetros de Montecarlo y PBRs, respecto de sus valores de referencia.
- Tabla 11. Influencia porcentual de los parámetros en estudio sobre los resultados de los PBR.
- Tabla 12. Estrategias $F_{1/3}$, $F_{2/3}$, F_{low} y F_{high}
- Tabla 13. Indicadores del desempeño frente a diferentes mortalidades por pesca.
- Tabla 14. Estrategias de captura y escape constantes
- Tabla 15. Parámetros y residuales estimados del ajuste de los modelos de RSR de Beverton & Holt y rampa. Stock de jurel frente a la costa de Chile.
- Tabla 16. Parámetros estimados del modelo AR(2).
- Tabla 17. Indicadores de desempeño frente a diferentes estrategias de explotación. Análisis de riesgo basado en reclutamientos autocorrelacionados.



FIGURAS

- Figura 1. Localización de la pesquería del jurel donde; ZN = Zona Norte; C = Caldera; CQBO = Coquimbo; ZCS = Zona Centro Sur
- Figura 2. Desembarque de jurel en sus diferentes pesquerías. ZN = Zona Norte, CN = Centro Norte, CS = Centro Sur, INT = Internacional y SBR = SubRegional.
- Figura 3. Número de barcos, capacidad de bodega acumulada y promedio de la flota cerquera.
- Figura 4. Comparación de cpue, donde cpue* es la obtenida en este trabajo y cpue 95 y cpue 97 son de Böhm *et al.* (1996y 1997).
- Figura 5. Nivel y tendencia de las biomásas de jurel
- Figura 6. Relación stock-recluta del jurel según modelo de Beverton y Holt
- Figura 7. Distribución de las desviaciones de los valores Montecarlo respecto del parámetro de referencia b.
- Figura 8. Distribución de las desviaciones de los valores Montecarlo respecto del parámetro de referencia, W_{∞} .
- Figura 9. Distribución de las desviaciones de los valores Montecarlo respecto del parámetro de referencia K.
- Figura 10. Distribución de las desviaciones de los valores Montecarlo respecto del parámetro de referencia, t_0 .
- Figura 11. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{0.1}$ respecto del valor de referencia al cambiar el patrón de explotación.
- Figura 12. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{40\%BDR}$ respecto del valor de referencia al cambiar el patrón de explotación.
- Figura 13. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{40\%BDR}$ respecto del valor de referencia al cambiar el vector de peso (parámetro W_{∞}).



- Figura 14. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{0.1}$ respecto del valor de referencia al cambiar el vector de peso (parámetro k).
- Figura 15. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{0.1}$ respecto del valor de referencia al cambiar el vector de peso (parámetro k).
- Figura 16. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{0.1}$ respecto del valor de referencia al cambiar el vector de peso (parámetro t_0).
- Figura 17. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{40\%BDR}$ respecto del valor de referencia al cambiar el vector de peso (parámetro t_0).
- Figura 18. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{0.1}$ respecto del valor de referencia al cambiar M .
- Figura 19. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{40\%BDR}$ respecto del valor de referencia al cambiar M .
- Figura 20. Poyección con diferentes niveles de F cte.
- Figura 21. Comportamiento de la captura en la proyección con F cte.
- Figura 22. Razón entre BE y BE de 1995.
- Figura 23. Trayectoria del stock desovante según ambas estrategias
- Figura 24. Trayectoria de la captura según ambas estrategias.
- Figura 25. Razón entre BE y BE de 1995.
- Figura 26. Ajuste de los modelos de Stock-reclutamiento de Beverton & Holt y tipo rampa a la serie de reclutamientos y stock desovante estimados por ADAPT. Stock de jurel frente a la costa de Chile.
- Figura 27. Series de residuales obtenidos del ajuste del modelo de Stock-Reclutamiento de Beverton & Holt y tipo rampa. Stock de jurel frente a la costa de Chile.
- Figura 28. Funciones de autocovarianza correspondiente a los residuales resultantes del ajuste de los modelos de Stock-Reclutamiento de Beverton & Holt y tipo rampa. Stock de jurel frente a la costa de Chile.



- Figura 29. Función de autocovarianza observada a partir del ajuste del modelo Stock-Reclutamiento tipo rampa y funciones de autocovarianza estimadas para los modelos autoregresivos de orden 1 y 2. Stock de jurel frente a la costa de Chile.
- Figura 30. Una serie cualquiera de 20 residuales simulados mediante el procedimiento indicado en el texto, usando autoregresivo de orden 2.
- Figura 31. Relación entre la mitad del reclutamiento máximo y τ RSR-B&H.
- Figura 32. Función de capturabilidad calculada a partir de las estimaciones obtenidas por ADAPT. La capturabilidad está referida a la edad completamente (edad 11). Stock de jurel subregional.
- Figura 33. Stock desovante en el equilibrio para distintos esfuerzos de pesca calculado suponiendo capturabilidad dependiente de la densidad y la RSR de B&H estimada. Stock de jurel frente a la costa de Chile.
- Figura 34. Biomasa desovante relativa con respecto al año 1995 frente a distintas estrategias de explotación constante. La línea recta constante representa el umbral de stock desovante. Stock de jurel subregional.
- Figura 35. Captura relativa respecto al año 1995 frente a distintas estrategias de explotación constante. Stock de jurel subregional.
- Figura 36. Biomasa explotable relativa respecto al año 1995 frente a distintas estrategias de explotación constante. Línea recta constante representa el nivel de *status quo*. Stock de jurel subregional.
- Figura 37. Proyección determinista del stock subregional de jurel bajo la estrategia F_{max} .



1. INTRODUCCIÓN

La existencia de zonas de abundancia a lo largo y ancho de la distribución del jurel ha permitido el desarrollo de varias pesquerías, distinguiéndose a lo largo de la costa de Chile las siguientes: Zona Norte, Caldera, Coquimbo, Zona Centro-Sur; cabe indicar que existió una pesquería internacional en la zona adyacente a la ZEE, compuesta por flotas con base principalmente en países de la ex-Unión Soviética. Esta pesquería desapareció en 1992, debido a la disolución de la Unión Soviética y crisis económica de los países que la conformaban.

El desarrollo de las pesquerías de jurel se asocia al auge de este recurso, el que al igual que la sardina de la zona norte del país ha aumentado de manera considerable su abundancia desde principios de la década 1970 a la actualidad. Su mayor abundancia en la Zona Centro Sur posibilitó un importante proceso de inversión, primero en la VIII Región (Talcahuano, San Vicente y Coronel) y posteriormente en San Antonio. Esta pesquería pasó a ocupar el primer lugar a nivel nacional desde 1990.

El manejo realizado en la pesquería de jurel ha consistido esencialmente en una regulación de tamaño mínimo (26 cm LH) y congelamiento del tamaño de la flota pesquera en la I, II y VIII Región (Decreto N° 436, diciembre 1985). De esta manera se pretendió frenar indirectamente el esfuerzo pesquero desarrollado en estas regiones, en el equivalente en número y capacidad de bodega de las unidades de pesca autorizadas a operar y que efectivamente operaron dentro de un año antes del 11 de enero de 1986. Este Decreto, que regía originalmente por tres años, fue prorrogado en tres ocasiones durante 1989. Sin embargo en la zona Centro Sur



quedaron abiertas las Regiones V, IX y X, lo que posibilitó el ingreso de embarcaciones con autorización a operar en ellas. En 1989 se promulgó la Ley General de Pesca y Acuicultura (Ley N° 18.892), en ella se declaró en plena explotación la pesquería de jurel de la VIII Región, lo que impide el ingreso de nuevas unidades pesqueras y suspende la recepción de nuevas solicitudes de ingreso a partir del 23 de diciembre de 1989 (fecha de publicación de la Ley). En 1990 el Decreto N° 137 precisa los requisitos para la sustitución de embarcaciones en pesquerías declaradas en plena explotación. Estos requisitos consisten en que el número de barcos no aumente; que las naves a sustituir hubieran desarrollado actividad de pesca en el área a lo menos seis meses dentro del año anterior a la fecha de solicitud; que las unidades de pesca que reemplacen a las autorizadas debieran tener conjuntamente un tonelaje de registro grueso y una capacidad de bodega igual o menor a las reemplazadas. Posteriormente las leyes N° 19.079 y 19.080 (6 de septiembre de 1991) incluyen importantes modificaciones a la Ley 18.892, entre las que se destacan la extensión del área para la pesquería pelágica del jurel entre las Regiones V y IX y hasta las 200 mn. Asimismo, permiten el ingreso de nuevos barcos para nuevas plantas autorizadas para reducción de harina entre las regiones V y IX, en una relación de 40 m³ de capacidad de bodega a flote por cada tonelada de materia prima/hora que dichas plantas puedan procesar.

Junto con el auge de la pesquería del jurel, la que se ha constituido en la principal pesquería del país, ha crecido la preocupación por el estado del stock y su manejo. La necesidad de contar con información que permita identificar el enfoque de manejo de esta pesquería determinó que el Consejo del Fondo de Investigación Pesquera incluyera el proyecto "Bases Biológicas para Prevenir la Sobreexplotación en el Recurso Jurel" en el Programa de Investigación de 1996 (Proyecto No. 96-16).



El presente informe corresponde al informe final del estudio requerido por el Fondo de Investigación Pesquera, FIP. Este estudio fue identificado y priorizado por el Consejo del FIP, considerando el gran desarrollo alcanzado por la pesquería del jurel en la ZEE de Chile y zona adyacente.





2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Establecer las bases biológicas que permitan identificar estrategias de explotación y umbrales para prevenir la sobreexplotación en el recurso jurel en Chile.

2.2 Objetivos específicos

- 2.2.1** Compilar y analizar los principales procesos biológicos poblacionales e individuales y aspectos pesqueros del recurso jurel.
- 2.2.2** Definir los puntos biológicos de referencia que permitan disminuir la probabilidad de la sobreexplotación por crecimiento y reclutamiento en jurel.
- 2.2.3** Realizar un análisis de los efectos y/o riesgo asociado con la incerteza de los parámetros básicos que permitan estimar los puntos biológicos de referencia.
- 2.2.4** Simular el comportamiento esperado de las unidades de pesquería y del stock de jurel bajo un régimen de explotación asociado a los puntos biológicos de referencia seleccionados.





3. RESULTADOS POR OBJETIVO ESPECÍFICO

3.1 Objetivo específico 2.2.1

“**Compilar y analizar los principales procesos biológicos poblacionales e individuales y aspectos pesqueros del recurso jurel.**”

3.1.1 Principales procesos biológicos poblacionales

3.1.1.1 Identificación

El jurel chileno fue identificado por Bahamonde y Pequeño (1975) como **Trachurus murphyi** (Nichols), sin embargo Mann (1954) lo había denominado como **T. symmetricus murphyi**, adoptando Chirichigno (1974) el mismo criterio. Recientemente, Stepien y Rosenblatt (1996) encuentran que existe escasa divergencia genética entre las poblaciones de **Trachurus** del Pacífico de América del norte y del sur lo que no permite la identificación de especies distintas, por lo que las reúne como **Trachurus symmetricus**. Consecuentemente el jurel chileno se identifica en este trabajo como **T. symmetricus murphyi**.

3.1.1.2 Distribución, migración y estructura poblacional

El recurso jurel (**Trachurus symmetricus murphyi**) se distribuye en el Pacífico Sur Oriental desde las Islas Galápagos hasta el extremo sur de Chile (57° S) (Chirichigno, 1974; Serra, 1991; Nekrasov et al., 1987) y desde las aguas costeras hacia el océano abierto, sobrepasando la ZEE. Frente a Chile la distribución alcanza al menos 800 mn frente a la zona norte; y en la zona centro sur, entre 35° S y 45° S, cruza el Océano



Pacífico a lo largo de la Convergencia Subtropical, alcanzando hasta Nueva Zelanda y Australia (Evseenko, 1987; Nekrasov *et al.*, 1987; Serra, 1991). Amplió su distribución incluso al Atlántico Suroeste, puesto que se han obtenido muestras que describen su presencia frente a la Patagonia argentina (R. Sánchez, com. pers. 1994). En síntesis, la distribución actual del jurel es una distribución expandida, asociada al notable aumento observado de su abundancia desde principios de la década 1970.

Serra (1991) revisa la información sobre distribución, abundancia, localización de las pesquerías, desembarques, estacionalidad, composición de tamaños y aspectos reproductivos. Con estos antecedentes analiza la estructura poblacional del jurel en el Pacífico Suroriental y propone la existencia de dos subpoblaciones autosustentadas, una localizada frente a la zona centro-norte de Perú y la otra esencialmente frente a las costas de Chile. Este trabajo describe además un patrón migratorio estacional para la subpoblación chilena en función de los procesos de reproducción y tróficos. El jurel migra hacia el océano abierto a desovar y hacia la zona nerítica para propósitos de alimentación.

En 1992, George-Nascimento y Arancibia proponen la existencia de stocks ecológicos diferentes para la zona norte y centro-sur. Esta conclusión surge del resultado del análisis de la fauna parasitaria del jurel, puesto que detectan diferencias cuantitativas en **Anisakis** tipo II y **Bolbosama turbinella** entre Iquique y Talcahuano. Los autores señalan que no obstante que podrían tener origen de un mismo stock parental, han estado expuestos a circunstancias ecológicas diferentes desde los estadios tempranos de su ciclo vital.

En el mismo año, Grechina (1992) postula que sólo existe un stock de jurel autosustentado en el Pacífico Sur. Su planteamiento se basa en el análisis de la distribución diferenciada de los tamaños y edades del jurel y la postulación de un



circuito migratorio asociado a procesos de desove, alimentación y condiciones oceanográficas.

Estos trabajos introdujeron dudas sobre la estructura poblacional del jurel, tema que es relevante para la evaluación de stock, por la importancia de agregar la información en las unidades biológicas elementales para este efecto.

Al respecto, Storozhuk *et al.* (1987) al analizar la estructura poblacional del jurel discuten la hipótesis de una sola unidad de stock para el jurel, es decir una "población única con un área de desove y un reclutamiento común". Estos autores indican que es difícil estar de acuerdo con ella, puesto que contiene muchas inexactitudes; ellos realizan una completa revisión de los trabajos realizados, antecedentes los que junto a los propios análisis hechos, considerando métodos genéticos y bioquímicos, morfométricos, zonas y periodos de desove, distinguen "un mínimo de tres sistemas poblacionales aislados". Estas subpoblaciones se localizan en la zona costera peruana, zona oceánica norte y la zona sur. En el trabajo el límite entre las subdivisiones norte y sur no queda claro.

Un nuevo estudio de la fauna parasitaria del jurel (Alegria *et al.*, 1995) detecta diferencias cualitativas en el jurel distribuido en la zona centro-norte de Perú y Chile, es decir, demuestran la presencia de especies de parásitos distintas, lo que les permite concluir la existencia de dos subpoblaciones, una localizada en la zona centro norte del Perú y la segunda que corresponde a las costas de Chile. El análisis de muestras tomadas en Iquique y Talcahuano no entregó diferencias en la fauna parasitaria del jurel por lo cual estos autores rebaten la existencia de dos stocks frente a Chile, los que señalan a su vez que las evidencias cualitativas son más fuertes que las cuantitativas en el uso de parásitos como marcadores para distinguir subpoblaciones.



En síntesis, los antecedentes presentados refuerzan la tesis propuesta por Serra (1991) sobre la existencia de dos stocks de jurel en el Pacífico Suroriental, uno frente a Perú y otro frente a Chile. Los antecedentes sugieren también, si bien es todavía difícil precisar los límites de las subpoblaciones, que el stock chileno alcanzaría la zona sur de Perú (Alegría *et al.*, *op. cit.*). Para la zona oceánica frente a las latitudes alrededor de 40°S Chile, Evseenko (1987) plantea la existencia de tres stocks: costero (subpoblación chilena), región central del Pacífico y región Oeste. Indica que los stocks central y oeste dependerían para su existencia del stock costero. Este concepto es razonable si se considera la expansión geográfica del jurel hacia el oeste, proceso asociado al aumento de su abundancia. Los antecedentes que analiza Evseenko (*op. cit.*) le permiten fijar el límite oeste del desove del stock costero de jurel en esta zona en 97-100°W por lo cual fijar el límite de la subpoblación chilena en 110°W es razonable. Elizarov *et al.* (1993) distinguen dos subpoblaciones, una costera y otra oceánica, sin definir los límites entre ambas y aparentemente considera como una sola la subpoblación distribuida frente a la zona costera de Perú y Chile.

En conclusión, el stock de jurel subregional tiene como unidad de stock objetivo la subpoblación chilena de jurel en el Pacífico Sur Oriental, que se distribuye desde el límite con Perú hacia el sur y sobrepasa la ZEE hasta 110° W. Este stock ha sido identificado también como stock subregional de jurel y las unidades de pesquerías que lo explotan como "pesquería subregional (SBR) de jurel".

3.1.1.3 Reproducción

Observaciones de la maduración sexual del jurel han determinado que el inicio de la madurez sexual ocurre entre 22 y 23 cm LH (Serra, 1991). Sin embargo, la longitud media de desove o desove masivo ocurriría entre 25 y 27 cm LH; en general los



ejemplares maduros comienzan a prevalecer en tamaños de 23 a 27 cm LH (Adrianov, 1994). Según Abramov y Kotlyar (1980) el jurel desova por primera vez a los 25 cm LH. Estos resultados no son coincidentes con Oliva *et al.* (1997), donde se estimó la talla de primera madurez en 22 cm. La diferencia está en los conceptos utilizados y en este trabajo este criterio de primera madurez corresponde con la talla de inicio de madurez sexual, mientras que los otros autores se han referido al concepto de talla media de desove. En el trabajo precitado se indica además que “a partir de los 32-34 cm toda la población se encontró madura”, lo que sustenta lo planteado anteriormente en cuanto a usar una misma denominación para conceptos distintos.

En la tabla 1 a continuación se incluye la ojiva de madurez sexual del jurel por edad, según Serra (1996).

Tabla 1. Ojiva de madurez del jurel

EDAD	OJIVA
2	0
3	0.04
4	0.50
5	0.96
6	1
7	1
8	1
9	1
10	1
11	1



Serra (1991) realiza una completa revisión de la reproducción del jurel. De acuerdo con los antecedentes revisados el jurel desova a lo largo de toda su distribución, desde el norte de Perú hasta aproximadamente 43°S. Frente a Chile la mayor concentración del desove ocurre frente a la zona central. La característica del jurel es que es un habitante nerítico-oceánico, realizando su desove en el océano abierto, sobrepasando ampliamente el límite de las 200 mn de ZEE, en aguas subtropicales.

El jurel es un desovador parcial, es decir, no desova todos los óvulos de una sola vez sino que por tandas. La frecuencia de desove no está determinada así como tampoco el tiempo entre tanda y tanda.

Según Serra (1991) y Elizarov (1993) el desove de jurel ocurre desde fines del invierno hasta el fin del verano. La época principal de desove se extiende desde septiembre hasta enero.

3.1.1.4 Crecimiento y edad

La edad del jurel ha sido determinada esencialmente por el uso de estructuras duras como otolitos y escamas, siendo los otolitos el material más usado. Se ha establecido que el jurel forma un anillo de crecimiento anual (Aguayo *et al.*, 1981), cosa que ha sido confirmada por estudios posteriores a nivel nacional y también autores rusos (Kochkin, 1994). La edad máxima que ha sido descrita para esta especie es de 19 años (Nekrasov, *op. cit.*). La edad mayor determinada en la pesquería chilena es de 14 años (V. Bocic, *com.pers.*). En el jurel un problema detectado es la determinación del primer anillo anual, existiendo discrepancias entre investigadores rusos a este respecto (Nekrasov, 1994). En Chile este problema fue dilucidado contrastando resultados de lecturas sobre otolitos enteros y anillos diarios



de crecimiento (Alegria *et al.*, 1995), confirmándose como correcta la identificación que se había hecho de este anillo anual en estudios anteriores realizados por IFOP con otolitos enteros.

Para la obtención de la estructura de edad de la captura se transforma la captura por medio de una clave longitud-edad y un muestreo de longitudes del desembarque. Las edades se transforman a grupos de edad, considerando como fecha de cumpleaños el 1 de enero de cada año.

En la tabla 2 se entregan un conjunto de funciones que describen el crecimiento del jurel. Las funciones entregadas corresponden a una muestra y no a la totalidad de las funciones disponibles. Las funciones son muy diversas entre ellas, lo que se puede explicar por el número de edades representadas en la muestra; errada identificación del primer anillo; método de ajuste de la función de crecimiento; y datos base sobre los que se hizo el ajuste (edad o longitud).

Algunos criterios para seleccionar la o las funciones que mejor representan el crecimiento del jurel son la contrastación de la longitud asintótica con la longitud máxima observada; selección de funciones con t_0 negativo y valores en general menores a -1. Abramov y Kotlyar (1980) registran una longitud máxima de 70 cm y Serra (obs. pers.) midió un jurel de 72 cm LH, lo que sugiere que la L_{∞} es próxima a estos valores. Las funciones de crecimiento que mejor cumplen estas condiciones son la de Kochkin (1994) y Gili *et al.* (1995), por lo que son las que mejor representan el crecimiento del jurel.



Tabla 2. Parámetros de la función de crecimiento

L asintótico	K	t0	MÉTODO	AUTOR
111.00	0.1084	-0.65843	retrocálculo	Saa, 1976
45.50	0.1830	-0.675	retrocálculo	Aguayo et al., 1981
70.80	0.0940	-0.896	retrocálculo	Gili et al., 1995
79.90	0.0680	-2.107	edad actual	Gili et al., 1995
74.24	0.1109	-0.8113	retrocálculo	Kochkin, 1994
94.52	0.0990	-1.24	grupos de edad	Babayan y Bulgakova, 1994
65.20	0.1380	s/i	longitudes	Cubillos y Arancibia, 1995
75.30	0.1440	0.170	longitudes	Cubillos et al., 1995
59.00	0.2500	0.309	microincremento	Araya et al., 1993
74.30	0.0865	-2.2059	grupo edad	Nekrasov, 1994*

* ajuste de función a datos de este autor

3.1.1.5 Mortalidad natural, M

Existen diferentes estimaciones de M, las que se resumen en la tabla 3 a continuación:

Tabla 3. Valores de M calculados para el jurel

M	Método	Autor
0.25	Pauly (1980)	Serra y Barria, 1988
0.45	Pauly (1980)	Babayan y Bulzakova, 1987
0.4	Rihkter y Efanov (1976)	Arancibia et al., 1995
0.23	Hoening (1983)	Serra, 1996
0.23	Pauly (1980)	Serra, 1996
0.35		Cubillos (com.pers.)



Serra (1996) hace una revisión de las diferentes estimaciones de M . Indica que el valor de M obtenido por Babayan y Bulzakova (*op. cit.*) no logró ser reproducido, por lo que o bien existe un error en la traducción o un error en su estimación. Agrega que el valor recalculado, usando la misma información que Babayan y Bulzakova tiene un nivel similar a los obtenidos con otros valores de los parámetros de crecimiento y de temperatura. Por consiguiente, indica Serra (*op. cit.*), la mayor diferencia se observa con el valor $M=0.4$ obtenido por Arancibia *et al.* (1993) con el método de Rihkter y Efanov. El trabajo original no está disponible, por consiguiente no fue posible analizar las bases teóricas y supuestos sobre los que se sustenta. Sin embargo una información importante es la edad de primer desove, sobre la cual existe incertidumbre. Según Arancibia *et al.* (*op. cit.*) es 4 años, según Adrianov (1987) ocurre entre 2 y 3 años, lo que implica un M aún mayor (para 3 años $M=0.53$). Al respecto se estimó la longitud media correspondiente a la edad 4 usando la ecuación de von Bertalanffy y los parámetros de crecimiento de Kochkin (1994), incluidos en Arancibia *et al.* (*op. cit.*). La longitud estimada fue de 30.7 cm LH, tamaño demasiado grande para corresponder con la longitud media de desove. A este tamaño el 100% del jurel está sexualmente maduro (Adrianov, *op. cit.*). Por consiguiente la edad que se debería considerar con este método para estimar M es menor a la considerada por Arancibia *et al.* (*op. cit.*), lo que significa un valor mayor a 0.4.

La mortalidad natural calculada con el método de Hoenig, usando como edades máximas 19 años (Nekrasov, 1987), alcanza el valor de 0.23, que es similar al obtenido con el método de Pauly (ver Tabla 3). El método de Hoenig fue desarrollado para recursos no explotados, lo que no es el caso del jurel. Esta restricción se explica más bien por el supuesto implícito que en un recurso explotado las primeras edades que desaparecen son las mayores. En síntesis, es necesario contar con una buena estimación de la edad máxima. Esta restricción no es fuerte en el caso del jurel,



puesto que este recurso no está en una situación de equilibrio, habiendo experimentado un notable aumento en su abundancia y un reforzamiento de su estructura de edad.

En síntesis, los valores obtenidos con el método de Rihkter y Efanov se aprecian demasiado grandes para una especie con la tasa de crecimiento y longevidad del jurel, concluyéndose que sobreestima M .

Serra (1996) usó para el cálculo de M la información de crecimiento de Kochkin (1987) y Gili et al. (1995); consideró además información de temperatura de la zona centro-sur, la que corresponde a promedios ponderados a la profundidad donde se detectó jurel (Serra et al. 1994a y 1994b) y temperatura superficial del mar para la zona oceánica. El valor de M calculado fue en definitiva 0.23, el que surge como un promedio de los valores con las dos funciones de crecimiento y temperaturas para las diferentes zonas y estaciones del año.

Un comentario final es que Serra (1996) al analizar la sensibilidad del método de Pauly determina que de los tres parámetros: longitud asintótica (L_{inf}), K y $t^{\circ}C$, el método es más sensible a perturbaciones de los dos últimos parámetros y entre ambos a K . En conclusión es más determinante la tasa de crecimiento en el valor de M . El valor de L_{inf} en realidad aporta muy poco, lo que explica que no obstante las importantes diferencias en L_{inf} las M estimadas no sean tan diferentes.



3.1.2 La pesquería

3.1.2.1 Unidades de pesquerías y localización

El stock chileno de jurel es explotado por varias unidades de pesquerías, a saber: las pesquerías nacionales de la Zona Norte, Caldera, Coquimbo y Zona Centro-Sur y la pesquería internacional en la zona de mar adyacente. La localización de estas pesquerías se muestran en la figura 1.

La unidad de pesquería de la zona norte (ZN) se localiza entre el límite con Perú ($18^{\circ} 21'S$) y $24^{\circ}S$. Mar afuera se extiende en general hasta aproximadamente 100 mn de la costa. En esta pesquería se identifican los siguientes puertos de desembarque: Arica, Iquique, Tocopilla y Mejillones.

La pesquería de Caldera se localiza entre $24^{\circ}S$ y $28^{\circ}S$ y la de Coquimbo entre $28^{\circ}S$ y $32^{\circ} 10'S$. Ambas pesquerías son en general más costeras que la de la ZN. En estas pesquerías se identifican a Caldera y Coquimbo como sendos puertos de desembarque.

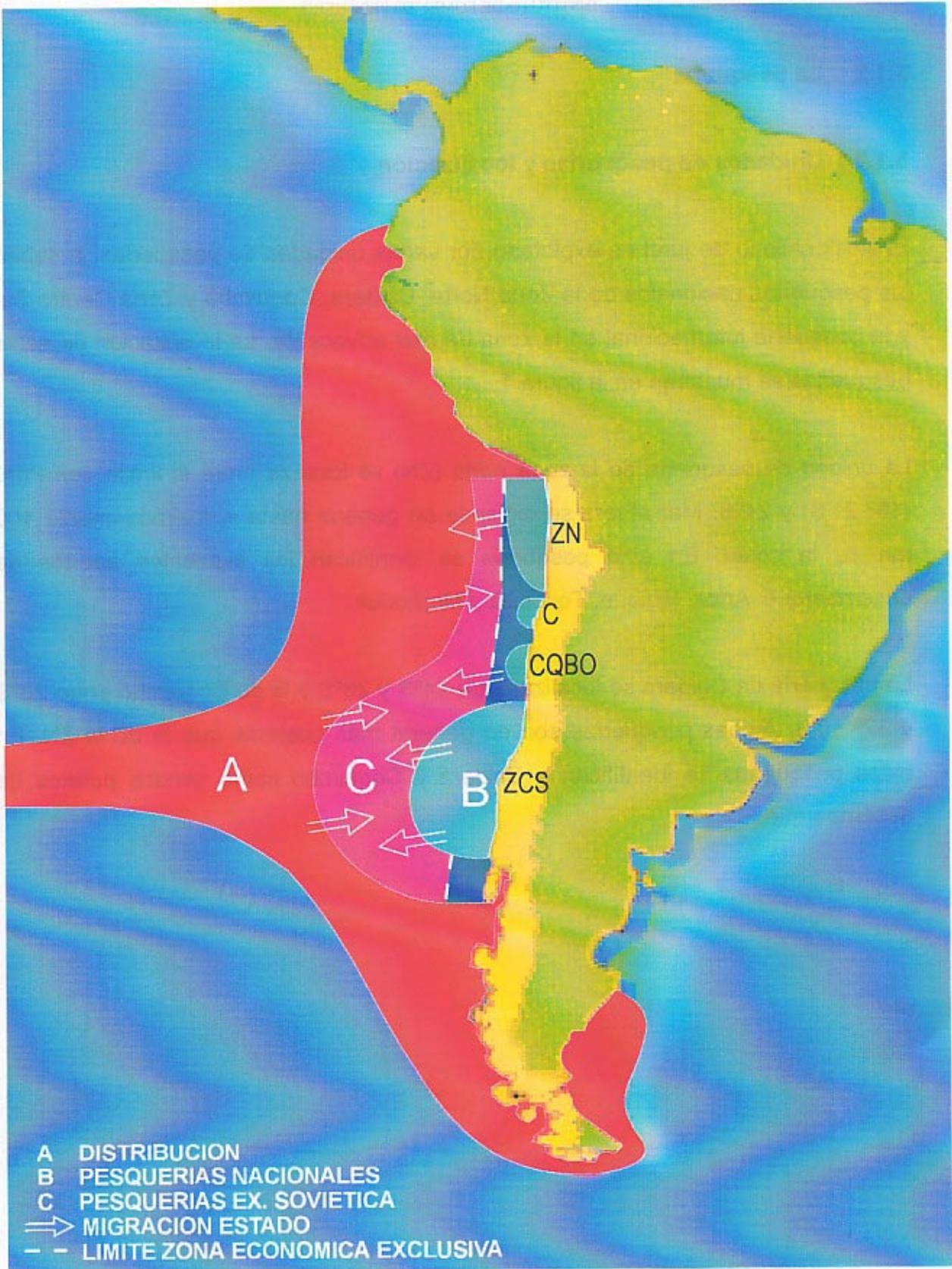


Figura 1.- Localización de la pesquería del jurel, donde; ZN = Zona Norte;
 C = Caldera; CQBO = Coquimbo; ZCS Zona Centro Sur



La pesquería de la zona centro sur (ZCS) abarca desde 32° 10'S hasta 41°S y su extensión sobrepasa la ZEE, alcanzando hasta aproximadamente 300 mn de la costa. En esta unidad de pesquería se localizan los puertos de desembarque de San Antonio, Talcahuano, San Vicente, Coronel y Lota.

3.1.2.2 Desembarques

La figura 2 muestra, para el período 1965-1996, el desarrollo que han experimentado las diferentes pesquerías que explotan el jurel. Al respecto, la pesquería del jurel se inicia en Chile en la Zona Norte a principios de la década 1970, presentando la Zona Centro-Sur capturas muy bajas en esos años. En 1978 se inicia la pesquería de aguas internacionales con la participación de la ex-Unión Soviética. Se observa que si bien la pesquería de la Zona Norte fue relativamente importante en sus inicios, con capturas que fluctuaron entre 62 mil t y 430 mil t en el período 1970-81, fue sobrepasada en 1979 por la pesquería Internacional y a partir de 1985 ambas pesquerías fueron superadas por la desarrollada en la Zona Centro-Sur (San Antonio a Valdivia). Durante 1992 desaparece la pesquería Internacional debido al colapso de la Unión Soviética, mostrando la pesquería Centro-Sur un fuerte incremento en sus niveles de desembarque en los últimos años para alcanzar en 1995 los 4.2 millones de t de jurel (Fuente IFOP). En la figura 2 CN corresponde a las pesquerías de Caldera y Coquimbo.

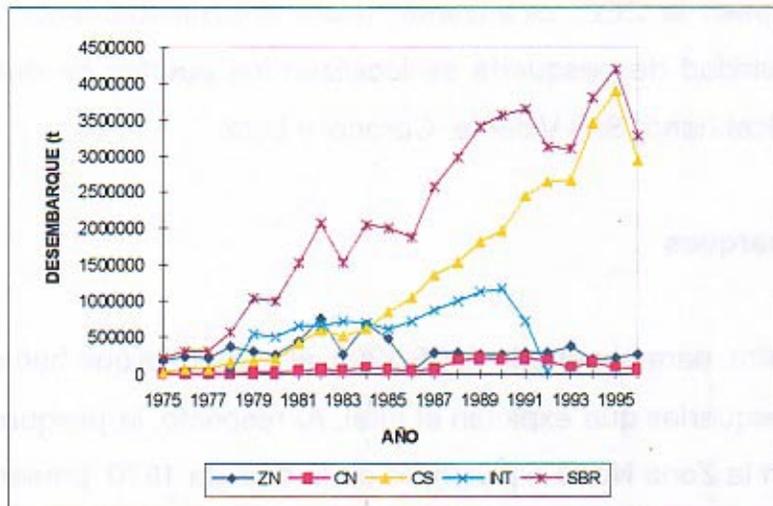


Figura 2. Desembarque de jurel en sus diferentes pesquerías. ZN= Zona Norte, CN= Centro Norte, CS= Centro Sur, INT= Internacional y SBR= SubRegional (Fuente IFOP y Anuario FAO).

La tendencia creciente de los desembarques totales de jurel se explica hasta 1991 por el gran aporte de las capturas provenientes de las pesquerías Internacional y Centro Sur. Posteriormente, producto de la drástica disminución de la pesquería Internacional, los desembarques totales disminuyen en los dos años siguientes, repuntando nuevamente desde 1993, asociado al fuerte crecimiento de la pesquería Centro-Sur, cuyo desempeño marca el nivel y la tendencia del desembarque total.



3.1.2.3 Flota y esfuerzo pesquero

Flota nacional

La flota de la pesquería nacional está conformada por embarcaciones de pesca de cerco, observándose en Chile esencialmente dos diseños característicos: plantilla americana y nórdica, que se distinguen por la localización de la sobreestructura.

En el diseño americano el puente está ubicado a proa, quedando la plataforma de trabajo desde la medianía de la embarcación hacia la popa, siendo ésta ancha y despejada lo que permite el adujado de la red y sirve como plataforma a la embarcación auxiliar. Este diseño es usado preferentemente en las pesquerías nacionales de Arica a Coquimbo.

En el diseño nórdico la sala de máquinas y la superestructura está localizada a popa, dejando la plataforma de trabajo y la bodega desde el centro de la embarcación hacia la proa. En 1979 se incorpora a la flota de la Zona Centro-Sur el primer barco de plantilla nórdica, la que pasa a ser predominante dadas las ventajas operacionales que presenta al trabajar mejor en condiciones de tiempo adversas, situación característica en la zona. Tanto este tipo de embarcaciones como las de diseño americano construidas en los últimos años en el país poseen hélices laterales, lo que les permite una mejor maniobrabilidad y mayor seguridad, como también suprimir la panga.

La evolución del tamaño de la flota nacional por zona se muestra en la figura 3. Destaca principalmente la evolución de la flota de la Zona Centro-Sur (San Antonio-Talcahuano), donde la transformación no sólo ha sido en número sino que especialmente en el tamaño de los barcos, tendencia que se mantiene hasta 1996.

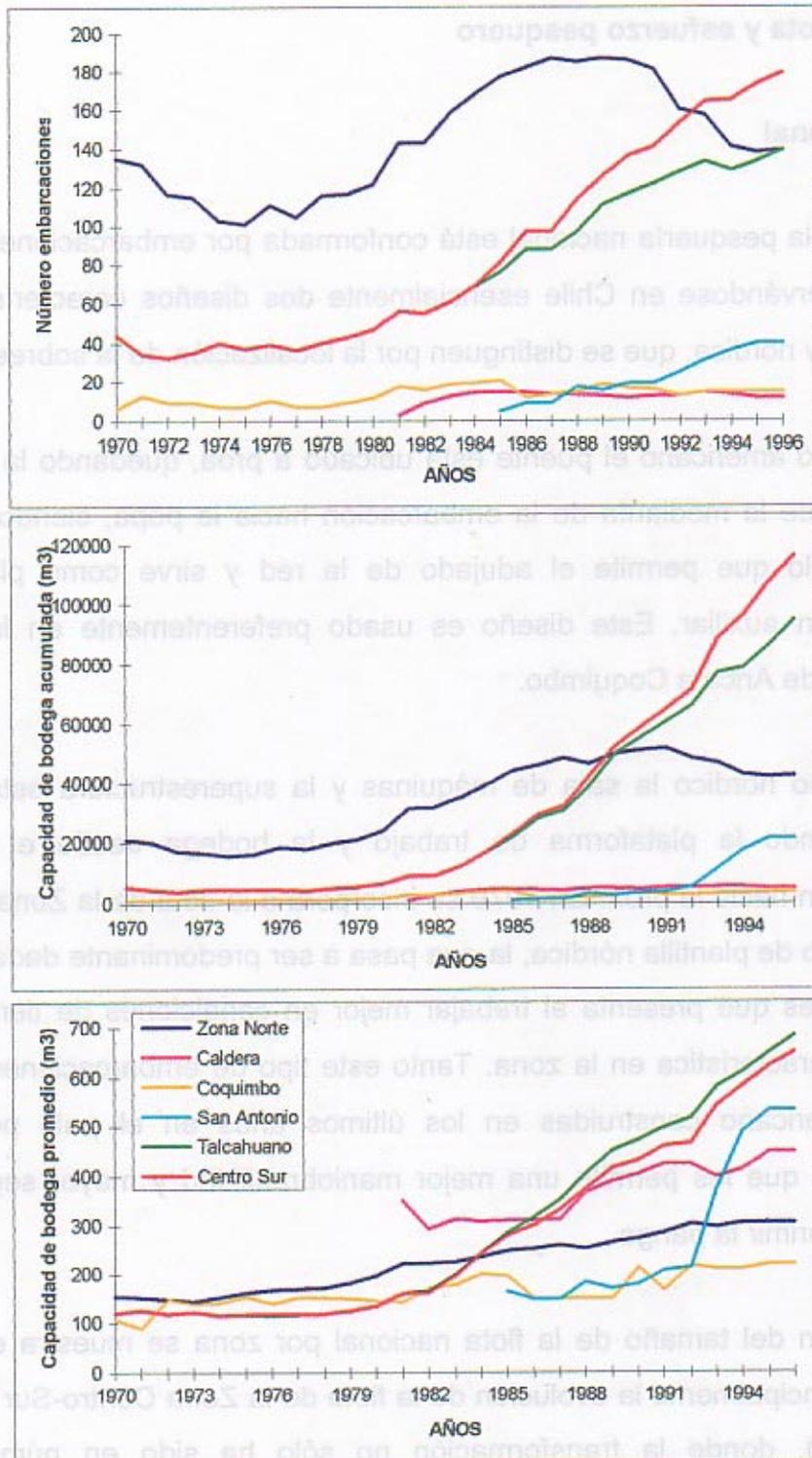


Figura 3. Número de barcos, capacidad de bodega acumulada y promedio de la flota cerquera.



Al analizar las diferentes pesquerías nacionales se aprecia que la evolución de las flotas ha sido distinta. Al respecto, en la zona norte, debido al colapso de la anchoveta en 1965 la flota disminuye en número y capacidad de bodega acumulada, volviendo a aumentar a partir de mediados de la década 1970 debido al crecimiento de la abundancia de la sardina. En las pesquerías de Caldera y Coquimbo el número de embarcaciones industriales se ha mantenido relativamente estable, no así el tamaño de éstas, lo que se aprecia en la capacidad de bodega promedio, que demuestra la modificación de la estructura de tamaño de la flota, en el tamaño de los barcos, tendencia que se mantiene hasta 1996.

La transformación más importante ocurrió en la flota de la pesquería de la Zona Centro-Sur. En esta pesquería la flota experimentó un notable crecimiento en número y en el tamaño de los barcos (Fig. 3), lo que se expresa en los tres indicadores analizados, presentando la flota una tendencia creciente hasta 1996. Este crecimiento fue inducido por la gran abundancia de jurel en esta zona, lo que motivó la instalación de varias empresas reductoras en el puerto de San Antonio a principios de la década 1990, que implicó un crecimiento en el número de unidades pesqueras.

Böhm *et al.* (1996 y 1997) miden el esfuerzo pesquero sobre el jurel como "viajes con pesca" y en la estandarización del esfuerzo consideran la capacidad de bodega (CB) de las embarcaciones como la característica de la embarcación más asociada al poder de pesca. Por lo general, el régimen de operación de las embarcaciones en las diferentes pesquerías nacionales es diario. Sin embargo, en los últimos años con la expansión que ha experimentado la pesquería localizada en la Zona Centro-Sur, a zonas más alejadas de la costa (sobrepasando en determinados períodos Corral por el sur y las 200 mn de la costa) es frecuente que las salidas de pesca se extiendan por 2 o 3 días. Esta situación se aprecia en las unidades de mayor



tamaño que presentan además una mayor autonomía para operar en zonas más alejadas de sus puertos base.

La tabla 4 muestra el esfuerzo de pesca nominal sobre el jurel en las diferentes pesquerías nacionales. Al analizar los valores se aprecian que éstos reflejan la importancia relativa de las diferentes unidades de pesquería, resaltando el crecimiento de la actividad extractiva sobre jurel en la Zona Centro-Sur.

Tabla 4. Esfuerzo de pesca nominal medido como viajes con pesca de jurel

Año	ZN	Caldera	Coquimbo	ZCS
1980	3.838			
1981	5.418			
1982	7.170			
1983	3.236			6.511
1984	6.524			6.138
1985	4.171	405	701	7.496
1986	647	357	393	8.711
1987	3.511	328	410	8.845
1988	3.124	772	901	8.963
1989	3.310	1.031	1.200	9.403
1990	3.470	932	1.012	10.285
1991	3.171	797	1.038	9.835
1992	3.344	938	781	7.665
1993	3.587	364	844	7.529
1994	2.524	556	785	8.101
1995	2.577	380	435	9.048

(1): Zona Norte. (2): Zona Centro-Sur.



En la tabla 5 se muestra el esfuerzo pesquero estandarizado para las pesquerías de la Zona Norte (ZN), según la estimación hecha por Böhm *et al.* (1996) que cubrió el período 1980-1993; y de la Zona Centro-Sur (ZCS) según Böhm *et al.* (1997) que cubrió el período 1983 hasta 1993. Ambas series fueron actualizadas hasta 1995 considerando los resultados de Martínez *et al.* (1997) y de Serra *et al.* (1997). Se observa que el esfuerzo estandarizado también refleja una actividad de pesca con variaciones sin tendencia evidente en la pesquería de la zona norte. Una situación distinta reflejan los resultados en la pesquería de la zona centro sur, la que muestra un crecimiento casi sostenido hasta 1995, reflejando el gran desarrollo de la flota y de la actividad de pesca en esta zona.

Tabla 5. Esfuerzo estandarizado del jurel medido como viajes con pesca.

Año	ZN	ZCS
1980	2.399	
1981	4.114	
1982	5.882	
1983	2.775	5.829
1984	5.989	4.859
1985	3.799	7.526
1986	661	8.622
1987	3.549	9.470
1988	3.147	11.265
1989	3.331	13.614
1990	3.717	18.124
1991	4.056	19.208
1992	4.301	15.990
1993	5.632	18.790
1994	3.550	25.739
1995	3.437	31.197



Flota internacional

La flota internacional, compuesta por barcos de países de la ex-Unión Soviética, que operó en el Océano Pacífico Suroriental entre 1978 y 1992, estuvo constituida principalmente por barcos factoría arrastreros de media agua y de gran tamaño. En promedio operaron diariamente entre 50 y 70 barcos de diferentes tipos de construcción (Karpenko y Dudov, 1994).

Los diferentes tipos de barcos que operaron en la flota de la ex-Unión Soviética en el Pacífico Suoriental se presentan en el siguiente cuadro:

TIPO DE NAVE	ESLORA (m)	TRN (t)	POTENCIA MOTOR
RTMS	102-105	2.063-2.282	3.600
BATM	104-105	1810	3.500
BMRTIB	94	1.774-1.996	5.200
RTMKS	121	3.334-3.372	3.600
BMRTV	83	1.299-1.332	2.400
BATSP	111	1.900	3.800

Donde las primeras tres o cuatro letras de la sigla indican la especialidad de la embarcación. Así RTM significa pesquero arrastrero congelador; BMRT: pesquero arrastrero grande congelador; BAT: arrastrero grande autónomo.

En el Pacífico Suroriental la flota estuvo compuesta principalmente por cuatro tipos de barcos, los que predominaron en las zonas de pesca desde 1986 hasta 1992. Estos barcos eran del tipo BATSP, BATM, RTMS y BMRTV; los barcos del tipo BATSP fueron reemplazados por los del tipo BATA.



Las redes de media agua tenían una abertura de boca entre 25 y 30 m de altura y 60 m de ancho. La velocidad de arrastre variaba entre 4,8 y 6,5 nudos, dependiendo del tipo de barco (Karpenko y Dudov, 1994).

3.1.3 Evaluación de stock

3.1.3.1 Análisis secuencial de población, ASP

Para obtener la información de entrada necesaria para el análisis de la estrategia de explotación más adecuada para el jurel, en particular del vector inicial de la abundancia a la edad y su incertidumbre, se decidió usar ADAPT en lugar del VPA sintonizado por el método Laurec-Shepherd, método usado en evaluaciones anteriores. La razón para ello fue, por una parte, porque se contó con una versión de ADAPT que considera la variabilidad del coeficiente de capturabilidad en relación inversa con la abundancia (Zuleta, 1997); y por otra parte, que el método de Laurec-Shepherd cae dentro de la categoría de los métodos de ASP denominados "ad hoc", que carecen de la formalidad estadística de ADAPT, aún cuando en la práctica muestren buen desempeño. Estos antecedentes junto con la relativa mayor facilidad para cuantificar la incertidumbre asociada al stock inicial para iniciar la proyección en la simulación (Objetivo 2.2.4) determinaron el cambio de método de evaluación. Este procedimiento se explica más adelante.

ADAPT, abreviatura que en inglés significa "adaptive framework", es un procedimiento de calibración objetivo que evalúa la diferencia entre los resultados del ASP con valores observados de la variable de calibración. Las variables auxiliares pueden ser índices de abundancia derivados de cruceros de investigación o de la actividad de la flota comercial, como por ejemplo cruceros de area barrida, hidroacústica y cpue. De esta manera se construye una función objetivo, que



considerando un ajuste de mínimos cuadrados minimiza las diferencias entre ambas variables, es decir minimiza la suma de cuadrados residuales totales:

$$\text{Min}_{\Pi, \Omega} \left[\sum_i W_i (\ln O_i - \ln f(\Pi, \Omega))^2 \right]$$

donde:

- P = es la matriz de abundancia de la población,
- O_i = es la variable observada del índice i ,
- W_i = es un ponderador de la variable observada; generalmente se usa el inverso del error estándar de la variable observada.
- Ω = otros parámetros o coeficientes de calibración requeridos para calibrar el ASP.

Los escenarios A y B de ADAPT según Gavaris (1988) fueron revisados, optándose por el escenario B el cual supone que toda la incertidumbre en el conocimiento del stock proviene del error de observación de los índices de abundancia. La incertidumbre en las estimaciones del tamaño del stock deriva de una amplia gama de errores en el muestreo y en la estructura del modelo, que van desde errores aleatorios en el muestreo de las capturas y de los índices de abundancia, hasta la alta variabilidad en el proceso de reclutamiento de las clases anuales. Sin embargo, lejos la causa más importante del sesgo y la variación en la estimación del tamaño del stock es la información proveniente del sistema de seguimiento de la abundancia relativa, particularmente cuando ésta se basa en el cálculo de la cpue a partir de las bitácoras de la pesca comercial (Walters and Pearse, 1996).

En cuanto a la especificación del modelo de evaluación, dos prototipos de ADAPT se desarrollaron en Excel asumiendo capturabilidad constante y variable. Como caso



base se formuló primero un ADAPT sujeto a capturabilidad constante para comparar los resultados frente a la hipótesis alternativa de capturabilidad variable. En evaluaciones anteriores, realizadas por Serra (1996) mediante VPA, se detecta que la capturabilidad es dependiente del tamaño del stock.

$$q = \alpha N^{\beta}$$

Asimismo, un estudio de Hancock *et al.* (1995) sobre el comportamiento de la flota de Talcahuano durante la faena de pesca entrega evidencia en favor de la hipótesis de la densodependencia de la capturabilidad. Según estos autores, la flota pesca mayoritariamente en grupos de 3 a 14 embarcaciones en respuesta a la conducta de los cardúmenes. La cpue es mayor en las embarcaciones que pescan en el núcleo del grupo y tienden a ser mayores en las embarcaciones que forman parte del grupo que en aquellas que pescan fuera del grupo. Este comportamiento mantendrá la cpue artificialmente alta en las áreas reducidas donde se concentra la flota, previéndose una respuesta descompensada de la mortalidad por pesca debido a este comportamiento.

Un análisis similar realizado en sardina de la zona norte del país muestra que la evaluación es muy sensible a la hipótesis sobre la capturabilidad. Estimaciones de stock en esta especie hacia fines de los ochenta y durante los noventa, bajo la hipótesis de capturabilidad densodependiente, son marcadamente inferiores que las estimadas cuando se supone válida la hipótesis contraria.



Otro aspecto analizado fue la conveniencia de estimar separadamente las mortalidades por pesca terminales por edad del año más reciente de la serie. Esta opción no requiere conocer el patrón de explotación del año más reciente, lo que puede ser considerado una ventaja cuando existe la sospecha que el patrón de explotación ha variado. Sin embargo, el reclutamiento parcial detectado entre los 2 y 6 años de edad sugiere que los índices de cpue para estas edades no son confiables. Por tal razón, se prefirió suponer un patrón de explotación histórico y obtener las mortalidades por pesca terminales mediante:

$$F_x = r_x F$$

Una consecuencia favorable de esta última elección es la disminución del número de parámetros a estimar que trae consigo un mejor desempeño del algoritmo de búsqueda y un aumento notable de la velocidad de cálculo.

El patrón de explotación se puede estimar haciendo un promedio del patrón de explotación de años pasados que no son afectados en las edades parcialmente reclutadas por el último año. Comenzando con un patrón de explotación tentativo, se necesitan aproximadamente 3 o 4 iteraciones con ADAPT para lograr un patrón de explotación estable hasta la tercera cifra decimal.

ADAPT con capturabilidad constante

Dado que sólo las cpue están sujetas a error (escenario B de Gavaris, 1988), la ecuación contiene únicamente los residuales de la cpue ponderado por su error estándar.



$$\sum_{i=2}^{11} \sum_{t=75}^{95} \frac{1}{S_{it}^2} (\ln U_{it} - \ln \hat{U}_{it})^2 \quad \text{Ec. 1}$$

Si

$$\hat{U}_{it} = q_i \bar{N}_{it},$$

donde q es un coeficiente de calibración que se supone constante a través de los años y ,

entonces:

$$SST = \sum_{i=2}^{11} \sum_{t=75}^{95} \frac{1}{S_{it}^2} (\ln U_{it} - \ln q_i - \ln \bar{N}_{it})^2 \quad \text{Ec. 2}$$

Consistentemente con el supuesto de capturas medidas sin error o con un error despreciable, la matriz de abundancias se puede obtener usando la ecuación de Pope (1972).

$$N_{it} = N_{i+1,t+1} e^M + C_{it} e^{\frac{M}{2}} \quad \text{Ec. 3}$$

La matriz de parámetros Π estimables directamente se reduce a $[F_{i,95}]$ ($i=2, \dots, 11$) o $[N_{i,96}]$ ($i=3, \dots, 12$). Cuando se parte con las F terminales del año más reciente, el retrocálculo a partir de ese año no puede comenzar inmediatamente aplicando la ecuación de Pope. Primero, se debe calcular la abundancia por edades a comienzo del año mediante la ecuación de captura, tal como se hace normalmente en el Análisis de cohortes cuando la pesca se considera completa a la edad.

$$N_{i,95} = \frac{C_{i,95}(F_{i,95} + M)}{F_{i,95}(1 - e^{-F_{i,95} - M})} \quad i = 2, \dots, 11 \quad \text{Ec. 4}$$



En cambio, cuando el proceso se inicia con las abundancias a fines del año más reciente, el retrocálculo de las cohortes presentes ese año puede comenzar inmediatamente con la ecuación de Pope.

En ambas situaciones, para las cohortes de los años anteriores, el retrocálculo sólo puede comenzar una vez que se calcula la abundancia de la edad más vieja o terminal,

$$N_{v,t} = \frac{C_{v,t}(F_{v,t} + M)}{F_{v,t}(1 - e^{-F_{v,t} - Mt})} \quad t = 75, \dots, 95 \quad \text{Ec. 5}$$

donde las F terminales se obtienen endógenamente mediante

$$F_{v,t} = \ln \left(\frac{\sum_{i=n}^{v-1} N_{it}}{\sum_{i=n+1}^{v-1} N_{i,t+1}} \right) - M \quad t = 75, \dots, 95 \quad \text{Ec. 6}$$

Los coeficientes de calibración q_i son parámetros auxiliares que estorban ("nuisance parameters") y no tienen importancia directa para la evaluación de stock. Por esa razón, es preferible estimarlos analíticamente por mínimos cuadrados y luego sustituirlos en la suma de cuadrados de la ecuación 1. Al hacer esto la ecuación 1 se transforma en:

$$\sum_{i=2}^{11} \sum_{t=75}^{95} \frac{1}{U_i S_{it}^2} \left(\ln U_{it} - \overline{\ln U_i} + \overline{\ln \bar{N}_i} - \ln \bar{N}_{it} \right)^2 \quad \text{Ec. 7}$$



donde $\overline{\ln U}_t$ y $\overline{\ln N}_t$ son los promedios del logaritmo natural de la cpue y la abundancia media a la edad, respectivamente. La derivación de la ecuación 7 se entrega en la sección A.1 del Anexo A.

En este caso, es razonable suponer que la cpue anual es proporcional a la abundancia media del stock vulnerable del mismo período. Por lo tanto, la predicción de la cpue se obtiene mediante la ecuación:

$$\hat{U}_t = q\bar{N}_t^v \quad \text{Ec. 8}$$

$$\bar{N}_t^v = \sum_{i=2}^{11} r_{ii} \bar{N}_{ii} \quad \text{Ec. 9}$$

El patrón de explotación r representa la vulnerabilidad o disponibilidad relativa de cada edad respecto de las edades completamente reclutadas y se obtiene como un razón de tasas de mortalidades por pesca.

$$r_{ii} = \frac{F_{ii}}{F_t} \quad \text{Ec. 10}$$

donde F_t es el promedio de las mortalidades por pesca de las edades completamente reclutadas iguales o mayores a 8 años de edad.

ADAPT con capturabilidad variable

Semejante a la opción anterior pero con capturabilidad variable. Para este efecto suele proponerse una relación potencial que resulta de suponer una capturabilidad inversamente proporcional a una potencia de la abundancia. En efecto, si



y,

$$\hat{U}_i = q_i \bar{N}_i \quad \text{Ec. 11}$$

$$q_i = q(\bar{N}_i) = \alpha_i \bar{N}_i^{-\beta_i} \quad \text{Ec. 12}$$

Sustituyendo esta expresión en la anterior se obtiene

$$\hat{U}_i = \alpha_i \bar{N}_i^{1-\beta_i} \quad \text{Ec. 13}$$

La suma de cuadrados correspondiente a la predicción dada por la ecuación 12, después de eliminar los parámetros auxiliares por un procedimiento similar al ya explicado (ver sección A.2 del Anexo A) , resulta ser:

$$\sum_{i=2}^{11} \sum_{t=75}^{95} \frac{1}{U_i S_{it}^2} \left(u_{it} - \frac{\left(\sum_{t=75}^{95} \frac{1}{v_i S_{it}^2} u_{it} \bar{N}_i \right)}{\left(\sum_{t=75}^{95} \frac{1}{v_i S_{it}^2} \bar{N}_i^2 \right)} \bar{n}_{it} \right)^2 \quad \text{Ec. 14}$$

donde:

$$u_{it} = \ln U_{it} - \overline{\ln U}_i \quad \text{Ec. 15}$$

y

$$\bar{n}_{it} = \ln \bar{N}_{it} - \overline{\ln \bar{N}}_i \quad \text{Ec. 16}$$

3.1.3.2 Datos de entrada para la evaluación de stock

Matriz de captura. Contiene el número de ejemplares por grupo de edad en la captura; comprende desde la edad 2 a la edad 11.



Para obtener la matriz de captura total anual se suman dos matrices: la que contiene la captura nacional y la internacional. La primera se obtiene sumando las matrices de captura edad trimestrales y por zonas (Arica, Iquique, Antofagasta, Caldera, Coquimbo, San Antonio, Talcahuano y Valdivia):

$$CNAC_t = \sum_z \sum_T C_{a,t,z,T}$$

Donde $C_{a,t,z,T}$ corresponde a la captura del grupo de edad "a", en el año "t", zona "z" y trimestre "T".

La estructura de edad de la captura de la flota internacional en la zona adyacente a la ZEE de Chile se ha obtenido proyectando la composición de edad de la captura de la zona de Talcahuano a la captura internacional (Serra, 1996). Estos cálculos han sido hechos bajo el supuesto que la estructura de edad (tamaños) de la captura obtenida afuera de la ZEE es similar a la de la zona centro sur. Este supuesto se sustenta en la similitud observada en las composiciones de tamaños en ambas pesquerías y en el hecho que el área de pesca principal de la pesquería internacional se localiza frente a la zona centro-sur de Chile (Serra, 1991). La similitud de la composición de tamaños de ambas pesquerías ha sido reconocida también por el Dr. A.S. Grechina (com. pers.) y refrendada por Cubillos *et al.* (1995).

$$CINT_{a,t} = CTHNO_{a,t} * FP$$

Donde $CINT_{a,t}$ y $CTHNO_{a,t}$ corresponden a las matrices de captura del grupo de edad "a" en el año "t", en la pesquería internacional y de Talcahuano respectivamente; FP es el factor ponderador que se obtiene como el cociente de las capturas de ambas pesquerías.



La matriz de captura a nivel subregional se obtiene sumando CNAC y CINT.

La fuente de información para la pesquería internacional son los anuarios estadísticos de FAO.

El hecho que la pesquería internacional terminó en 1992 implica que no tiene influencia en la determinación del estado actual del recurso. La desaparición de esta pesquería ya por cuatro años, significa que toda la mortalidad por pesca de estos últimos años es de responsabilidad de las pesquerías nacionales. Por lo tanto, su inclusión en la evaluación tiene sentido en la estimación de la abundancias pretéritas del jurel, específicamente desde 1991 hacia atrás.

Matriz de pesos medios, $w_{i,t}$. Los pesos medios por grupo de edad se calculan convirtiendo el tamaño promedio por grupo de edad por medio de la relación longitud-peso y considerando la corrección de Pienaar y Ricker (1968).

Los pesos así calculados corresponden a estimaciones para el punto medio del período anual. Esto se sustenta porque la longitud media por grupo de edad se calcula en base a todos los individuos de la edad en la matriz de captura del año. Además, la relación longitud peso se calcula con la muestra acumulada para el año. Consecuentemente, es necesario calcular los pesos medios por grupo de edad para el comienzo del año. Para este efecto se considera el siguiente algoritmo:

$$w_{i,t} = (\bar{w}_{(i-1,t-1)} * \bar{w}_{i,t})^{(1/2)}$$



donde $w_{(i,t)}$ = peso medio de la edad i , año t , al comienzo del año; $w_{med_{(i-1,t-1)}}$ = peso medio de la edad anterior y a mitad del año; y $w_{med_{(i,t)}}$ = peso medio de la edad y a mitad del año t .

Para el primer año de la serie y la edad menor (edad 2 en este caso), $w_{(i,t)}$ se aproxima por la siguiente relación:

$$w_{(i,t)} = w_{(i,t)}^{-2} / w_{(i+1,t+1)}$$

Y para el último año más 1 y la edad más vieja de la matriz más 1, los pesos son estimados aproximados usando la ecuación:

$$w_{(i+1,t+1)} = w_{(i,t)}^{-2} / w(i,t)$$

Mortalidad natural, M. Se consideró el valor de 0.23, estimado por Serra (1996).

Captura por unidad de esfuerzo, cpue. Como se indicó anteriormente, la cpue se utiliza como índice de abundancia para calibrar ADAPT, siendo necesario además disponer estimaciones de su varianza, las que se utilizan como ponderadores en la función objetivo que minimiza la suma de cuadrados residuales totales (ver ecuación en punto anterior). Los trabajos citados de Böhm **et al.** (1996 y 1997) no incluyen estimaciones de las varianzas de la cpue, lo que hizo necesario su cálculo, actividad que no había sido identificada en este estudio. Para este efecto se consideró la aplicación del modelo multiplicativo, propuesto para este efecto por Gavaris (1980) y



Kimura (1981), que es una aplicación de técnicas de modelos lineales a las tasas de pesca transformadas logarítmicamente.

Para la aplicación del análisis multiplicativo se consideraron los **factores** año, mes, zona de pesca y categoría de tamaño de embarcación. Para este efecto se aprovechó el trabajo realizado por Böhm **et al.** (1996), puesto que se usaron los mismos archivos computacionales, los que fueron reacondicionados en ACCESS, y se consideró la misma categorización de flota y de macrozonas de pesca. Los niveles de referencia fueron año 1983; mes de mayo; la zona de pesca 3; y la categoría 3 (300-419 m³ de capacidad de bodega).

3.1.3.3 Cálculo de la captura por unidad de esfuerzo estandarizada

El modelo de regresión completo o general considerado es el siguiente:

$$\ln(CPUE_{ijklm}) = \ln(cpue_{1111}) + \ln(Año)_i + \ln(Mes)_j + \ln(Categoría)_k + \ln(Zona) + \varepsilon_{ijkl}$$

Usando los coeficientes y la matriz de covarianza, en conjunto con los resultados de los análisis de varianza, tanto para el modelo completo como para el modelo reducido se estimaron las CPUE's estandarizadas, si:

Basados en el modelo propuesto, un estimador insesgado de la CPUE es:

$$CPUE^* = \exp\left(\ln(cpue_{1111}) + \ln(Año)_i + \frac{\sigma^2}{2}\right)$$



Mediante el método delta, se puede demostrar que, la varianza de la CPUE esta dada por:

$$Var(CPUE^*) = (SD(CPUE^*))^2$$

donde:

$$SD(CPUE^*) = CPUE^* [SD(\ln(CPUE^*))]$$

Si, $\ln(CPUE^*) = \ln(cpue_{1111}) + \ln(Año_i)$ es un estimador insesgado del $\ln(CPUE)$ en relación al factor año, entonces la $Var[\ln(CPUE^*)]$ es:

$$Var[\ln(CPUE^*)] = Var[\ln(cpue_{1111})] + Var[\ln(Año_i)] + 2Cov[\ln(cpue_{1111}), \ln(Año_i)]$$

donde:

$$Cov[\ln(cpue_{1111}), \ln(Año_i)] = Corr[\ln(cpue_{1111}), \ln(Año_i)] \cdot DS[\ln(cpue_{1111})] \cdot DS[\ln(Año_i)]$$

Con la cpue estandarizada el esfuerzo pesquero estandarizado se calcula como:

$$f_{SR} = \frac{C_{SR}}{cpue_{zcs}}$$

donde SR = Subregional; y

zcs = Zona centro sur



El modelo lineal general (GLM) se ha implementado usando las funciones "dummyvar", "regress" y "regstats" disponible en las herramientas estadísticas de Matlab. La codificación con variables de clasificación (variables "dummy") es directa mediante la función dummyvar. Otras codificaciones de uso corriente que incluyen restricciones de suma cero para la suma de los efectos de los factores se pueden incorporar por operaciones sencillas entre las columnas de la matriz de diseño. El sistema ofrece mucha flexibilidad, pudiéndose incluso trabajar directamente con variables dummy organizadas en una matriz de diseño de rango incompleto y obtener soluciones mediante la inversa generalizada (Rubilar y Zuleta, 1997).

3.1.3.3.1 Resultados del modelo multiplicativo

El resultado del ANOVA indican que las variables año, mes, zona y categoría de barcos constituyen fuentes significativas de variabilidad de la cpue. (Tabla 6), explicando la regresión el 35% de la variabilidad.

Tabla 6. ANOVA jurel zona centro sur

Fuentes de variación	SS	gl	MS	F*	P(F>F*)
Regresión	30937	41	754.561	861.3926	>1E-6
Error	57324	65440	0.875978		
Total	88.261	65481			

R2	0.350517
n	65482
p	42



Los resultados y valores estandarizados de la cpue y de su varianza y coeficiente de variación se muestran en la tabla 7. Se observa que el nivel de la cpue está explicado esencialmente por el valor promedio (constante=4.11), lo que significa que la cpue varía casi sin tendencia. Llama la atención el bajo nivel del coeficiente de variación (0.03-0.04), lo que implica una medida muy precisa de la cpue. En algún grado este resultado es concordante con los obtenidos por otros estudios similares, i.e en los que se ha aplicado esta metodología, y se explica por el gran número de grados de libertad, 65.481 en este caso; sin embargo se distinguen otros factores adicionales que pudieran haber contribuido también a este resultado. Estos factores son el uso de sólo viajes con pesca y viajes con pesca acumulados por barco/mes. El haber usado sólo viajes con pesca es consecuencia de considerar el criterio de Böhm *et al.* (1996) y su archivo de datos, que contenía sólo los viajes con pesca. Explorar otra alternativa significaba modificar el archivo lo que escapaba de las posibilidades del proyecto. El uso de sólo los viajes con pesca tiene como efecto amortiguar la variabilidad de la pesca, lo que se acentúa con la información acumulada por barco y mes, puesto que promedia la captura obtenida por viaje.



Tabla 7. Resultados del análisis multiplicativo

Nivel del factor	Valor	Desv. Est.	LnCPUE	Var(LnCPU)	CPUE*	Var(CPUE*	CV(CPUE*)
Constante	4.86	0.0253					
1983	0.00		4.86	0.0006	199.22	61.0627	0.04
1984	0.02	0.0286	4.88	0.0006	203.40	60.8271	0.04
1985	0.01	0.027	4.87	0.0005	201.98	46.8925	0.03
1986	0.19	0.0245	5.05	0.0004	241.63	55.4887	0.03
1987	0.13	0.0253	4.99	0.0003	227.58	40.8245	0.03
1988	0.02	0.0252	4.88	0.0003	203.73	29.7317	0.03
1989	0.03	0.0252	4.89	0.0003	205.53	28.6600	0.03
1990	-0.14	0.025	4.71	0.0003	172.71	19.3923	0.03
1991	0.10	0.0253	4.96	0.0003	219.88	32.2718	0.03
1992	0.25	0.0259	5.11	0.0003	255.57	50.5608	0.03
1993	0.15	0.0262	5.01	0.0003	231.16	43.4732	0.03
1994	0.26	0.0265	5.12	0.0003	259.56	55.1682	0.03
1995	0.24	0.0266	5.10	0.0003	253.89	53.6759	0.03
Ene	-0.31	0.0169	0.74				
Feb	-0.26	0.0165	0.77				
Mar	-0.13	0.0159	0.88				
Abr	-0.11	0.0156	0.89				
May	0.00		1.00				
Jun	0.00	0.0159	1.00				
Jul	0.03	0.0159	1.03				
Ago	-0.23	0.0163	0.79				
Sep	-0.60	0.0184	0.55				
Oct	-0.74	0.0201	0.48				
Nov	-0.65	0.0216	0.52				
Dic	-0.56	0.0208	0.57				
Zona 1	0.03	0.0168	1.03				
Zona 2	0.27	0.0195	1.30				
Zona 3	0.00		1.00				
Zona 4	0.29	0.0159	1.33				
Zona 5	0.20	0.0135	1.22				
Zona 6	0.41	0.0284	1.51				
Categoría 1	-0.72	0.0148	0.49				
Categoría 2	-0.41	0.0126	0.66				
Categoría 3	0.00		1.00				
Categoría 4	0.37	0.0145	1.45				
Categoría 5	0.56	0.0106	1.75				
Categoría 6	0.80	0.0215	2.22				
Categoría 7	0.87	0.0263	2.40				
Categoría 8	0.98	0.016	2.66				
Categoría 9	1.10	0.0262	3.01				
Categoría 10	1.30	0.0639	3.66				



Del examen de los resultados se concluye que entre los factores considerados, el tamaño de los barcos es el que más contribuye a la explicación de la varianza total de la cpue estándar. Se aprecia que el factor año contribuye poco a la variabilidad de la cpue; siendo sus variaciones interanuales mínimas (≤ 0.25).

En la figura 4 se compara la cpue estandarizada obtenida con el modelo multiplicativo en este trabajo con los resultados de Böhm et al. (1996 y 1997). No obstante la diferencia de nivel, se observa que la tendencia de los índices son similares no obstante algunas diferencias en los extremos. Esta similitud se confirma con el análisis de correlación, que resulta significativo ($r= 0.64$; $r_{0.05,11}=0.553$).

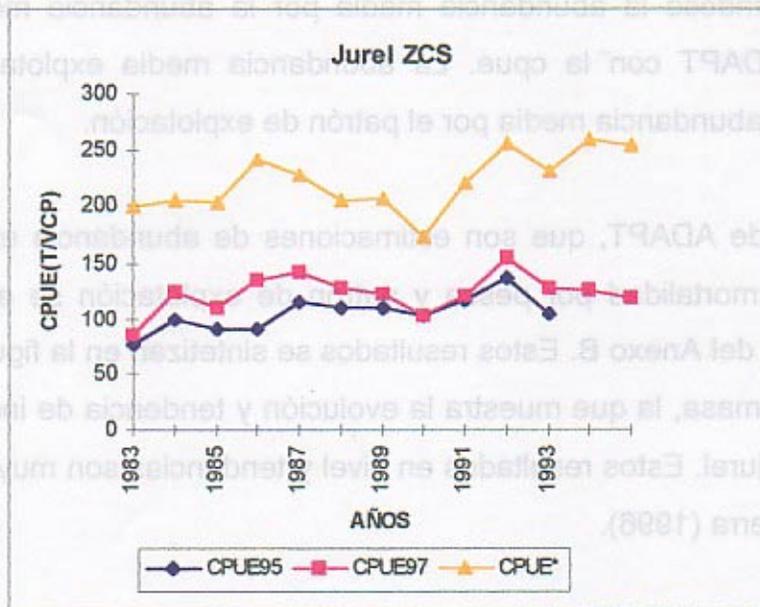


Figura 4. Comparación de cpue, donde cpue* es la obtenida en este trabajo y cpue95 y cpue 97 son de Böhm et al. (1996y 1997).



3.1.3.4 Resultados del ADAPT

Se probaron en definitiva varios modelos de evaluación con ADAPT, suponiendo capturabilidad constante y capturabilidad variable; se consideró la abundancia media para junto a la cpue calibrar el ADAPT y la abundancia media vulnerable; excluyendo e incluyendo los ponderadores.

De este trabajo se confirmaron las evidencias de una variación negativa con tendencia del coeficiente de capturabilidad, particularmente de las edades 5 y mayores, concluyéndose que para el caso del jurel es necesario considerar un modelo ADAPT con capturabilidad variable. Asimismo, se modificó la función objetivo, cambiándose la abundancia media por la abundancia media explotable para calibrar ADAPT con la cpue. La abundancia media explotable se obtiene multiplicando la abundancia media por el patrón de explotación.

Los resultados de ADAPT, que son estimaciones de abundancia en número ($N_{i,t}$), número medio, mortalidad por pesca y patrón de explotación se entregan en las tablas B.1 a B.5 del Anexo B. Estos resultados se sintetizan en la figura 5, donde se expresan en biomasa, la que muestra la evolución y tendencia de indicadores de la abundancia del jurel. Estos resultados en nivel y tendencias son muy similares a los obtenidos por Serra (1996).

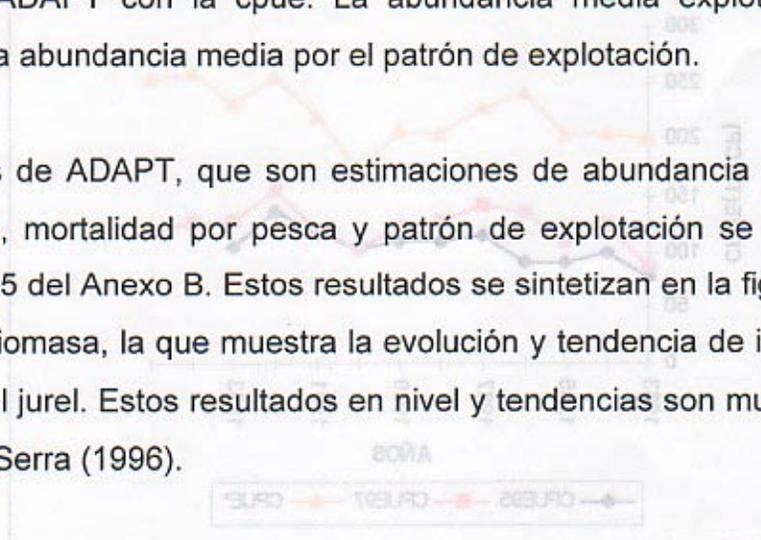


Figura 5. Comparación de cpue, donde cpue* es la obtenida en este trabajo y cpue** y cpue son de Böhm et al. (1996 y 1997).

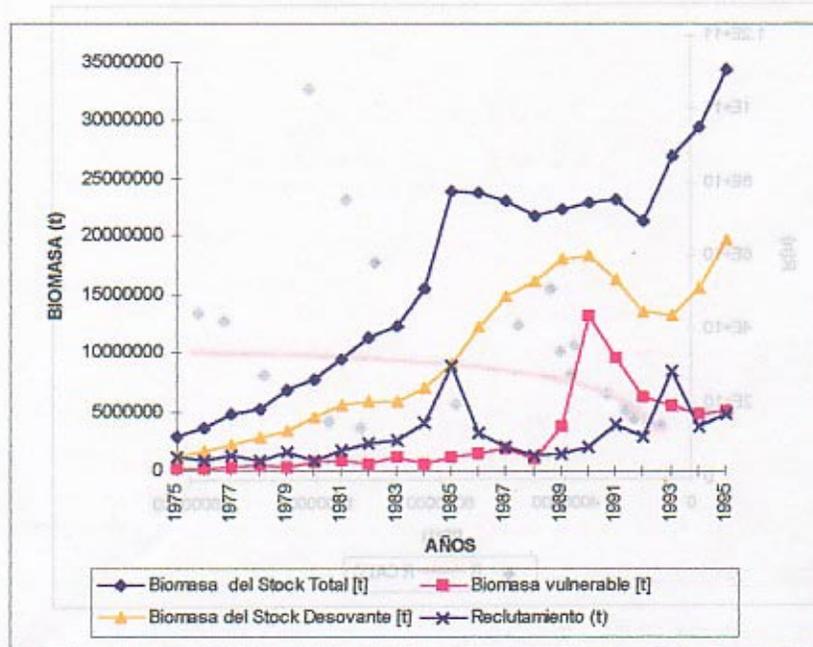


Figura 5. Nivel y tendencia de las biomazas de jurel

Se ajustó el modelo de stock/recluta de Beverton y Holt, calculándose para este efecto la biomasa desovante al mes de septiembre, mes en que se inicia la época principal de desove del jurel y los reclutas en número estimados por ADAPT. Los valores de los parámetros a y b del modelo son: $2.63602E-11$ y $4.83459E-05$. El diagrama de puntos y el ajuste del modelo se muestra en la figura 6.

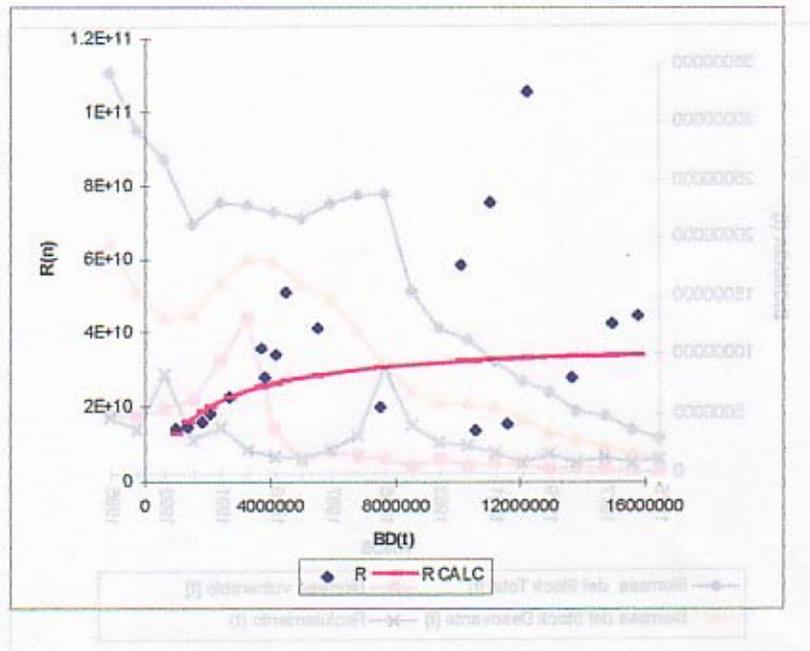


Figura 6. Relación stock-recluta del jurel según modelo de Beverton y Holt

3.2 Objetivo específico 2.2.2

“Definir los puntos biológicos de referencia que permitan disminuir la probabilidad de la sobreexplotación por crecimiento y reclutamiento en jurel.”

Para alcanzar este objetivo se identificó las tareas seleccionar los puntos biológicos de referencia (PBR), estimar cuantitativamente los PBR seleccionados, efectuar una comparación entre los PBR y el nivel de la variable poblacional del jurel asociada y finalmente sostener una reunión con profesionales de Subsecretaría de Pesca para revisar los PBR en el contexto del manejo nacional.



En la Propuesta Técnica se identificaron PBR en relación con los objetivos de evitar la sobrepesca por crecimiento y reclutamiento, además de diferentes estrategias de explotación, las que se detallan a continuación.

3.2.1 Puntos biológicos de referencia seleccionados

3.2.1.1 Estrategias de explotación constante

Para evitar la sobreexplotación por crecimiento

F_{max} : tasa instantánea de mortalidad por pesca a la cual se obtiene el rendimiento por recluta máximo.

$F_{0,1}$: tasa instantánea de mortalidad por pesca donde el incremento marginal del rendimiento por recluta alcanza el 10% del incremento marginal de una pesquería incipiente.

Para evitar la sobreexplotación por reclutamiento

$F_{\%BDR}$ Tasa instantánea de mortalidad por pesca a la cual la biomasa desovante por recluta se reduce a un % de la biomasa desovante por recluta (BDR) sin pesca.

El %BDR en general varía entre 20% y 60%, siendo las mortalidades por pesca objetivo más recomendadas $F_{35\%}$ y $F_{40\%}$ (Clark, 1991 y 1993; Mace, 1994).



F_{max} y $F_{0,1}$ sirven para analizar políticas que se consideran adecuadas desde el punto de vista del aprovechamiento eficiente del crecimiento somático. Por estar basados en el modelo de rendimiento por recluta, no toman en cuenta los efectos que en el largo plazo puede producir la pesca sobre la magnitud de las futuras generaciones, por esa razón se han considerado $F_{\%BDR}$ que si toman en cuenta estos efectos. En efecto, cuando no se dispone de información sobre la relación entre el stock y el reclutamiento, una manera sencilla de definir la sobrepesca por reclutamiento es fijar algún umbral mínimo de abundancia bajo el cual el riesgo de que las cohortes no se reemplacen se presume alto, debido a una reducción excesiva del stock desovante.

El criterio de sobrepesca del reclutamiento se puede definir mejor si se dispone de información sobre la relación existente entre el stock desovante y los reclutas. Tres razones suelen impedir un ajuste satisfactorio de los modelos stock-reclutas a los datos: 1) la variabilidad producida por factores abióticos que oscurecen las relaciones biológicas subyacentes, 2) los modelos son biológicamente demasiado simples y 3) los errores de medida que afectan tanto al reclutamiento como al stock desovante (Sissenwine y Shepherd, 1987).

Cuando se dispone de estimaciones de reclutas y stock desovante para una serie de años y la función compensatoria entre el stock desovante y el reclutamiento es indeterminada por las razones que se han mencionado, Sissenwine y Shepherd (1987) proponen una definición de la sobrepesca por reclutamiento y PBR alternativos a los basados en niveles críticos de stock desovante que no requieren el ajuste de la función stock-reclutas. Según estos autores, la persistencia de un stock requiere en promedio que cada clase anual reemplace la biomasa desovante de sus padres. Así, la sobrepesca del reclutamiento se puede definir como el nivel de mortalidad por pesca que en promedio reduce la biomasa desovante de una generación, por debajo de la biomasa desovante de sus padres.



Mediante la combinación de una relación stock-reclutas (no una función stock-reclutas) con un modelo de biomasa desovante por recluta es posible calcular F_{med} , un PBR consistente con el concepto de sobrepesca por reclutamiento expresado anteriormente. La mortalidad F_{med} o "F mediana" alude a un nivel de explotación correspondiente a una línea de reemplazo que divide los puntos de la relación stock desovante-reclutas por la mitad, cumpliéndose así la condición de persistencia, en la cual los puntos por debajo de la línea debe ser balanceados por los puntos sobre ella.

Otros PBR interesantes de considerar son F_{alto} y F_{bajo} , correspondientes a los percentiles del 90% y 10%, respectivamente. El primero, es más un valor referencial que una política recomendable de explotación, pero es útil para fijar una cota superior a la explotación, cumpliendo un rol parecido al que ha desempeñado F_{max} en el análisis de rendimiento por recluta. Bajo la estrategia F_{alto} el stock disminuirá en promedio su tamaño, pues se espera que en el 90% de los casos las clases anuales que ingresan a la pesquería no compensarán la biomasa desovante de sus padres. F_{bajo} también tiene un valor referencial, pero puede eventualmente constituirse en un política recomendable de explotación cuando el stock está severamente sobreexplotado y es necesario restaurarlo, ésto por cuanto, bajo esta estrategia la probabilidad de crecimiento del stock es alta. En efecto, según este criterio se espera que en el 90% de los casos las clases anuales serán más fuertes que las cohortes que les dieron origen.

Finalmente, para ampliar la gama de estrategias a examinar, se ha incluido $F_{F=M}$ atendiendo a la evidencia empírica que muestran numerosas pesquerías sujetas a alta variabilidad ambiental, principalmente de peces pelágicos pequeños, donde se ha comprobado que el comienzo del colapso de estos stocks se produce cuando las tasas de mortalidad por pesca han sobrepasado la tasa de mortalidad natural.



3.2.1.2 Estrategia de escape constante

Este tipo de estrategia considera una biomasa desovante mínima y es función de la dependencia del reclutamiento del stock desovante. Puntos biológicos de referencia basados en consideraciones sobre el reclutamiento pueden derivar de una extensión del análisis de rendimiento por recluta, el que calcula la biomasa desovante por recluta (BDR) a varios niveles de F y también de relaciones stock-reclutas.

A diferencia del análisis de rendimiento por recluta (Y/R), el que muestra un máximo cuando F aumenta, la BDR decrece monótonamente en función del aumento de F y la BDR es expresada como un porcentaje de la BDR en condiciones sin pesca. La F que produce un particular %BDR se designa como $F_{\%BDR}$. Esta estrategia de explotación entonces se asocia a una de explotación variable cuando se establece un límite o umbral mínimo de biomasa desovante, que significa un punto de cierre de la pesquería (cutoff).

3.2.1.3 Estrategia de captura constante

Este tipo de estrategia fija la captura independientemente de las variaciones de la abundancia. El objetivo de su inclusión es explorar una política de "status quo" y evaluar las consecuencias de mantener un nivel de captura de jurel igual al actual.



Estas estrategias de explotación y PBR fueron revisados en la reunión con profesionales de Subsecretaría de Pesca, siendo la conclusión que era necesario explorar todas las estrategias propuestas y los PBR.

Las tareas de estimar cuantitativamente los PBR seleccionados y efectuar su comparación y el nivel de la variable poblacional asociada (Y y BD) quedaron postpuestas, debido que se consideró necesario realizar una nueva evaluación de stock. Los argumentos que justifican esta decisión es considerar las nuevas series de esfuerzo pesquero estandarizado disponibles y utilizar el método ADAPT para realizar la evaluación. La revisión de la evaluación de stock emergió por la necesidad de contar con un vector de biomasa inicial con intervalo de confianza para realizar la proyección para explorar las diferentes estrategias y PBR.

3.2.2 Resultados de la estimación de los puntos biológicos de referencia

Los PBR para una estrategia de explotación constante fueron calculados con el análisis de rendimiento por recluta y biomasa desovante por recluta. Adicionalmente, combinando una relación stock/recluta con el modelo de biomasa desovante por recluta, se calculó F_{med} . Se entregan también los valores de F_{bajo} y F_{alto} . Dentro de los PBR se incluye $F=M$. Los puntos biológicos de referencia calculados se entregan en el cuadro a continuación.

$F_{0.1}$	0.645
F_{max}	12.146
$F_{35\%BDR}$	1.885
$F_{40\%BDR}$	1.434
F_{med}	7.106
F_{bajo}	0.124
F_{alto}	11.643
$F=M$	0.23



Del examen de las magnitudes de los PBR lo primero que llama la atención es el alto valor de F_{max} , F_{med} y F_{alto} . Claramente mortalidades por pesca de esta magnitud no son sustentables de acuerdo con el conocimiento establecido. Asimismo, resulta evidente que F_{med} , PBR alternativo para evitar la sobrepesca por reclutamiento (Sissenwine y Shepherd, 1987), en este caso no es de utilidad. En concreto F_{med} depende de la historia de la pesquería, la que en el caso del jurel, tanto la pesquería como el recurso han experimentado un crecimiento "sistemático". Esta situación viola el supuesto de que la población se encuentre en una situación de equilibrio o "quasi-equilibrio", asimismo carece de contraste del efecto de la pesca sobre el stock desovante (Goodyear, 1992). Esta situación en definitiva cuestiona el uso de este PBR para prevenir la sobrepesca por reclutamiento.

La mortalidad por pesca calculada para 1995 por ADAPT es de 0.924. Este valor es mayor que el de $F_{0.1}$ presentado en la tabla y menor que los valores de $F_{35\%}$ y $F_{40\%}$. El valor $F=M$ resulta muy menor respecto de la F en 1995 (0.924). Los efectos de estos valores de F en la población de jurel se examinan en el párrafo correspondiente, más adelante.



3.3 Objetivo específico 2.2.3

“Realizar un análisis de los efectos y/o riesgos asociados con la incerteza de los parámetros básicos que permiten estimar los puntos biológicos de referencia (PBR)”

3.3.1 Metodología

En este objetivo, lo que interesa conocer es el efecto que tiene sobre los PBR el cambio, en un rango conocido, de los parámetros básicos involucrados en el cálculo de éstos PBR. Si bien es cierto, que para objetivos de evaluación y manejo de recursos es crítico contar con estimaciones lo más precisas posibles de los parámetros que entran en los cálculos, es importante establecer el grado de variación de las estimaciones finales debidas al cambio provocado en los parámetros de entrada.

En el contexto de lo planteado anteriormente, los parámetros de entrada al modelo de Thompson y Bell (1934) son el patrón de explotación, la función de crecimiento y M , los que están incluidos en las siguientes ecuaciones:

La primera dice relación con la estimación del rendimiento por recluta y es de la forma:

$$Y / R = \sum_{i=t_r}^{t_{max}} \frac{F \cdot r_i (1 - e^{-(F \cdot r_i + M)})}{F \cdot r_i + M} \cdot e^{-\sum_{t=t_r}^{i-1} F \cdot r_t + M} \cdot w_i$$



donde:

- F = tasa de mortalidad por pesca de las edades completamente reclutadas,
- r_t = patrón de explotación a la edad t ,
- M = tasa de mortalidad natural,
- t_r = edad de reclutamiento,
- t_{max} = edad máxima de sobrevivencia considerada,
- w_t = peso promedio a la edad t dado por la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy.

La segunda se relaciona con el cálculo de la biomasa desovante por recluta (BDR), siguiendo la forma:

$$BDR = \sum_{t=t_r}^{t_{max}} \frac{(1 - e^{-(F \cdot r_t + M)})}{F \cdot r_t + M} \cdot e^{-\sum_{i=t_r}^{t-1} F \cdot r_i + M} \cdot w_t \cdot m_t$$

donde, m_t es la proporción de individuos maduros a la edad t que se obtiene a partir de la ojiva de madurez

Al respecto se estimaron los parámetros que determinan el patrón de explotación y crecimiento en peso del jurel. En el primer caso, los datos para la estimación provienen de las salidas de ASP realizados para el recurso jurel, la cual incluye edades de la 2 a la 11 y desde 1975 hasta 1995. La estimación se realizó ajustando un modelo de tipo gamma, según Deriso (1985), debido a su flexibilidad y mejor representación del patrón de explotación histórico. El modelo básico propuesto por Deriso (Op.cit.) corresponde a la ecuación:



$$S_t = \frac{t^\alpha e^{-\beta t}}{\max(S_t)}$$

donde S es el patrón de explotación a la edad t, α y β son parámetros.

Este modelo fue derivado por A. Zuleta (com pers), para dejarlo en función de un solo parámetro asumiendo conocida la edad (t_{\max}) en la que S_t toma el valor 1. Realizando una transformación logarítmica y puesto que se sabe que $\max(S_t) = 1$, resulta:

$$\ln(S_t) = \alpha \ln(t) - \beta t$$

derivando

$$\frac{\partial \ln(S_t)}{\partial t} = \alpha \frac{\partial \ln(t)}{\partial t} - \beta$$

$$\frac{\partial \ln(S_t)}{\partial t} = \alpha \frac{1}{t} - \beta$$

igualando esta expresión a 0 significa que en ese punto t corresponde a t_{\max} y entonces

$$\alpha = t_{\max} \beta$$

expresando el modelo para representar el patrón de explotación en términos de un solo parámetro y para t_{\max} conocido queda

$$S_t = \frac{t_{\max}^\beta e^{-\beta t}}{t_{\max}^\beta e^{-\beta t_{\max}}}$$



y despejando la expresión para el patrón de explotación queda como:

$$S_t = \left(\frac{t}{t_{max}} \right)^{t_{max}\beta} e^{-(t-t_{max})\beta}$$

Los parámetros de crecimiento en peso, fueron estimados a partir de la ecuación de Von Bertalanffy.

$$W_t = W_{\infty}(1 - e^{-k(t-t_0)})^{\beta}$$

donde:

- W_t = peso medio a la edad t
- W_{∞} = Peso asintótico
- k = tasa intrínseca de crecimiento
- t_0 = Peso teórico a la edad 0
- t = edad
- β = parámetro de la relación longitud-peso

Para realizar el análisis de sensibilidad vía remuestreo computacional, se consideró que los parámetros de la función de crecimiento presentan diferentes distribuciones de probabilidad, desde las cuales se obtuvieron los nuevos valores. Las distribuciones asociadas a los parámetros L_{∞} y k corresponden a la normal y gamma respectivamente, según Sainsbury (1980; En: Rosenberg y Beddington (1980). Dado que la transformación de longitud a peso puede expresarse por una relación potencial de tipo



$$w = al^b$$

donde w es el peso, l es la longitud a y b son parámetros.

Si asumimos que al interior de una población el valor de b es constante, la distribución que gobierna a W_x también corresponde a una normal. En el caso del parámetro t_0 , finalmente se utilizó una distribución de tipo normal, ya que como este puede asumir valores tanto positivos como negativos. Esta situación no puede ser replicada con una distribución Gamma ya que ésta sólo puede tomar valores mayores o iguales a cero.

Una vez estimados los parámetros de cada modelo, se procedió a realizar los remuestreos computacionales asumiendo como límites inferiores y superiores de cada distribución de probabilidad utilizada, los intervalos de confianza superior e inferior de cada uno de los parámetros estimados y de la mortalidad natural (M). Para esta última, se utilizó una distribución uniforme, con límites inferior y superior de 0.21 y 0.25, respectivamente.

De los 250 nuevos parámetros obtenidos se calcularon los patrones de explotación y funciones de crecimiento en peso correspondientes, los que más tarde fueron usados para estimar los puntos biológicos de referencia (PBR). Así, en total se contó con 1.250 parámetros, estimándose 3.750 PBR.

Las estimaciones de $F_{0.1}$, se realizaron a través de un programa computacional, el cual permite calcular tantos PBR, como patrones de explotación o vectores de peso se tenga. Para la estimación de $F_{40\%bdr}$ y F_{max} se diseñaron rutinas en VISUAL BASIC para EXCEL, que permitieron realizar los cálculos en forma automatizada.



Para tener una visualización del cambio experimentado, tanto por los parámetros como por los PBR, se procedió a estimar la desviación porcentual de cada una de los valores respecto del de referencia (parámetros estimados y PBRs obtenidos a partir de los mismos) según la ecuación propuesta por Restrepo y Fox (1988) para este propósito,

$$\%Desv = \frac{\hat{f} - f_{ref}}{f_{ref}} * 100$$

donde \hat{f} es el valor Montecarlo de los parámetros o el estimado de los PBR y f_{ref} , es el parámetro o PBR de referencia.

Finalmente, para estimar la influencia que tiene cada parámetro involucrado en el cálculo de los diferentes PBR sobre la variabilidad de los mismos, se determinó la razón existente entre el recorrido total cubierto por las desviaciones de cada parámetro y el recorrido de las desviaciones de cada PBR.

$$\%inf. = \frac{rPBR}{rP} * 100$$

Donde $rPBR$ es el recorrido del PRB y rP , es el recorrido del parámetro.



3.3.2 Resultados y discusión

3.3.2.1 Estimación de parámetros a partir de información histórica

A partir de los ajustes de datos históricos al modelo gamma del patrón de explotación y función de crecimiento en peso, se obtuvieron los siguientes resultados:

Estimación del parámetro b del modelo gamma,

Tabla 8. Estimación del parámetro b del patrón de explotación

PARAMETRO ESTIMADO	E.E.A.(*)	L. INFERIOR	<95%>	L. SUPERIOR
b	2,2943	0,28192	1,73652	2,85209

(*) E.E.A. = Error Estándar Asintótico

Los parámetros de la función de crecimiento en peso de von Bertalanffy se estimaron a partir de la matriz de peso usada en el cálculo de biomasa por edades en el ASP, la cual cubre el mismo período y edades antes mencionadas. Por lo tanto, los estimados básicos tienen vigencia sólo para el rango de edades incluidas en la matriz de pesos y para el propósito de este estudio. Es decir, no se puede establecer que los parámetros aquí estimados sean los que definen el crecimiento de los individuos.

En este caso la estimación de los parámetros de crecimiento arrojó el siguiente resultado:



Tabla 9. Estimación de los parámetros de la función de crecimiento

PARÁMETRO	ESTIMADO	E.E.A.	L. INFERIOR	L. SUPERIOR
Winf	1376.7	19.01513	1339.27	1414.20
K	0.17082	0.00628	0.15843	0.18320
t0	0.03945	0.28461	-0.52133	0.60024

3.3.2.2 Distribución de las desviaciones relativas de las salidas de Montecarlo respecto de los parámetros de referencia (estimados)

Patrón de explotación, PE

Los resultados de Montecarlo para el único parámetro desconocido del PE muestran una desviación respecto del parámetro de referencia (Tabla 10) que varía entre -23.13% y 23.78% (Fig. 7). Esta distribución se aproxima a una normal, lo que concuerda con la distribución asumida para realizar el remuestreo de Montecarlo para el parámetro b.

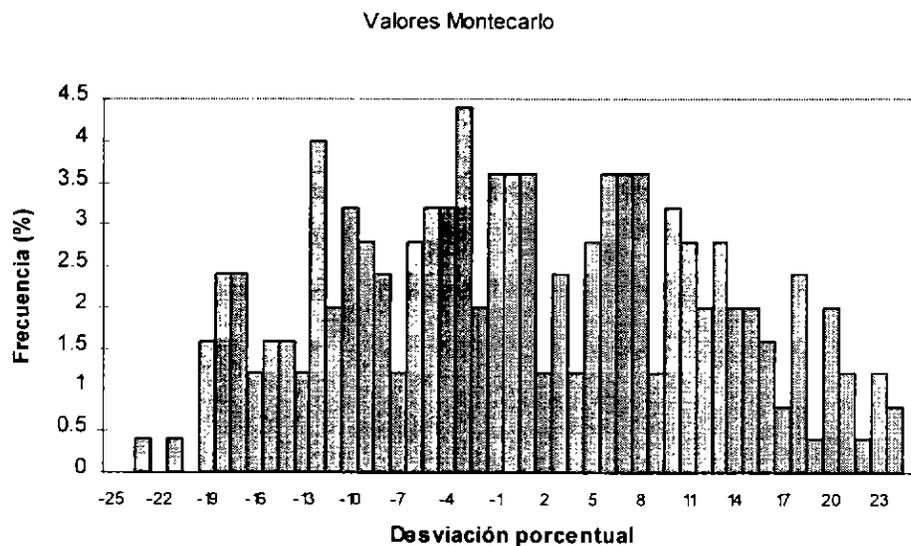


Figura. 7. Distribución de las desviaciones de los valores Montecarlo respecto del parámetro de referencia b.

Tabla 10. Rango de desviaciones sufridas por los parámetros de Montecarlo y PBRs, respecto de sus valores de referencia

Parámetro	F 0.1		F 40% BDR		Parámetros Mntecarlo	
	min	max	min	max	min	max
PE (b)	-8.366	7.054	-46.323	86.765	-23.185	23.779
Winf	-0.0007	0.0007	-11	11	-2.599	2.6
K	-2.57	0.875	-51.47	39.71	-6.891	7.098
to	-3.705	3.38	-54.41	117.65	-1364.78	1403.4
M	-3.58	3.81	-27.94	36.76	-8.69	8.69



Función de crecimiento en peso

Los parámetros de crecimiento W_{∞} , K y t_0 presentaron las siguientes desviaciones relativas, las que son descritas en los siguientes párrafos.

En el caso de W_{∞} , las desviaciones tuvieron un rango porcentual entre -2.599 y 2.673 (Tabla 10), presentando una distribución tipo normal simétrica con la moda centrada en torno de cero (0) (Fig.8).

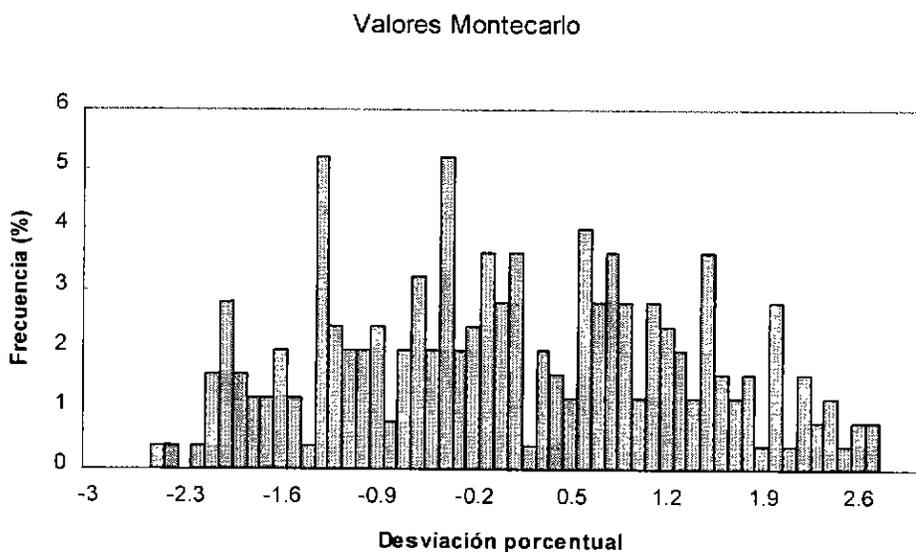


Figura 8. Distribución de las desviaciones de los valores Montecarlo respecto del parámetro de referencia, W_{∞}

Respecto de las desviaciones del coeficiente de Brody, K , respecto del parámetro de referencia, éstas tienden a una distribución de tipo uniforme, la cual cubre un rango porcentual entre -6.891 y 7.098 (Fig. 9). Sin embargo esta forma se debería a



que la distribución de la cual fue remuestreado el parámetro corresponde a una gamma truncada en su cola derecha, correspondiendo este límite al valor superior del intervalo de confianza de la estimación del parámetro de referencia (Tabla 10).

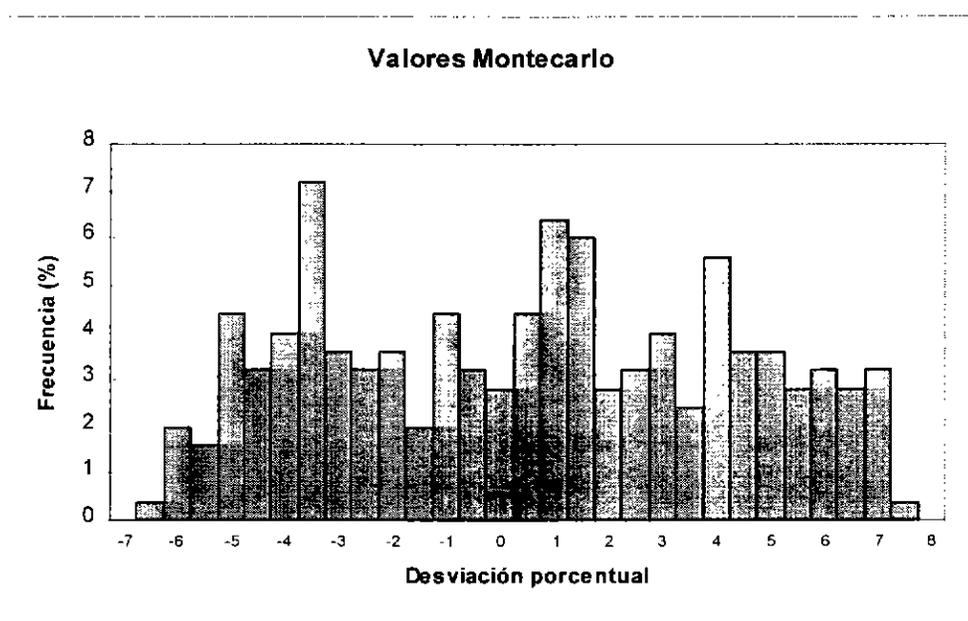


Figura 9. Distribución de las desviaciones de los valores Montecarlo respecto del parámetro de referencia K

Finalmente, en el caso de t_0 , se observa una distribución tipo normal de las desviaciones relativas del parámetro de referencia de los valores obtenidos por Montecarlo (Fig. 10). Las desviaciones relativas cubren un rango entre -1364.78% y 1403.39%. La mayor frecuencia de desvíos se observa en torno a 0. El amplio recorrido se debe a que los límites de confianza del parámetro de referencia también es muy amplio (Tabla 10).

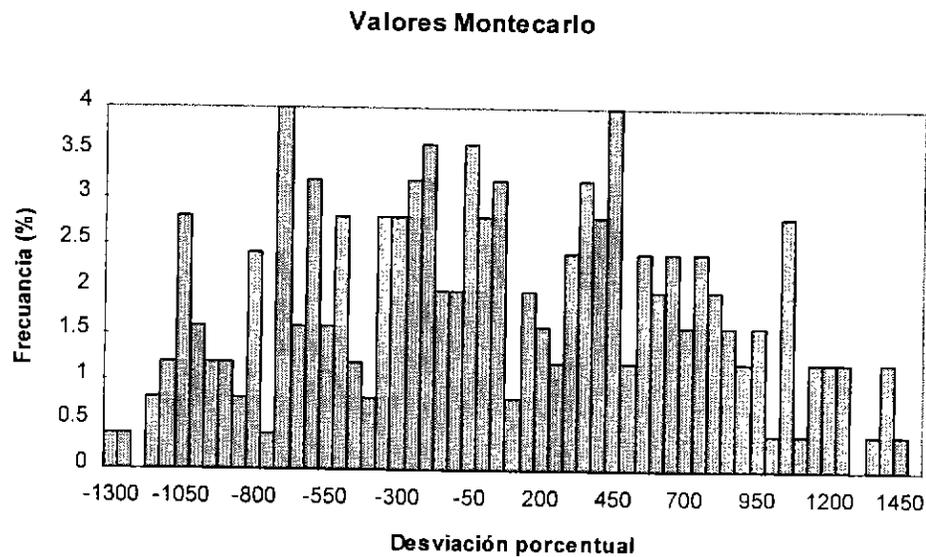


Figura 10. Distribución de las desviaciones de los valores Montecarlo respecto del parámetro de referencia, t_0

3.3.2.3 Distribución relativa de las desviaciones de los PBR respecto del valor de referencia.

Se presentan aquí los resultados obtenidos respecto de los PBR $F_{0.1}$ y $F_{40\%BDR}$. En relación con F_{max} , el modelo de Y/R presenta una forma asintótica para los parámetros de referencia (Tabla 9) por lo que F_{max} presenta valores que tienden a infinito, lo que no permite realizar este cálculo.



Patrón de explotación

Las estimaciones de $F_{0,1}$ presentan un rango de variación entre -8.366% y 7.054% respecto del $F_{0,1}$ de referencia (Tabla 10), distribuyéndose las frecuencias de las desviaciones en forma aproximadamente normal (Fig. 11), con el mayor número de frecuencias en torno de 0.

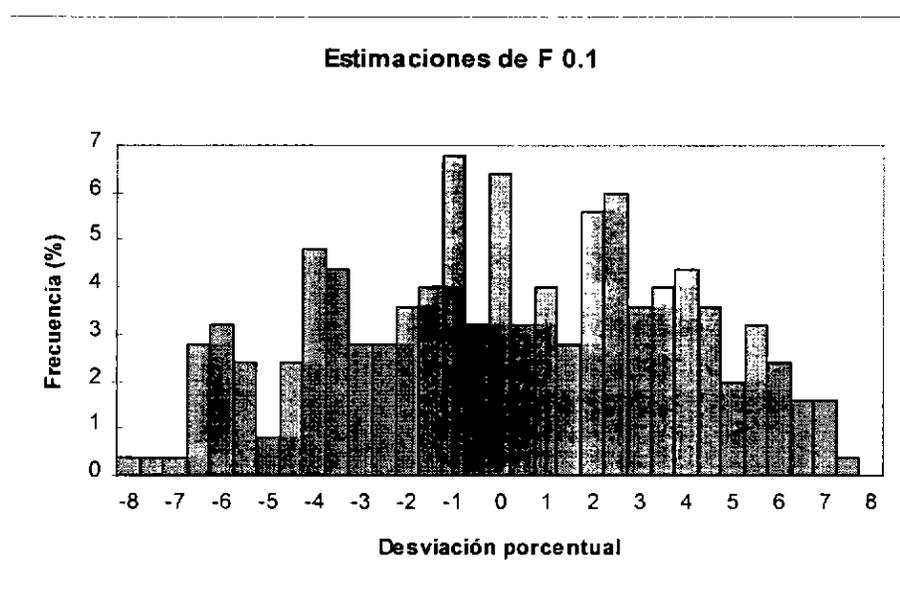


Figura 11. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{0,1}$ respecto del valor de referencia al cambiar el patrón de explotación

En el caso de $F_{40\%BDR}$, la forma de la distribución es también aproximadamente normal, pero con una asimetría hacia la derecha, tomando un recorrido entre 46.323% a 86.765% (Fig. 12 y Tabla 10).

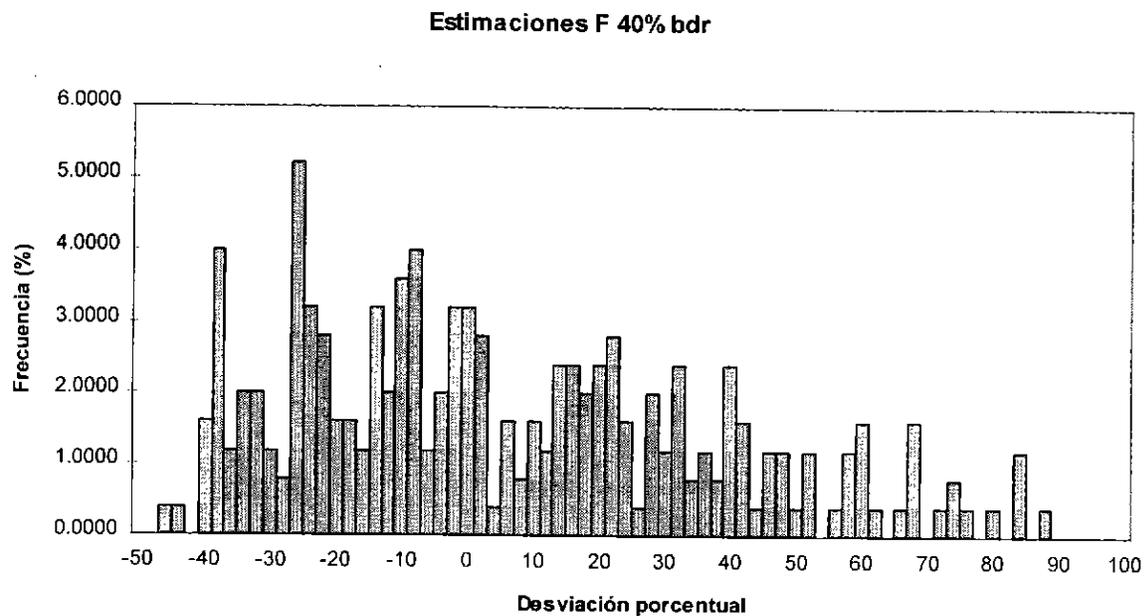


Figura. 12. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{40\%BDR}$ respecto del valor de referencia al cambiar el patrón de explotación.

Al examinar las variaciones en las desviaciones tanto del parámetro b como de las estimaciones de $F_{0.1}$ y $F_{40\%BDR}$, resulta evidente que este último PBR se ve mucho más afectado por cambios en el patrón de explotación que $F_{0.1}$.

Parámetros de crecimiento

Las estimaciones de las desviaciones de $F_{0.1}$ indican que variaciones del orden de $\pm 2.7\%$ en torno del W_{∞} de referencia, proveniente del intervalo de confianza del parámetro estimado, son despreciables. Estas desviaciones no superan el nivel de $\pm 7 \cdot 10^{-4} \%$.



Respecto de las desviaciones de $F_{40\%BDR}$, se observa en cambio una variación mayor respecto del valor de referencia. Cabe hacer notar que una variación del orden de $\pm 2.7\%$ produjo un cambio de $\pm 11\%$. En este caso la distribución de las desviaciones de $F_{40\%BDR}$ siguen un comportamiento Gaussiano con una moda alrededor de 0 (Fig. 13).

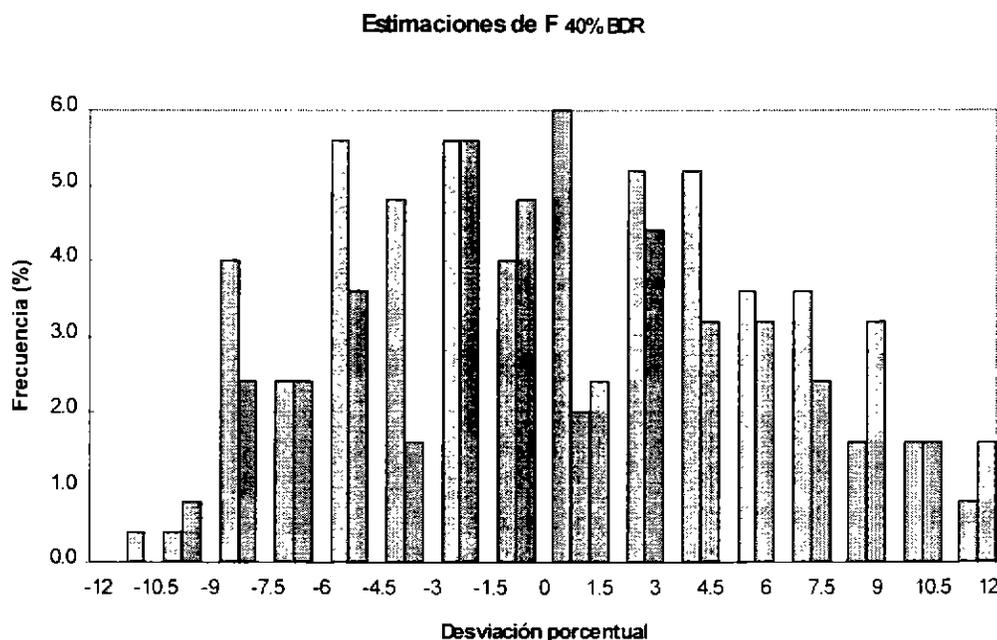


Figura 13. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{40\%BDR}$ respecto del valor de referencia al cambiar el vector de peso (parámetro W_{∞}).

En relación con el efecto de variaciones de K en $F_{0.1}$, se observa que la distribución de las desviaciones entre -6.891% y 7.098% produjo desviaciones entre -2.57% y 0.875% . La distribución de las desviaciones de $F_{0.1}$ siguen una forma similar a la



descrita para las desviaciones relativas del parámetro K (Fig. 14), es decir, tiende también a una distribución de tipo uniforme.

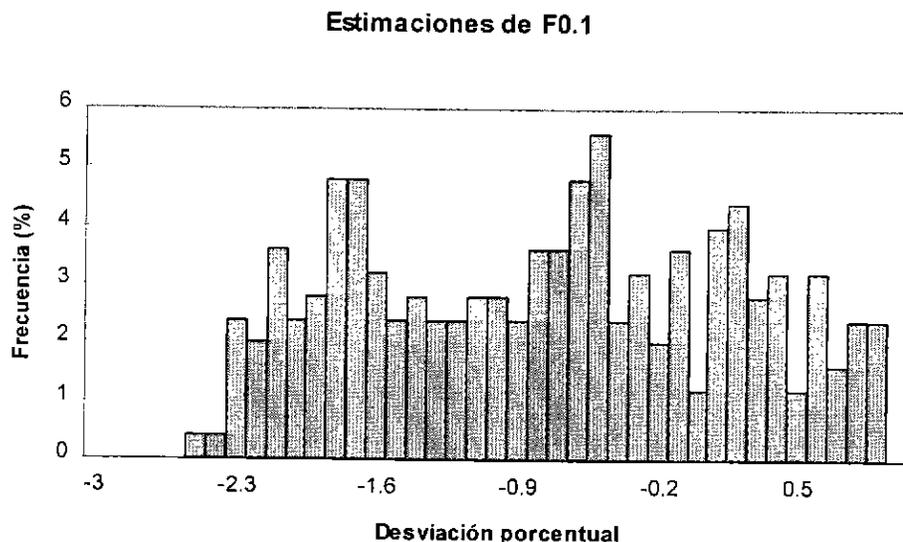


Figura 14. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de F0.1 respecto del valor de referencia al cambiar el vector de peso (parámetro k).

En el caso de las desviaciones obtenidas en el cálculo de $F_{40\%BDR}$, éstas presentan una variación entre -51.47% y 39.71% (Tabla 10), siendo este rango marcadamente más amplio que en el caso de $F_{0.1}$. La distribución de las desviaciones presenta una forma que denota una tendencia descendente en las frecuencias a partir del valor -35% en adelante (Fig. 15).

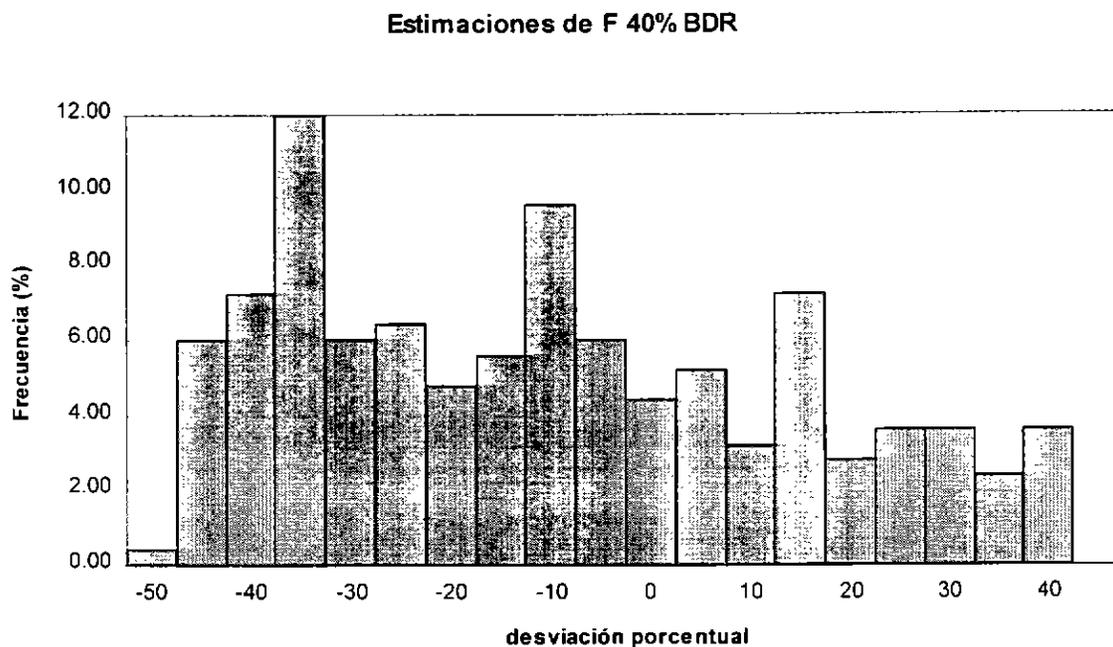


Figura 15. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{40\%BDR}$ respecto del valor de referencia al cambiar el vector de peso (parámetro k).

Finalmente, en relación al parámetro t_0 se observa que es el que presenta la menor variación en las desviaciones de $F_{0.1}$ respecto de la amplia variación sufrida por este parámetro a partir de los remuestros de Montecarlo. De esta forma el rango cubierto por las variaciones va desde -3.70% a 3.38% (Tabla 10), siguiendo una forma de distribución normal, centrada alrededor de 0 (Fig. 16).

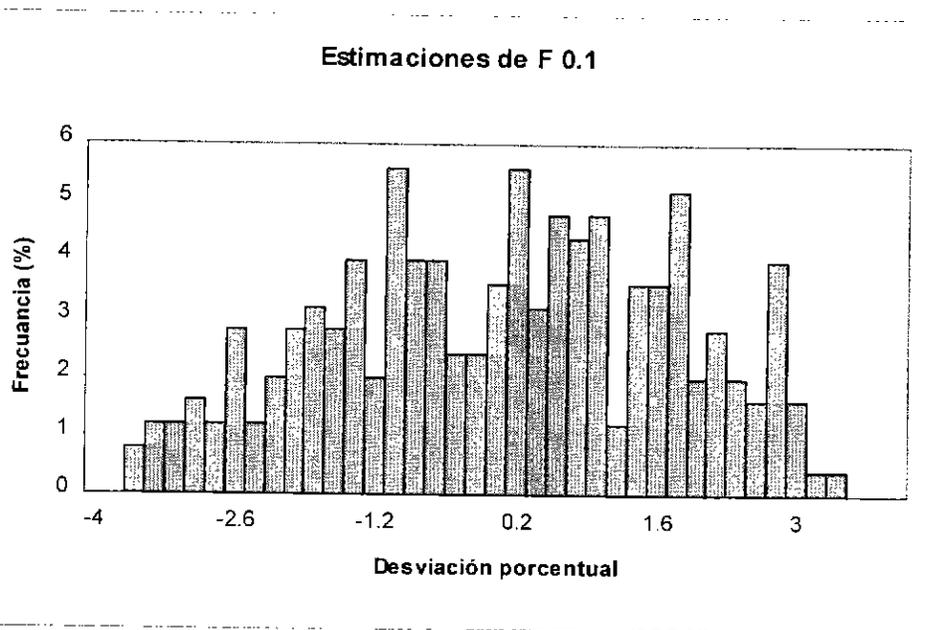


Figura 16. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de F0.1 respecto del valor de referencia al cambiar el vector de peso (parámetro to).

Por su parte las variaciones de $F_{40\%BDR}$ y al igual que para los otros parámetros de la función de crecimiento, presenta un rango de variación entre -54.41% y 117,65% (Tabla 10). La forma de la distribución asemeja la forma de una gamma con una moda en -20% (Fig. 17).

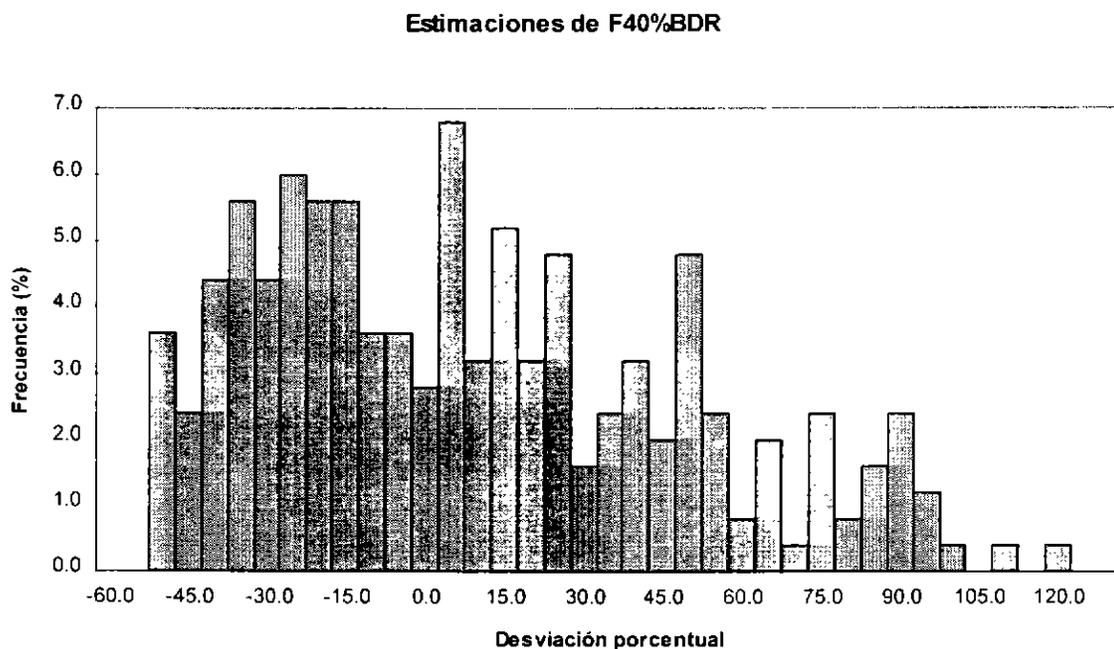


Figura 17. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{40\%BDR}$ respecto del valor de referencia al cambiar el vector de peso (parámetro to).

Parámetro M

Las variaciones de las desviaciones de $F_{0.1}$ respecto de desviaciones de M cubren un rango entre -3.58% y 3.81% (Tabla 10), siguiendo una distribución de tipo uniforme (Fig. 18).

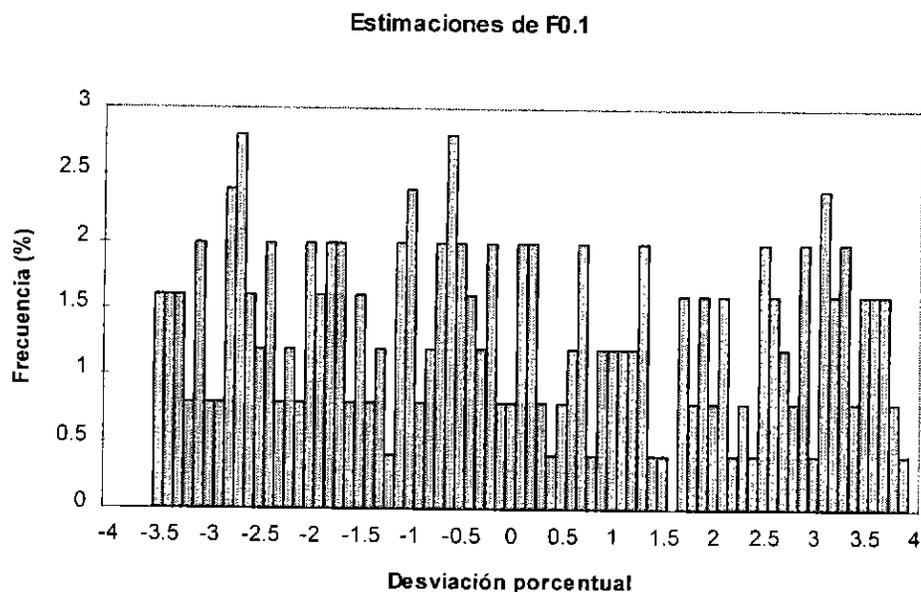


Figura 18. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de F0.1 respecto del valor de referencia al cambiar M.

Al igual que en el caso de las estimaciones de $F_{40\% \text{ BDR}}$, la distribución de las desviaciones muestra una tendencia uniforme (Fig. 19); teniendo un rango de variación entre -27,94 % y 36,76 %.

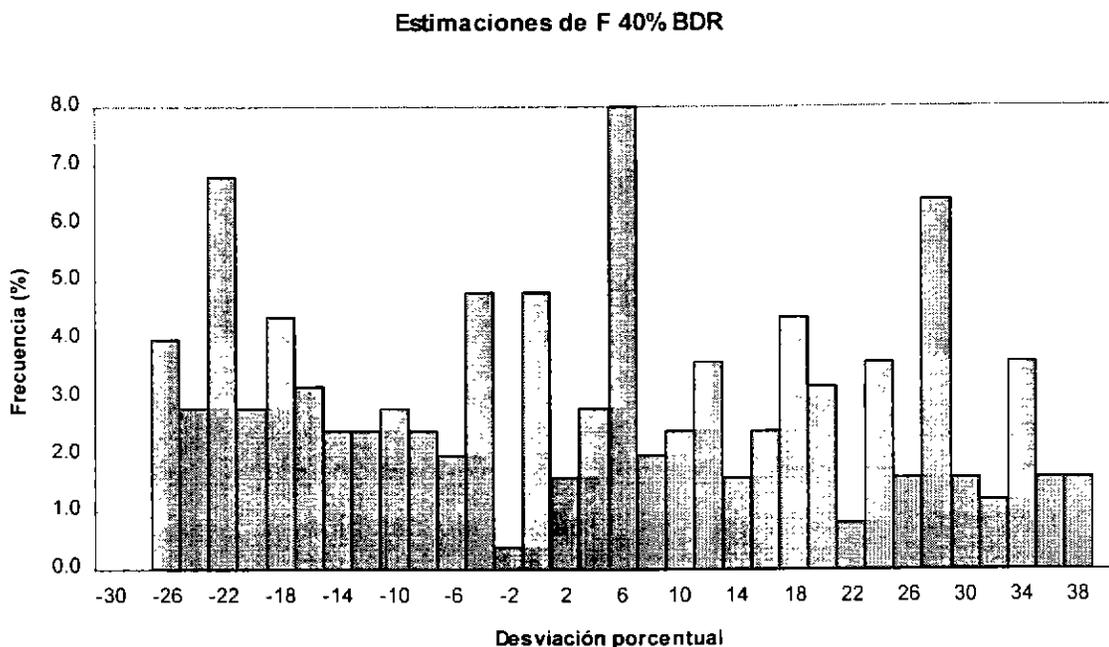


Figura 19. Distribución de las desviaciones de las estimaciones de $F_{40\%BDR}$ respecto del valor de referencia al cambiar M.

3.3.2.4 Conclusión

En términos de los rangos cubiertos por sus desviaciones respecto de los valores de referencia, la influencia porcentual que tuvo cada parámetro, sobre la variación de los PBR estimados es presentada en la tabla 11. De esta última se puede concluir que para $F_{0,1}$, los parámetros básicos M, PE y k ejercen las mayores influencias en las estimaciones de los PBR, mientras que el modelo es prácticamente insensible a cambios en el peso asintótico (W_{∞}). En el caso de $F_{40\% BDR}$, son los parámetros k y W_{∞} y nuevamente M los que muestran tener mayor influencia en los cálculos de los PBRs, mientras que t_0 prácticamente no produce cambios en éste.



Como se puede observar (Tabla 11), a pesar que el parámetro t_0 es el que tuvo el mayor cambio en las desviaciones respecto del de referencia (2768%), su impacto en las estimaciones de $F_{0.1}$ no alcanzaron al 1% y de igual forma para $F_{40\% BDR}$, teniendo una influencia no mayor al 6,3%. En el caso de W_{∞} , la situación es diferente, ya que un 5% de variación en el parámetro, tuvo resultados totalmente diferentes en los PBRs analizados. Así, para $F_{0.1}$ se puede considerar que prácticamente no tuvo influencia (0.03%), en tanto que en $F_{40\%BDR}$, la influencia de W_{∞} fue comparativamente enorme (423 %).

A diferencia de los parámetros anteriores, k y M tuvieron relativamente, una gran influencia en ambos cálculos de PBR, produciendo cambios de 24,6% y 42,5% en las estimaciones de $F_{0.1}$ y de 651% y 372,3 % en las de $F_{40\%BDR}$, respectivamente.

Tabla 11. Influencia porcentual de los parámetros en estudio sobre los resultados de los PBR.

Parametro	F 0.1		F 40% BDR		Parámetros Mntecarlo
	rango var	influ. %	rango var	influ. %	rango var
PE (b)	15.42	32.83	133.09	283.38	46.96
Winf	0.0014	0.03	22.00	423.16	5.20
K	3.45	24.63	91.18	651.80	13.99
t_0	7.09	0.26	172.06	6.22	2768.18
M	7.39	42.52	64.70	372.27	17.38

Finalmente, si consideramos a aquellas variables resultantes "patrón de explotación, vector peso (crecimiento) y M " de los parámetros básicos estimados, podemos establecer que en el caso del cálculo de $F_{0.1}$, M y PE son los que tienen un mayor efecto. Por el contrario, en el caso de $F_{40\%BDR}$ es el vector peso (crecimiento), el que ejerce una mayor influencia.



3.4. Objetivo específico 2.2.4

“Simular el comportamiento esperado de las unidades de pesquería y del stock de jurel bajo un régimen de explotación asociado a los puntos biológicos de referencia seleccionados.”

Este objetivo considera la evaluación de tres estrategias de explotación: tasa de explotación constante, de captura constante y escape constante. Para determinar cual de las tres estrategias de explotación es más adecuada para un recurso de las características del jurel, se examinan los efectos de ellas por medio de un modelo de simulación sobre un número de 20 años. El núcleo del modelo de simulación es un modelo poblacional que describe la dinámica de un stock compuesto de varias edades, cuyos cambios en número están determinados por el reclutamiento del año y la sobrevivencia de cada cohorte a causa de la mortalidad natural, M , y la mortalidad por pesca, que internaliza la estrategia de explotación. La evaluación de estrategias de explotación se realiza con un enfoque de largo plazo, el que no considera la contingencia de la pesquería misma, puesto que no es relevante para este efecto. Al respecto Cordue y Francis (1994) distinguen dos enfoques, uno de largo plazo orientado a la evaluación de diferentes estrategias de explotación, que es el caso de este estudio, y un segundo, esencialmente de corto plazo, que permite elegir entre varias alternativas de manejo, por ejemplo el riesgo biológico asociado a varios niveles de capturas permisibles o la probabilidad que la biomasa desovante caiga por debajo de cierto nivel en un lapso de 3 años. Este análisis de riesgo de corto plazo está directamente ligado a la situación contingente de la pesquería. Por esta razón el estudio no contempla el análisis de la problemática surgida en la pesquería durante 1997 y 1998 en relación con la explotación y el intenso fenómeno El Niño.



Para proyectar el stock a través de los 20 años, se reconocieron como fuentes importantes de incertidumbre aquellas asociadas con la estimación del stock inicial, el proceso de reclutamiento y la mortalidad natural. Se efectuó una proyección que incorpora estas incertidumbres mediante un modelo de simulación de la dinámica del stock estructurado por edades. Para iniciar la simulación se requiere como información de entrada una estimación de la biomasa inicial con incertidumbre, la que se obtiene de la evaluación de stock. Las bases del proyecto no consideraba realizar una evaluación de stock del jurel sino que resumir la información disponible y caracterizar su dinámica poblacional. No obstante fue necesario determinar el vector inicial de biomasa con incertidumbre, lo que significó rehacer el análisis secuencial de población, usándose para este efecto el método ADAPT, materia presentada y discutida al principio de este documento. En síntesis, no se innovó mayormente sobre la evaluación de stock, siendo sin embargo un aspecto que se debería mejorar a futuro, como se discute más adelante en el trabajo.

Una pregunta que ha surgido en relación con la biomasa inicial y la evaluación de las estrategias, es el efecto que pudiera tener el año de inicio de la proyección en la selección de la mejor estrategia. Al respecto, se puede plantear que en el marco de este proyecto, que es realizar un análisis de largo plazo para identificar la mejor estrategia de explotación del jurel, no tiene sentido sensibilizar respecto del año de inicio de la proyección.

En relación con el reclutamiento se consideraron dos variantes: una, en que las perturbaciones usadas en la simulación de los reclutamientos futuros (1996-2016) se supusieron al azar e independientes entre sí; y la segunda, que los reclutamientos son autocorrelacionados, es decir, se producen rachas de reclutamientos altos y rachas de reclutamientos bajos. Respecto de la segunda variante, el análisis consideró sólo la estrategia de explotación constante.



Los escenarios que resultan de las proyecciones son hipotéticos, no son predicciones, y la evaluación de las estrategias se realiza por indicadores, cuyas magnitudes no modifican las conclusiones sobre el desempeño relativo de las estrategias medido por los índices, que es el problema a resolver. Niveles de captura por ejemplo de 4 u 8 millones de t no deben entenderse que son rendimientos esperables de largo plazo, corresponden a resultados de un modelo de simulación y son sólo indicadores útiles para el propósito de identificar cual estrategia produce el mayor rendimiento sin afectar la sustentabilidad del recurso.

Objetivo y estrategia de manejo

La meta por defecto de la administración, mientras no se enuncien objetivos económicos explícitamente, suele expresarse como el deseo de lograr los máximos rendimientos del stock de manera sostenida en el tiempo (*MRS*). Esta meta se puede expresar mejor como el imperativo de ejercer de manera constante la tasa de mortalidad por pesca a la cual se obtiene el máximo rendimiento sostenido (F_{MRS}), sujeto a la condición que el stock no se agote o extinga en el largo plazo.

La estrategia de manejo expresada anteriormente conlleva dos riesgos importantes: 1) el riesgo de no alcanzar el *MRS* y 2) el riesgo que el stock pueda caer por debajo de un umbral crítico de abundancia, bajo el cual le es imposible mantenerse. El primero es importante para la industria pues representa el peligro de no alcanzar un objetivo deseable; especialmente en el caso de la pesquería del jurel orientada a la producción masiva de harina de pescado. El segundo, en cambio, es un riesgo para el stock e importante para otros usuarios a los cuales les preocupa principalmente la sustentabilidad del recurso.



3.4.1 Modelo con variaciones aleatorias e independientes del reclutamiento

3.4.1.1 Método

El procedimiento utilizado es una proyección estocástica de un Bootstrap Condicional Noparamétrico (BCN) de los resultados de la evaluación de stock del jurel efectuada mediante ADAPT. Este es un método integrado de análisis secuencial de la población basado en datos de captura a la edad que se describe en detalle en la sección sobre evaluación de stock de este mismo informe. El BCN consistió en el remuestreo de los residuales de las predicciones de la cpue realizadas por el modelo de evaluación a partir de las abundancias medias explotables. Los residuales son utilizados para construir nuevas observaciones a las cuales se les aplica nuevamente ADAPT, para obtener un conjunto de parámetros y variables que sirven para iniciar la proyección y generar los reclutamientos futuros. Los pasos principales del procedimiento son:

Ejecución de una corrida básica de ADAPT para obtener residuales (e) y las predicciones (\hat{y}) de las observaciones expresadas como el logaritmo natural de la cpue ($\ln U_{ij}$):

$$y = \ln U_{ij} \xrightarrow{ADAPT} e = y - \hat{y}$$

1. Remuestreo de los residuales al interior de cada intervalo de edad:

$$e \xrightarrow{\text{Remuestreo}} e^{boot} \quad boot = 1, \dots, nboot$$

2. Generación de nuevas observaciones (y^{boot}):

$$y^{boot} = \exp(\hat{y} + e^{boot}) \quad boot = 1, \dots, nboot$$



3. Aplicación de ADAPT a cada vector de observaciones y^{boot} para obtener R_{mg}^{boot}

$$, \sigma_R^{2boot}, S_{94}^{boot}, N_{95}^{boot} \text{ y } F_{95}^{boot} .$$

$$y^{boot} \xrightarrow{ADAPT} [R_{mg}^{boot}, \sigma_R^{2boot}, S_{94}^{boot}, N_{95}^{boot}, F_{95}^{boot}] \quad boot = 1, \dots, nboot$$

4. La media geométrica (mg) y la varianza del reclutamiento fueron calculadas descartando el año 1995 debido a la estimación incierta del reclutamiento del último año inherente al análisis secuencial.

$$R_{mg}^{boot} = \left[\prod_{j=75}^{94} R_j^{boot} \right]^{\frac{1}{20}}$$

$$\sigma_R^{2boot} = \frac{\sum_{j=75}^{94} (\ln R_j^{boot} - \ln R_{mg}^{boot})^2}{20}$$

Los resultados de este paso son almacenados en un arreglo para ser usados en los pasos siguientes.

5. El stock al primero de enero del primer año (1995) corresponde al obtenido por el remuestreo computacional descrito en el paso anterior. Este procedimiento difiere del indicado en la propuesta técnica (página 29) para recoger mejor la historia de la pesquería y no suponer que la población no estaba explotada antes del año inicial, condición que evidentemente no se cumple.



6. El stock al primero de enero del segundo año de la proyección (1996) fue calculado mediante la ecuación:

$$N_{i,96}^{boot} = \begin{cases} R_{96}^{boot} & i = 2 \\ N_{i-1,95}^{boot} \exp(-F_{95}^{boot} - M^{boot}) & i = 3,4,\dots,11 \end{cases}$$

Esta ecuación difiere de la ecuación presentada en la propuesta técnica (página 29). Todas las edades son vulnerables a la pesca y por lo tanto no se distingue una edad de primera captura (x_c en la propuesta). Asimismo, la ecuación del último grupo de edad (x_{max} en la propuesta) se ha modificado para reconocer que no es un grupo "plus". La asignación de edad de este grupo terminal es exacta y la presencia de individuos mayores es despreciable y esporádica.

7. El stock de los restantes años se obtuvo mediante

$$N_{ij}^{boot} = \begin{cases} R_j^{boot} & i = 2 \\ N_{i-1,j-1}^{boot} \exp(-r_i F_j - M^{boot}) & i = 3,4,\dots,11 \end{cases}$$

El reclutamiento de las ecuaciones anteriores fue calculado mediante una función "tipo rampa". Se ha preferido este modelo a la relación stock-recluta de Beverton & Holt por la mayor facilidad para identificar sus parámetros a partir de los resultados del bootstrap sin perjuicio de las características esenciales del modelo original, que son reclutamiento independiente del tamaño del stock desovante en un rango amplio de variación y respuesta denso-independiente del reclutamiento bajo un tamaño crítico de stock desovante.



$$R_j^{hoot} = \begin{cases} R_{mg}^{hoot} \exp(e_j^{hoot}) & \text{si } D_{j-1}^{hoot} \geq D_{cr} \\ \left(\frac{R_{mg}^{hoot}}{D_{cr} S_0^{hoot}} \right) S_{j-1}^{hoot} \exp(e_j^{hoot}) & \text{si } D_{j-1}^{hoot} < D_{cr} \end{cases}$$

El parámetro D_{cr} es la proporción de la biomasa del stock desovante virginal S_0 que se admite como umbral crítico. En este estudio el 25% del stock desovante virginal se considera un nivel crítico de biomasa, bajo el cual el reclutamiento responde proporcionalmente al tamaño del stock desovante. Asimismo,

$$D_j^{hoot} = \frac{S_j^{hoot}}{S_0^{hoot}}$$

donde,

$$S_0^{hoot} = R_{mg}^{hoot} \exp\left(\frac{\sigma_R^{hoot}}{2}\right) \sum_{i=2}^{12} \exp\left(-M^{hoot}\left(i-2+\frac{9}{12}\right)\right) \bar{w}_i m_i$$

es la biomasa desovante promedio del stock sin explotación, y

$$S_j^{hoot} = \begin{cases} S_j^{hoot} & j = 94 \\ \sum_{i=2}^{11} N_{ij}^{hoot} \exp\left(-\left(F_j^{hoot} + M^{hoot}\right)\frac{9}{12}\right) \bar{w}_i m_i & j = 95 \\ \sum_{i=2}^{11} N_{ij}^{hoot} \exp\left(-\left(r_i F_j + M^{hoot}\right)\frac{9}{12}\right) \bar{w}_i m_i & j = 96, 97, \dots, 2016 \end{cases}$$

Las variables \bar{w}_i y m_i son el peso promedio y la proporción de hembras maduras a la edad. Dos modificaciones a la propuesta deben mencionarse en relación las ecuaciones del stock desovante. La fracción 9/12 del exponente es necesaria para ajustar la abundancia al momento del desove que ocurre en el mes de septiembre



de cada año y el stock desovante virginal incluye un término dependiente de la varianza para corregir un factor de sesgo (Butterworth, et al., 1993) que no fue identificado en la propuesta técnica (página 30).

La mortalidad natural fue generada como una variable uniforme en el intervalo [0.21; 0.25].

Para el año 1996 el parámetro F es la solución numérica de la ecuación de captura propuesta (página 30 de la propuesta técnica).

$$C_{1996} - \frac{r_i F_{96} B_{1996} (1 - \exp(-(r_i F_{96} + M))}{r_i F_{96} + M} = 0$$

Para los años restantes de la serie, el parámetro F de la ecuación de sobrevivientes es la estrategia de explotación expresada como tasa instantánea de mortalidad por pesca. En el caso de las estrategias de mortalidad por pesca constante F es el punto biológico de referencia en cuestión (F^{pbr}), mientras en las estrategias de captura y escape constante corresponden a las tasas instantáneas de mortalidad por pesca que se deben aplicar para obtener los montos de captura asociados a tales estrategias (F^{cuota} y F^{escape}).

$$F_j = \begin{cases} F^{pbr} \\ F_j^{cuota} \in [Cuota - F_j^{cuota} \bar{B}_j] = 0 \\ F_j^{escape} \in [Escape_j - F_j^{escape} \bar{B}_j] = 0 \end{cases}$$

$j = 97, 98, \dots, 2016$



Los valores de F^{cuota} y F^{escape} fueron calculados resolviendo numéricamente las ecuaciones indicadas precedentemente donde, *Cuota* es el monto de captura fijado, \bar{B} es la biomasa media vulnerable, *Escape* es la fracción excedente del stock desovante sobre la biomasa crítica al cabo de la temporada de pesca.

El patrón de explotación utilizado en la proyección es el promedio histórico de la serie de estimados con ADAPT descartando el último año. Este vector reemplaza la ecuación de la propuesta (página 31). Esto no tiene impacto en los resultados del análisis de riesgo por cuanto este parámetro no está identificado como fuente de incertidumbre en este estudio.

Las simulaciones bajo cada estrategia se realizaron con la misma secuencia de números aleatorios para hacerlas comparables y se realizaron 1000 corridas para cada una.

3.4.1.2 Estrategias

Las estrategias de explotación analizadas fueron de tres tipos: estrategias de explotación constante, estrategias de captura constante y estrategias de escape constante.

3.4.1.2.1 Estrategias de explotación constante

Se consideraron los siguientes puntos biológicos de referencia (PBR):

- F_{max} : tasa instantánea de mortalidad por pesca en la cual se obtiene el rendimiento máximo por recluta.



- $F_{0,1}$: tasa instantánea de mortalidad por pesca donde el incremento marginal del rendimiento por recluta es el 10% del incremento marginal del rendimiento por recluta de una pesquería incipiente.
- $F_{1/3}$: tasa instantánea de mortalidad por pesca donde la biomasa desovante por recluta es 1/3 de la biomasa desovante por recluta sin pesca.
- $F_{2/3}$: tasa instantánea de mortalidad por pesca en la cual la biomasa del stock desovante por recluta es 2/3 de la biomasa desovante por recluta sin pesca.
- $F_{0,35BDR}$: tasa instantánea de mortalidad por pesca a la cual la biomasa desovante por recluta se reduce a un 35% de la biomasa desovante por recluta sin pesca.
- $F_{0,40BDR}$: tasa instantánea de mortalidad por pesca a la cual la biomasa desovante por recluta se reduce a un 40% de la biomasa desovante por recluta sin pesca.
- $F_{F=M}^t$: tasa instantánea de mortalidad por pesca igual a la tasa instantánea de mortalidad natural.
- F_{medi} : tasa instantánea de mortalidad por pesca correspondiente a la mediana de las razones entre el reclutamiento y el stock desovante que los produce (R/S).
- F_{low} : tasa instantánea de mortalidad por pesca correspondiente al percentil del 10% de las razones R/S.
- F_{high} : tasa instantánea de mortalidad por pesca correspondiente al percentil del 90% de las razones R/S.
- Las estrategias $F_{1/3}$, $F_{2/3}$, F_{low} y F_{high} se incorporaron al análisis no obstante no estar consideradas en la propuesta. Los valores de estas estrategias se entregan en la Tabla 12.



Tabla 12. Estrategias $F_{1/3}$, $F_{2/3}$, F_{low} y F_{high}

Tabla 1PBR	Valor
F_{max}	12.146
$F_{0.1}$	0.645
$F_{1/3}$	2.076
$F_{2/3}$	0.409
$F_{0.35}$	1.885
$F_{0.4}$	1.434
$F_{F=M}$	0.230
F_{med}	7.106
F_{low}	0.124
F_{high}	11.643

3.4.1.2.2 Estrategias de captura constante

Este tipo de estrategia fija la captura independientemente de las variaciones de la abundancia. El objetivo de su inclusión fue explorar una política "status quo" y evaluar las consecuencias de mantener un nivel de captura igual al actual (3.28 millones de toneladas).

3.4.1.2.3 Estrategia de escape constante

Este tipo de estrategia es dependiente del tamaño del stock y establece un límite o umbral mínimo de stock desovante que se busca mantener a través del tiempo, bajo el cual la pesquería se paraliza. En este estudio se consideraron dos políticas de escape; una calculada en base al stock desovante vulnerable y otra en base al stock desovante total. No obstante ser esta última la manera como habitualmente se define el escape, se exploró también la primera para acercarse a los niveles factibles de explotación que puede ejercer la flota actual.



3.4.1.3 Fuentes de incertidumbre

Para el análisis de riesgo se consideraron dos fuentes de incertidumbre: en el reclutamiento y la biomasa del stock inicial de la proyección. Estas fuentes de variación incluyen los errores tanto de la evaluación de stock como de los procesos que afectan el reclutamiento.

3.4.1.4 Índices de riesgo

Los resultados de las proyecciones se resumen en cinco índices del desempeño de las estrategias:

1. Captura promedio del período de proyección relativa a la captura de 1995.
2. Mediana de la razón entre la biomasa del stock desovante al final del período de proyección y la biomasa desovante inicial (virginal) (SD/SD_{95}).
3. Mediana de la razón entre la biomasa explotable al final del período y la biomasa explotable actual (BE_T/BE_{95}).
4. Probabilidad que la biomasa del stock desovante durante el período de proyección sea menor que un 25% de la biomasa del stock desovante inicial ($p(S_t \leq 0.25S_0)$).

Este último indicador es el más importante del análisis y representa una medida de la probabilidad de "colapso" de la pesquería en el plazo de 20 años estimada como el cociente entre el número de ocurrencias positivas del evento denominado colapso por el número total de experimentos aleatorios realizados (1000). El complemento de esta probabilidad se puede interpretar como una medida de la sustentabilidad de la política aplicada.



Adicionalmente, se incluyen como indicadores los tamaños de stock siguientes:

1. Biomasa del stock desovante.
2. Biomasa del stock explotable.
3. Biomasa del stock total.

3.4.1.5 Variantes del Análisis de Riesgo

Las variantes del Análisis de Riesgo consideradas fueron:

- A. Evaluación de cada estrategia utilizando las mejores estimaciones puntuales de R_{mg} , N_{95} , F_{95} , σ_R^2 , M y patrón de explotación obtenidas mediante ADAPT.
- B. Evaluación de cada estrategia realizando proyecciones con valores remuestreados de R_{mg} , N_{95} , F_{95} , σ_R^2 y M según lo descrito anteriormente.

3.4.1.6 Resultados

3.4.1.6.1 Análisis sin incertidumbre

Estrategias de explotación constante

Un primer aspecto que llama la atención de los resultados es el crecimiento importante de los indicadores de desempeño en la primera parte de la proyección (Figs. 20 a 25). Este crecimiento obedece en realidad a la incertidumbre de los resultados de la evaluación de stock, los que en el jurel han presentado una



tendencia en la abundancia a la edad a estar sobreestimados, particularmente en las edades incompletamente reclutadas. Este hecho sin embargo no afecta la comparación de las estrategias de explotación analizadas en este trabajo puesto que las condiciones en la proyección son las mismas para todas.

Del conjunto de trayectorias resultantes de cada una de las estrategias de explotación constante (Fig. 20), se destaca que sólo tres de ellas (F_{max} , F_{high} , F_{med}), precipitan rápidamente al stock desovante bajo el nivel considerado crítico. Las estrategias restantes muestran ser sustentables en el largo plazo, alcanzando al cabo del período niveles de stock de magnitud inversamente proporcional a la magnitud de la explotación asociada a cada estrategia. De estas estrategias ($F_{0.4}$, $F_{0.35}$, $F_{1/3}$) son las más próximas al nivel crítico y por lo tanto las de mayor riesgo desde el punto de vista de este análisis, que por su naturaleza determinista sólo puede medir el riesgo por la proximidad al umbral de referencia.

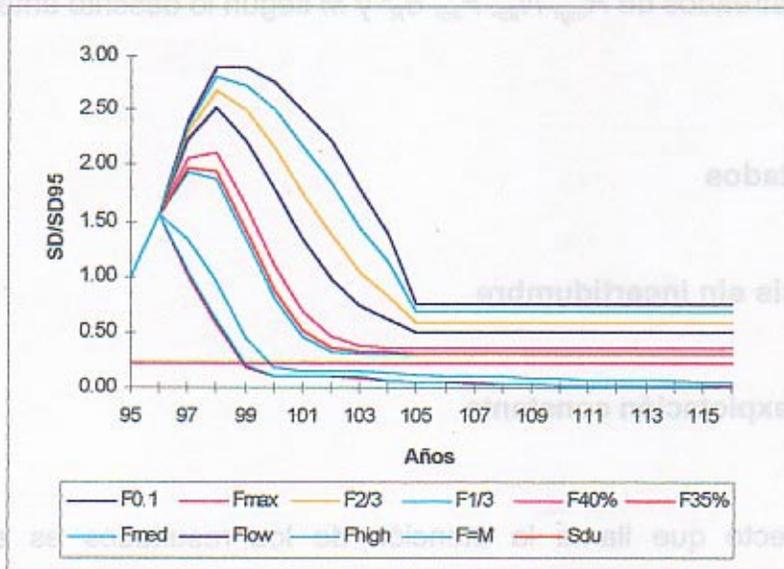


Figura 20. Proyección con diferentes niveles de F cte.



En el análisis determinista se observa, en el corto y mediano plazo, un gran crecimiento del tamaño del stock desovante. Este crecimiento es producto de la estructura de edades del stock inicial que contiene grupos de edades menores muy abundantes, producto del ingreso de clases anuales fuertes en los últimos años, como lo muestra la evaluación del stock (Fig. 5). Por lo tanto, desde la perspectiva de este indicador el efecto de la condición inicial es transitorio y no determinante para juzgar la sustentabilidad de la política.

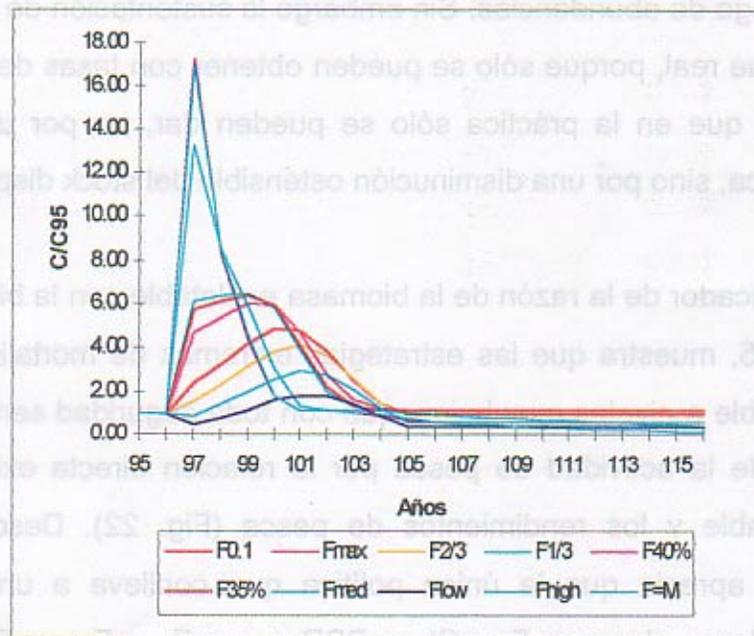


Figura 21. Comportamiento de la captura en la proyección con F cte



El comportamiento del indicador de captura (Fig. 21) muestra que en general todas las estrategias aprovechan en algún grado el pulso de abundancia del jurel derivado de las condiciones iniciales, hecho que es consistente con lo encontrado por otros trabajos como por ejemplo Walters y Parma (1996), sugiriendo que ésta es una cualidad interesante de este tipo de estrategia para recursos variables.

Llama la atención la estabilidad de largo plazo que muestran las capturas, incluso en las estrategias más extremas de mortalidad (F_{max} , F_{high} , F_{med}). Este comportamiento puede explicarse por la independencia del reclutamiento del stock desovante en un amplio rango de abundancias. Sin embargo la sustentación de las capturas es más aparente que real, porque sólo se pueden obtener con tasas de mortalidad por pesca extremas que en la práctica sólo se pueden dar, no por un aumento del esfuerzo de pesca, sino por una disminución ostensible del stock disponible.

En efecto, el indicador de la razón de la biomasa explotable con la biomasa explotable del año 1995, muestra que las estrategias extremas de mortalidad reducen la biomasa disponible a niveles muy bajos, que con toda seguridad serán críticos para el desempeño de la actividad de pesca por la relación directa existente entre la biomasa explotable y los rendimientos de pesca (Fig. 22). Desde esta misma perspectiva, se aprecia que la única política que conlleva a una situación de equilibrio en el largo plazo es $F_{0.1}$. Otras PBR como $F_{0.40}$, $F_{0.35}$ y $F_{1/3}$ no permiten sustentar los actuales rendimientos, no obstante parecer a primera vista políticas de explotación prudentes. En este mismo sentido, debe destacarse que la política F_{med} , muchas veces recomendada como un nivel de mortalidad adecuado para la sustentabilidad de los reclutamientos futuros, no aparece como una política adecuada para este propósito.

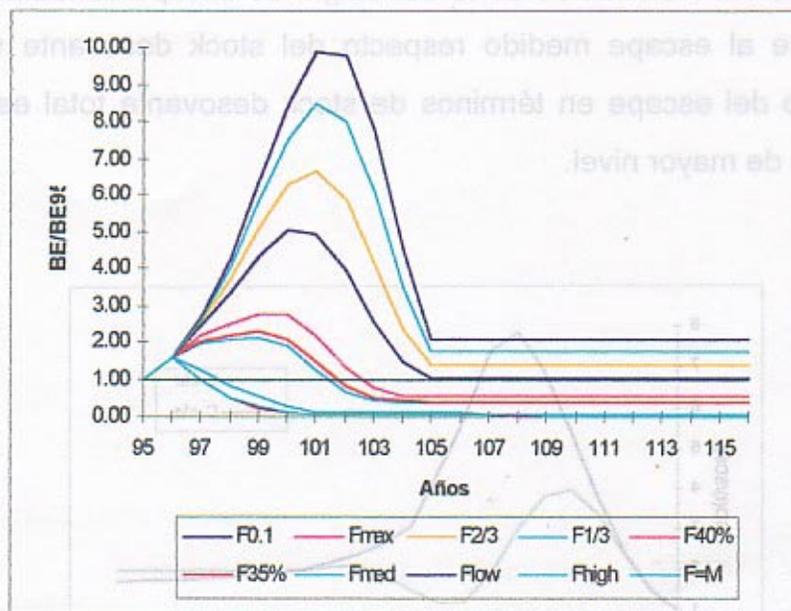


Figura 22. Razón entre BE y BE de 1995.

Estrategias de captura y escape constantes

Estas estrategias tienen como característica común los altos niveles de stock desovante que se conservan al cabo del período (Fig. 23). Este último aspecto es sólo comparable con el resultado de las políticas de explotación constantes más conservadoras ($F_{2/3}$, $F_{F=M}$ y F_{low}). La razón de este comportamiento se encuentra en los bajos niveles de mortalidad por pesca que se producen durante la etapa creciente de la abundancia. Esta similitud de comportamiento se debe más al nivel prudente de cuota de captura al fijarse en el nivel de **status quo**, que a una propiedad intrínseca de la estrategia de captura constante. Varios estudios han demostrado que las estrategias de captura constante no se sostienen en el tiempo cuando sus montos son cercanos al rendimiento máximo y el reclutamiento es variable, mientras que estudios similares han demostrado que las políticas de escape constante son estabilizadoras porque tienden a mantener un stock remanente.



La trayectoria de los indicadores de la estrategia de escape constante en la figura 23, corresponde al escape medido respecto del stock desovante vulnerable. El comportamiento del escape en términos de stock desovante total es similar en la tendencia, pero de mayor nivel.

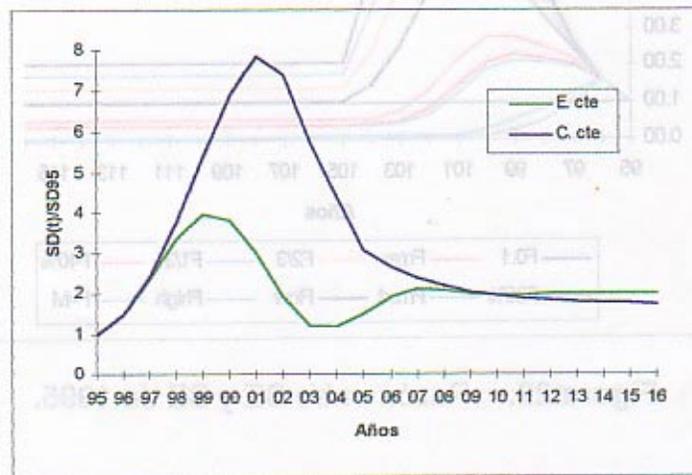


Figura 23. Trayectoria del stock desovante según estrategias de captura y escape constante.

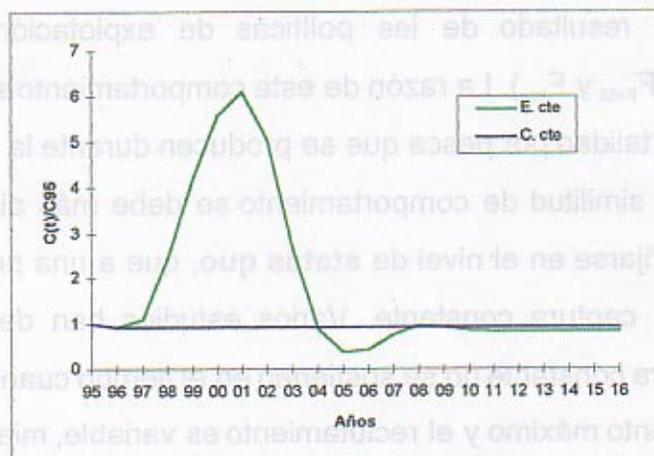


Figura 24. Trayectoria de la captura según ambas estrategias



Respecto del aprovechamiento del pulso de abundancia, la estrategia de escape constante aparece evidentemente superior a la estrategia de captura constante, la que por definición no tiene esta propiedad (Fig. 24).

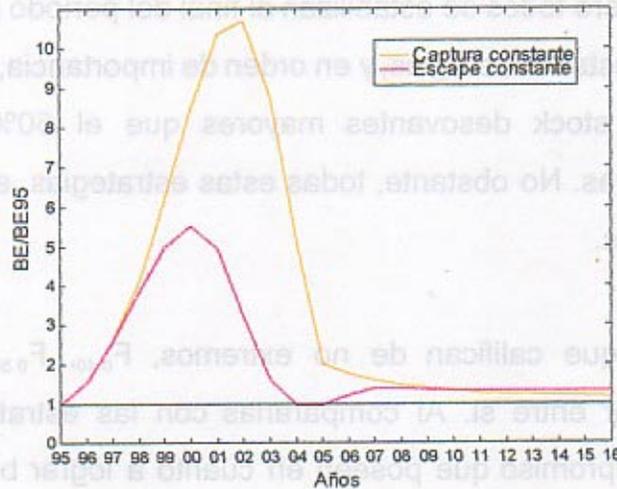


Figura 25. Razón entre BE y BE de 1995

Estas estrategias permiten también un gran crecimiento del stock en el corto y mediano plazo para luego estabilizarse a un nivel ligeramente superior al actual (1995) y muy similar a los resultantes de la política de explotación constante $F_{2/3}$ (Fig. 25).

3.4.1.6.2 Análisis con incertidumbre

Estrategias de explotación constante

En la tabla 13 se observa que la proporción de stock desovante respecto del stock desovante virginal (indicador 1) muestra que las estrategias de mortalidad extrema



(F_{max} , F_{high} y F_{med}) no son sustentables según el criterio del 25%. Al igual que en el análisis determinista, los stocks desovantes al cabo del período caen notablemente para estabilizarse en valores de stock desovante que fluctúan entre el 11% y 18% del stock desovante virginal. Los restantes PBR presentan un rango amplio de reducción del stock desovante, pero todos se estabilizan al final del período por sobre el umbral crítico del 25%. Entre estas estrategias, y en orden de importancia, F_{low} , $F_{F=M}$, $F_{2/3}$ y $F_{0.1}$, tienden a conservar stock desovantes mayores que el 50%, sacrificando las expectativas de capturas. No obstante, todas estas estrategias, excepto F_{low} , logran capturas promedio altas.

Dentro de los PBR que califican de no extremos, $F_{0.40}$, $F_{0.35}$ y $F_{1/3}$ tienen un comportamiento similar entre sí. Al compararlas con las estrategias extremas es evidente el mejor compromiso que poseen en cuanto a lograr buenas capturas sin demasiado costo en términos de stock desovante. En cambio, al comparar estas estrategias con las más prudentes del conjunto, y en base a estos mismos indicadores, la preferencia por unas u otras no es evidente y requiere tener en cuenta algún criterio adicional u objetivo para priorizarlas. La industria quizás privilegiaría las mayores capturas, mientras que la administración pesquera probablemente se inclinaría por políticas más precautorias tendientes a conservar un stock desovante mayor. La situación se esclarece al incorporar al análisis el riesgo de traspasar el stock crítico (indicador 4 de la tabla 13). Según este indicador las estrategias $F_{0.40}$, $F_{0.35}$ y $F_{1/3}$ alcanzan niveles de riesgo muy superiores a las estrategias F_{low} , $F_{F=M}$, $F_{2/3}$ y $F_{0.1}$ (mayores al 50%), que pueden considerarse inaceptables para la administración pesquera o un usuario interesado en la estabilidad de largo plazo. A modo de referencia, la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCMLR) considera aceptable riesgos menores o iguales al 10% para que una política sea sustentable. Similar criterio ha sido planteado por Deriso (com pers.).



En todo caso, la fijación de un nivel de tolerancia aceptable de riesgo es una materia que corresponde a la autoridad pesquera y los usuarios.

Desde la perspectiva del stock explotable, el análisis con incertidumbre confirma también lo mostrado por el análisis determinista. Respecto a este indicador las estrategias extremas de mortalidad aparecen reduciendo notablemente la biomasa explotable, alcanzando a fines del período porcentajes del 11% y 18% de la biomasa explotable presente en el año 1995. Del mismo modo, y a pesar de la condición inicial favorable al incremento del stock en el corto y mediano plazo, es improbable (con probabilidad menor o igual al 9%) que la biomasa explotable supere en algún año la biomasa presente a comienzos del período (indicador 5, Tabla 13). Por lo tanto, se puede afirmar que estas estrategias además de ser de alto riesgo para la sustentabilidad del recurso, conllevan también riesgos muy grandes para el desempeño eficiente de la pesca, no obstante los altos promedios de captura que, como se ha señalado anteriormente, responden a mortalidades que son prácticamente imposibles de alcanzar sólo por la vía de un incremento del esfuerzo. Al respecto cabe mencionar que en la zona centro-sur una flota de alrededor de 180 barcos pesqueros ha logrado obtener capturas máximas del orden de 3.7 millones de toneladas, lo que sugiere el gran incremento del tamaño actual de la flota que debería ocurrir para producir un aumento importante en el nivel de las capturas.

Respecto de las otras estrategias de explotación constante, dentro del subconjunto que se ha identificado como políticas prudentes (F_{low} , $F_{F=M}$, $F_{2/3}$ y $F_{0.1}$), la tendencia de la biomasa explotable al cabo del período es a crecer de manera importante (entre 1.6 y 3.1 veces la biomasa explotable inicial). Este incremento como se aprecia por el indicador 4 (Tabla 13) se produce con alta frecuencia durante todo el período de la proyección (probabilidades mayores que el 50%), mostrando expectativas favorables de disponibilidad del recurso para una flota como la actual.



Por su parte, las políticas $F_{0.40}$, $F_{0.35}$ y $F_{1/3}$, importan en general reducciones de las abundancia de la fracción explotable a fines del período que podrían calificarse de moderadas (entre un 60% a un 80%), con una probabilidad cercana al 50% de que ésto ocurra través de todo el período. Este nivel de probabilidad indica una disponibilidad incierta del recurso en el período, sin embargo, esta percepción depende mucho de las condiciones iniciales de abundancia por edades del stock. Durante la primera mitad del período son más probables los incrementos de biomasa que en la segunda mitad. Por lo tanto, si se descuenta el efecto inicial, en una perspectiva de muy largo plazo (equilibrio) la probabilidad de crecer la abundancia debería ser mucho menor que lo estimado para el período aquí considerado. Este fenómeno es más general y compromete todas estas políticas de explotación, pero no compromete el resultado del análisis en el sentido que las estrategias identificadas como prudentes tienen un riesgo significativamente menor de disminuir la biomasa explotable del recurso.

Tabla 13 Indicadores del desempeño frente a diferentes mortalidades por pesca

Indicadores de desempeño	$F_{0.1}$	$F_{2/3}$	$F_{1/3}$	$F_{0.4}$	$F_{0.35}$
1) Captura promedio relativa	1,52	1,27	1,84	1,77	1,82
2) Mediana S_t/S_0	0,54	0,63	0,33	0,39	0,35
3) Mediana BE_t/BE_{95}	1,57	2,06	0,57	0,80	0,63
4) $P(S_t < 0.25 \times S_0)$	0,08	0,03	0,82	0,51	0,75
5) $P(BE_t > BE_{95})$	0,85	0,91	0,36	0,53	0,4
Indicadores de desempeño	F_{max}	F_{med}	F_{low}	F_{high}	$F_{F=M}$
1) Captura promedio relativa	2,04	2,01	0,61	2,04	0,93
2) Mediana S_t/S_0	0,11	0,18	0,82	0,12	0,74
3) Mediana BE_t/BE_{95}	0,11	0,18	3,10	0,11	2,64
4) $P(S_t < 0.25 \times S_0)$	1,00	1,00	0,02	1,00	0,02
5) $P(BE_t > BE_{95})$	0,04	0,09	0,94	0,05	0,93



- **Estrategias de captura y escape constantes**

Las estrategias de captura y escape constantes consideradas alcanzan niveles de stock desovantes de largo plazo que no comprometen el umbral crítico del 25% (Tabla 14), siendo la primera política la más conservadora en este sentido. Esta apreciación cambia drásticamente cuando se mira desde la perspectiva del riesgo de "colapso". En efecto, la política de captura constante presenta casi el doble del riesgo que la política de escape constante y alcanza el nivel del 20% que resulta demasiado alto de acuerdo al criterio del 10% mencionado anteriormente. La aparente inconsistencia en los indicadores 2 y 4 se explica por fallas frecuentes en el reclutamiento, las que frente a una política de captura constante determinan tasa de mortalidad por pesca extremadamente altas, que llevan el stock al colapso e incluso a la extinción, en una proporción significativa de las corridas.

Desde el punto de vista de las capturas resulta evidente que la política de escape constante es superior a la de captura constante, aún cuando el indicador 5 refleja una baja probabilidad de incremento de los stock explotables durante el período ($P = 0.31$), lo cual se puede interpretar como un riesgo importante de que no se alcance en la práctica los altos rendimientos esperados, que obedecen, como ya se ha reiterado en varias oportunidades, a la condición inicial. No obstante esta situación esto no invalida su uso para comparar las diferentes estrategias.

Tabla 14. Estrategias de captura y escape constantes

Indicadores de desempeño	Captura cte.	Escape cte.
1) Captura promedio relativa	0,78	1,76
2) Mediana S_T/S_0	0,54	0,38
3) Mediana BE_T/BE_{95}	1,46	0,79
4) $P(S_T < 0.25 \times S_0)$	0,20	0,13
5) $P(BE_T > BE_{95})$	0,83	0,31



3.4.1.7 Conclusiones

- En la estrategia de explotación constante las políticas de PBR extremos (F_{max} , F_{high} , F_{med}) se descartan inmediatamente según los criterios de sustentabilidad del stock desovante, de la biomasa explotable y rendimientos esperados, los que resultan no factibles o muy inciertos de alcanzar.
- Las políticas de explotación calificadas como intermedias ($F_{40\%}$, $F_{30\%}$, $F_{1/3}$) no son descartables puesto que dependen de los objetivos y nivel de riesgo que se desea aceptar. Sin embargo, su principal objeción es el nivel de riesgo de colapso que es muy alto.
- De lo anterior se desprende que el subconjunto de PBR calificados como prudentes (F_{low} , $F_{F=M}$, $F_{2/3}$ y $F_{0.1}$) son los únicos que pueden ser considerados para un manejo precautorio. Según los criterios de sustentabilidad, biomasa explotada y rendimientos esperados, la política que aparece como potencialmente mejor es $F_{0.1}$; las restantes resultan demasiado conservadoras.
- Una comparación de la mejor estrategia de explotación constante respecto de las estrategias de captura y escape constante, identifica la estrategia de captura constante como la peor, fundamentalmente porque no permite aprovechar los pulsos de abundancia y su alto riesgo de colapso.
- Entre las estrategias de $F_{0.1}$ y escape constante la que aparece potencialmente mejor es $F_{0.1}$ puesto que permite aumentar los rendimientos; conserva mayor stock desovante; la biomasa explotable crece y el riesgo de colapso es menor.



3.4.2 Modelo con reclutamientos autocorrelacionados

3.4.2.1 Métodos

3.4.2.1.1 Estimación de F_{MRS}

Los resultados de la aplicación de F_{MRS} , aún en el supuesto caso que sea conocida con certeza, no pueden asegurarse debido a la variabilidad de los procesos de la dinámica poblacional y al desconocimiento del verdadero estado del stock. Esto es cierto para los dos tipos de riesgo (riesgo de no alcanzar MRS y riesgo de agotamiento). Ambos riesgos quedan mejor representados por la probabilidad que algún indicador de la condición del stock (por ejemplo, el stock desovante S) sea menor que el umbral establecido. Hasta ahora no ha existido una declaración explícita por alcanzar niveles de stock que permitan obtener RMS, pero si se ha manifestado la necesidad de no reducir el stock a niveles que amenacen su sustentabilidad. En este contexto, el objetivo de manejo se puede expresar en forma resumida como el propósito de lograr la tasa de mortalidad.

$$F_{MRS} \text{ tal que } P(S < S_u) \leq \delta$$

donde d es un nivel de tolerancia para el riesgo que se está dispuesto a tomar, el cual debe ser muy pequeño (por ejemplo, menor al 5% o 10%). En lo sucesivo la probabilidad de cruzar bajo el umbral de stock desovante $P(S < S_u)$ la denominaremos riesgo de colapso del stock o simplemente riesgo de colapso. La pesquería también colapsa cuando el stock lo hace, sin embargo no hemos querido



llamarle riesgo de colapso de la pesquería, porque éste se puede producir a tamaños menores que los necesarios para agotar el stock.

Desde la perspectiva del evaluador de stock, la posibilidad de poner en la práctica el objetivo de manejo depende de la información disponible para estimar F_{MRS} y de la caracterización de las fuentes de incertidumbre necesarias para evaluar el riesgo de colapso $P(S < S_u)$.

Respecto a F_{MRS} puede ocurrir que se disponga o no de información suficiente para estimarla; situación esta última, que se produce comunmente debido al desconocimiento de la relación que existe entre la biomasa del stock desovante y los reclutas que ingresan cada año a la pesquería (RSR). Cuando se está en esa posición, pero se conocen los patrones de explotación, de madurez y crecimiento a la edad y la tasa de mortalidad natural, M , se pueden calcular varios puntos biológicos de referencia basados en los modelos de rendimiento y stock desovante por recluta (YPR y SPR) bajo condiciones de equilibrio.

En el jurel se han calculado la mayoría de los PBR sugeridos en la literatura sobre el tema: $F_{0.1}$, $F_{F=M}$, F_{max} , $F_{2/3}$, $F_{1/3}$, F_{med} , etc, pero F_{MRS} no se ha calculado, no obstante conocerse la RSR . Esta reticencia a usar la RSR se explica por la desconfianza que existe sobre su correcta identificación, debido a varios factores cuya presencia la dificultan; a saber: 1) errores de medida, 2) variabilidad del reclutamiento, 3) falta de contraste en S y 4) incertidumbre en la forma de la RSR (Mace, 1994). Shepherd (1982), no obstante reconocer las dificultades mencionadas, recomienda usar la RSR disponible. Según este investigador, para propósitos prácticos lo esencialmente significativo es incorporar la hipótesis nula que "el reclutamiento con seguridad sufrirá una caída a niveles bajos de biomasa del stock desovante y que



debe ser cero a biomasa cero". Haciendo nuestro este predicamento hemos usado los modelos de la *RSR* tipo B&H y rampa para estimar F_{MRS} y otros umbrales de referencia de no menor importancia, como son la tasa de mortalidad por pesca en que se produce el colapso del stock F_t y el stock desovante por recluta de un recurso no explotado $SPR_{F=0}$.

La tasa de mortalidad que produce el *MRS*, bajo la *RSR* tipo rampa, fue estimada como la tasa de mortalidad F tal que

$$\max_{F \in [0, F_t]} \{YPR(F) \cdot K\}.$$

donde K corresponde al reclutamiento máximo en el modelo rampa.

Análogamente, bajo la *RSR* de Beverton & Holt, F_{MRS} se obtiene buscando el F tal que:

$$\max_{F \in [0, F_t]} \left\{ \frac{YPR(F) \cdot (SPR(F) - \alpha)}{\beta \cdot SPR(F)} \right\}.$$

La tasa de mortalidad de colapso F_t se obtiene encontrando el valor de F que satisface la ecuación

$$SPR(F) = \alpha .$$

El parámetro α es el recíproco de la pendiente en el origen de ambas *RSR*. Corresponde directamente al parámetro a de la *RSR* de Beverton & Holt y al cociente S_0/K en la *RSR* tipo rampa que se presenta más adelante.



El cálculo de *YPR* y *SPR* fue programado en una planilla Excel usando los datos de entrada que se entregan en la Tabla 1 del Anexo B y $M = 0.23$. Para ser usados en las fórmulas anteriores los valores de *YPR* y *SPR* fueron expresados en toneladas por recluta. La biomasa del stock desovante fue medida al 1º de septiembre para ser consistente con cálculos previos.

3.4.2.1.2 Evaluación del riesgo

Proyección de Monte Carlo

El método utilizado para evaluar el riesgo de las estrategias de explotación fue descrito en detalle en la primera parte del capítulo 3.4 y en la propuesta técnica. Está basado en una proyección de Monte Carlo del stock con incertidumbre en el stock inicial, la mortalidad natural y el reclutamiento. La incertidumbre en el stock inicial está representada por 1000 estimaciones de la composición de edades del stock en el año 1995 obtenidas mediante la aplicación de ADAPT a los datos generados por el remuestreo del índice de cpue por edades. La incertidumbre de la tasa de mortalidad natural fue representada por una distribución uniforme definida en el intervalo [0.21; 0.25]. La principal diferencia entre este análisis de riesgo y el anterior es en la manera que se simula la incertidumbre del reclutamiento. Este aspecto se describe con detalle en las secciones siguientes.

En la proyección del año 1996 se usan la composición de edades de la captura del año 1996 y el desembarque total del mismo año. Estos datos y las estrategias de explotación constantes analizadas se entregan en la Tabla 2 del Anexo B.1.



Relación Stock-Reclutamiento

La serie de reclutamientos necesaria para simular el comportamiento del stock debe tener en cuenta los efectos del stock desovante y el ambiente. El primero, a través de la *RSR* y el segundo, mediante una perturbación aleatoria que representa el efecto incierto del ambiente sobre la supervivencia de las cohortes desde huevo a recluta. Luego, para generar los reclutamientos, es necesario no solamente proponer una relación funcional entre el stock desovante y el reclutamiento, sino conocer también el modelo probabilístico que da cuenta de aquella parte de la variabilidad observada en el reclutamiento, usualmente la de mayor magnitud, que no es explicada por el stock desovante.

Se obtuvieron dos series de residuales restando a las predicciones de reclutamiento mediante la *RSR* tipo rampa los reclutamientos estimados por ADAPT,

$$R_t = \min \left(\left(\frac{K}{S_{cr}} \right) S_{t-2}, K \right) e^{w_t}$$

y de Beverton & Holt

$$R_t = \frac{S_{t-2}}{\alpha + \beta S_{t-2}} e^{w_t}$$

Los parámetros de ambos modelos fueron estimados por máxima verosimilitud, suponiendo errores de proceso multiplicativos y lognormales en el reclutamiento. La biomasa desovante se supuso conocida sin error.



En la *RSR* tipo rampa el parámetro K es el reclutamiento máximo y S_{cr} el stock crítico bajo el cual el reclutamiento disminuye sin exhibir compensación ante cambios en el tamaño del stock desovante. Asimismo, en la *RSR* de Beverton & Holt, el reclutamiento máximo es $1/b$ y la pendiente en el origen es $1/a$ (equivalente a K/S_{cr} en el modelo tipo rampa). En ambos casos, bajo condiciones de equilibrio, el recíproco de la pendiente en el origen corresponde al umbral de la tasa de mortalidad por pesca, F_t , sobre el cual el stock colapsa.

Los datos usados en el ajuste de las *RSR* se entregan en la Tabla 3 del Anexo B.1.

Identificación de un modelo autoregresivo para los residuales

A la serie de residuales del modelo tipo rampa, se ajustaron modelos autoregresivos de primer y segundo orden, AR(1) y AR(2), respectivamente,

$$\text{AR(1): } w_t = \phi w_{t-1} + a_t$$

$$\text{AR(2): } w_t = \phi_1 w_{t-1} + \phi_2 w_{t-2} + a_t$$

Estimadores preliminares de los parámetros se obtuvieron resolviendo las ecuaciones de Yule & Walker (Box y Jenkins, 1976)

$$\hat{\mathbf{o}} = \mathbf{P}_q^{-1} \hat{\mathbf{n}}_q$$

Puesto que el modelo que mejor representa la serie de residuales resultó ser el modelo autoregresivo de orden 2 (AR(2)) (ver capítulo de resultados), los parámetros de este modelo fueron estimados minimizando la función de log-verosimilitud negativa según Box y Jenkins (1976).



$$L(w_1, w_2, \dots, w_n | \phi_1, \phi_2, \sigma_a^2) = \frac{n}{2} \left[\ln(\sigma_a^2) + \ln(2\pi) - \ln\left((1 + \phi_2)^2 (1 - \phi_2)^2 - \phi_1\right) \right] + \sum_{i=3}^n a_i^2$$

$$a_i = w_i - \phi_1 w_{i-1} - \phi_2 w_{i-2}$$

Generación de residuales

La serie de residuales se obtuvo mediante simulación de Monte Carlo en dos pasos. Primero, para iniciar el proceso, se generan dos residuales (w_0, w_1) a partir de la distribución de probabilidades.

$$p(w_0, w_1 | \hat{\phi}_1, \hat{\phi}_2, \sigma_a^2) = \frac{|\hat{\mathbf{M}}|^{\frac{1}{2}}}{2\pi\sigma_a^2} e^{-\frac{\mathbf{w}'\hat{\mathbf{M}}\mathbf{w}}{2\sigma_a^2}}$$

donde

$$\hat{\mathbf{M}} = \begin{bmatrix} 1 - \hat{\phi}_2^2 & -\hat{\phi}_1(1 + \hat{\phi}_2) \\ -\hat{\phi}_1(1 + \hat{\phi}_2) & 1 - \hat{\phi}_2^2 \end{bmatrix}, \quad \mathbf{w} = \begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \end{bmatrix}$$

$$|\hat{\mathbf{M}}| = (1 + \hat{\phi}_2)^2 \{ (1 - \hat{\phi}_2)^2 - \hat{\phi}_1^2 \}$$

Para hacerlo es necesario previamente generar dos variables normales estandarizadas $\mathbf{z} = [z_1, z_2]'$, las cuales se convierten en la variable \mathbf{w} mediante la transformación $\mathbf{w} = \mathbf{Cz}$. La matriz \mathbf{C} es una matriz triangular inferior tal que $\mathbf{M} = \mathbf{C}\mathbf{C}'$ (Fishman, 1978).

Segundo, los residuales de la serie propiamente tal, (w_1, w_2, \dots, w_n) se obtienen sumando a $\hat{\phi}_1 w_{i-1} + \hat{\phi}_2 w_{i-2}$ una variable aleatoria normal, a_i , con media cero y varianza σ_a^2 .



3.4.2.2 Resultados

3.4.2.2.1 Relación Stock-Reclutamiento

El ajuste de los dos modelos de *RSR* permitió comprobar la sensibilidad del patrón de residuales al modelo empleado. Ambos ajustes se realizaron con la serie truncada, descartando los tres últimos años. Los reclutamientos estimados para estos años se consideraron anómalos y poco confiables debido a la deficiencia de la cpue de las edades parcialmente vulnerables, usadas en ADAPT, como índice de abundancia.

La Figura 26 muestra que el ajuste de los datos es similar con ambos modelos. La función de verosimilitud en cambio, expresada como log-verosimilitud negativa, favorece al modelo tipo rampa ($L_{\text{Rampa}} = 6,42 < L_{\text{B\&H}} = 7,10$).

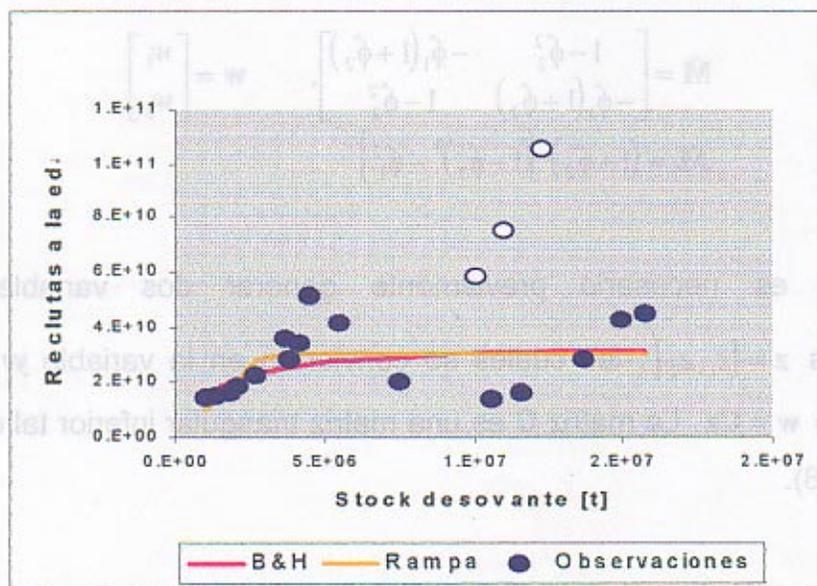


Figura 26. Ajuste de los modelos de Stock-Reclutamiento de Beverton & Holt y tipo rampa a la serie de reclutamientos y stock desovante estimados por ADAPT. Stock de jurel frente a la costa de Chile.



Los parámetros y residuales estimados para cada RSR se entregan en la Tabla 15.

Tabla 15. Parámetros y residuales estimados del ajuste de los modelos de RSR de Beverton & Holt y rampa. Stock de jurel frente a la costa de Chile

Beverton & Holt	Rampa
$a = 3.70E-05$	$S_{cr} = 2.94E+06$
$b = 2.95E-11$	$K = 3.00E+10$
$s_w^2 = 0.14$	$s_w^2 = 0.13$
Residuales	Residuales
-0.02	0.38
-0.16	0.09
-0.23	-0.15
-0.13	-0.12
-0.02	-0.20
0.10	-0.06
0.27	0.12
0.35	0.18
0.66	0.53
0.41	0.33
-0.36	-0.40
-0.76	-0.75
-0.65	-0.63
-0.10	-0.07
0.35	0.40
0.31	0.35

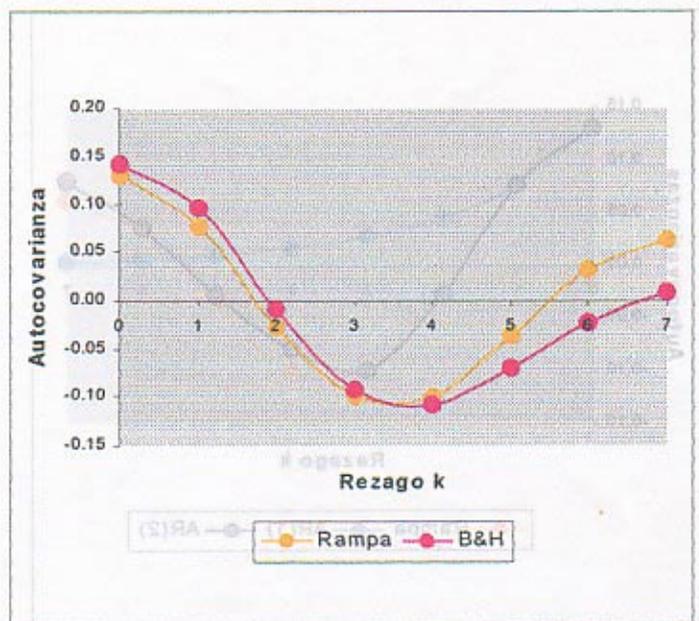


Figura 28. Funciones de autocovarianza correspondiente a los residuales resultantes del ajuste de los modelos de Stock-Reclutamiento de Beverton & Holt y tipo rampa. Stock de jurel frente a la costa de Chile.

Las funciones de autocovarianzas estimadas de ambos modelos y de la serie observada se muestran en la Figura 29. En esta figura se puede advertir que el modelo AR(1), propuesto originalmente, no representa adecuadamente la serie observada. El modelo AR(1) logra reproducir la tendencia exponencial de disminución de las autocovarianzas con el aumento del período de rezago ("lag") de la serie, pero no da cuenta de los cambios oscilantes del signo observados en las mismas. El modelo AR(2), en cambio, logra una representación bastante ajustada del patrón de autocovarianzas en ambos aspectos, razón por la cual fue seleccionado como el modelo apropiado para generar los residuales.

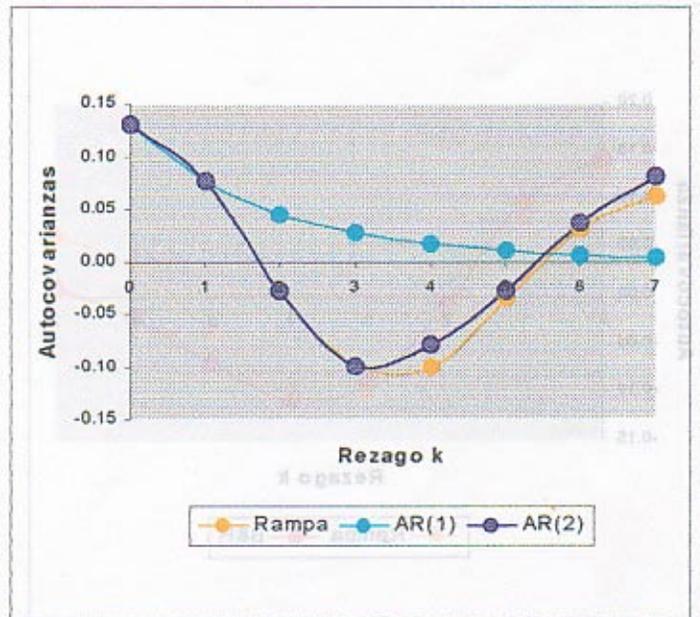


Figura 29. Función de autocovarianza observada a partir del ajuste del modelo Stock-Reclutamiento tipo rampa y funciones de autocovarianza estimadas para los modelos autoregresivos de orden 1 y 2. Stock de jurel frente a la costa de Chile.

Los estimadores de máxima verosimilitud de los parámetros de AR(2) y de la varianza residual se entregan en la Tabla 16. En la misma tabla se entregan además la varianzas y coeficientes de variación de los parámetros.

Tabla 16. Parámetros estimados del modelo AR(2).

Parámetro	Valor	Varianza	CV
f_1	1.06	0.02	14.21%
f_2	-0.80	0.02	-19.00%
s_a^2	0.03		
$r(f_1, f_2)$	-0.59		

Una de las posibles series que resulta de aplicar el procedimiento descrito en base al modelo AR(2) se ilustra en la Figura 30.

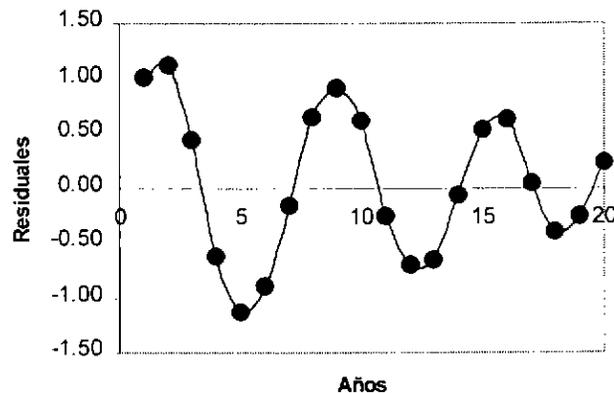


Figura 30. Una serie cualquiera de 20 residuales simulados mediante el procedimiento indicado en el texto, usando el modelo autoregresivo de orden 2.

3.4.2.2.2 Umbrales y objetivos

Al comienzo de este estudio usamos por defecto el 25% del stock desovante virginal ($0.25S_0$) como umbral de colapso. Este nivel es un poco mayor que el valor del 20% que muchos consideran peligroso o preocupante (Clark, 1993). Un valor fijo de $\%S_0$ no tiene en cuenta la resistencia del stock a la pesca, propiedad que está relacionada con el parámetro τ de la *RSR*. Un stock que posee una *RSR* con una pendiente más abrupta en el origen (igual al recíproco de $SPR_{F=0}$) es más resistente



a la explotación que un stock en el cual sucede lo contrario. Cuando la *RSR* se reparametriza en función de τ se puede comprobar que a mayor compensación exhibida por la *RSR*, τ es más pequeño (ver Anexo B.2) y se requiere una mortalidad por pesca F_τ mayor para agotarlo. Esto sugiere la conveniencia de fijar el umbral del stock desovante (como $\%S_0$) proporcional al umbral $SPR_{F=F_\tau}$ (como $\%SPR_{F=0}$), tal que: $S_u = \tau S_0$.

En este modelo el umbral de stock desovante, expresado como proporción de S_0 , coincide exactamente con τ . En efecto,

$$\tau = \frac{SPR_{F=F_\tau}}{SPR_{F=0}} = \frac{\frac{S_{cr}}{K}}{SPR_{F=0}} = \frac{S_{cr}}{SPR_{F=0} K} = \frac{S_{cr}}{S_0}$$

En el jurel, las estimaciones de S_u , basadas en τ derivados de *RSR*-rampa y *RSR*-B&H, son muy diferentes entre sí (2.9 y 1.2 millones de toneladas, respectivamente). El significado de τ en sendos modelos no es el mismo. En *RSR*-rampa τ , está relacionado con la tasa promedio de supervivencia a stock desovantes bajos ($0 < S < S_{cr}$), mientras, en *RSR*-B&H, se relaciona a la tasa de supervivencia extrema que se produce cuando el stock desovante tiende a cero.

En *RSR*-B&H debido a que el efecto dependiente de la densidad ocurre de manera continua a través del rango de S , debemos fijar el punto en que el efecto independiente de la densidad se hace predominante. Si aceptamos aplicar una mortalidad por pesca que implique reducir *SPR* a un nivel tal que el reclutamiento en el equilibrio no sea inferior a la mitad del reclutamiento máximo, mediante la ecuación 10 de Mace (1994).



$$\frac{R_{max}}{2} = R_{max} \left(1 - \tau \frac{SPR_{F=0}}{SPR_{R_{max}/2}} \right)$$

podemos concluir que

$$\frac{SPR_{R_{max}/2}}{SPR_{F=0}} = 2\tau \text{ (ver Figura 31).}$$

Luego, el umbral resulta ser $S_u = 2\tau S_0$.

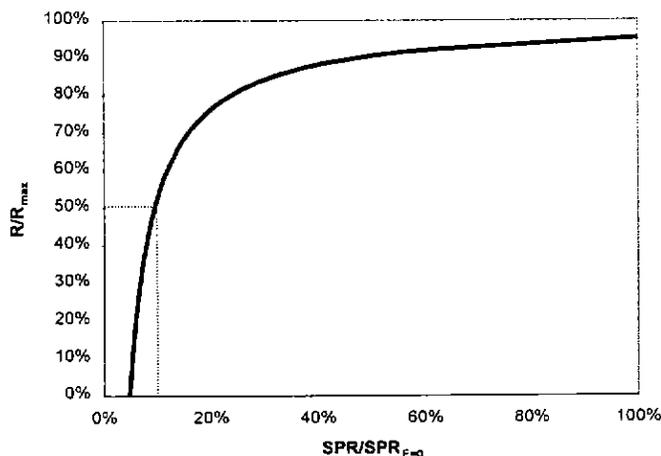


Figura 31. Relación entre la mitad del reclutamiento máximo y τ RSR-B&H.

De los resultados de ambas RSR que hemos discutido se desprende S_u/S_0 expresado como porcentaje está en el rango 10%-13%, el cual resulta menor que el propuesto sin tener en cuenta la RSR (25%) y que fuera tomado de la literatura.

La determinación del umbral de stock desovante supone que el patrón de explotación permanecerá constante e igual al promedio histórico. Para alcanzar este umbral es



necesario aplicar niveles de mortalidad por pesca F_{τ} bastante altos (6.87 y 17.20 para *RSR-rampa* y *RSR-B&H*, respectivamente) los que se logren improbablemente por el sólo incremento del esfuerzo de pesca. La constancia del patrón de explotación es difícil de sostener. Existen razones para esperar que al reducirse el stock por la pesca su composición etaria llegue a estar predominantemente constituida por ejemplares jóvenes y el patrón de explotación se desplace hacia esas edades ¿Cuál es el efecto de un cambio semejante? Si sensibilizamos el patrón de explotación modificándolo en el sentido señalado (columna 4 de la Tabla 1 del anexo B.1) observamos que τ no cambia, porque depende de los parámetros de la *RSR* que han permanecido constantes, en cambio F_{τ} disminuye a casi la quinta parte de los valores estimados bajo la suposición que el patrón de explotación histórico es el verdadero ($F_{\tau} = 1.39$). Por lo tanto, el stock puede ser más vulnerable que lo sugerido por el análisis si en efecto el patrón de explotación se desplaza hacia las edades más jóvenes.

El hecho que F_{τ} sea tan sensible al patrón de explotación nos lleva también a plantearnos la preocupación sobre el efecto que podría tener una eventual subestimación de la mortalidad por pesca de las edades más jóvenes. Este es un aspecto colateral a este trabajo, pero nos parece importante mencionarlo para ser considerado como un tema futuro de investigación. Sería interesante, por ejemplo, explorar el uso en ADAPT de índices de cpue más relacionados con la abundancia de las edades incompletamente reclutadas (cpue de la flota que opera en la zona norte) y la estimación de mortalidad por pesca separadas para las flotas de la zona centro-sur y de la zona norte ya que, éstas producen mortalidades diferenciales sobre las edades.

Otro factor importante de considerar que haría más probable alcanzar los valores extremadamente altos de F_{τ} , además del cambio en el patrón de explotación ya mencionado, es el crecimiento desproporcionado de la mortalidad por pesca que se



produce debido a la reducción del tamaño del stock. En stocks pelágicos y en general en poblaciones que forman cardúmenes o agregaciones espaciales, este mecanismo es la causa fundamental de la mayor eficiencia del esfuerzo de pesca cuando el stock disminuye su abundancia. En el jurel existen evidencias de la presencia de este fenómeno. En esta especie se detecta que la proporción del stock que captura cada unidad de esfuerzo (la capturabilidad) crece notablemente a tamaños pequeños de la población (Figura 32), pudiéndose observar, por ejemplo, que a niveles cercanos al umbral de colapso (aproximadamente 3 millones de toneladas) la capturabilidad podría llegar a ser siete veces mayor que la capturabilidad promedio de principios de los noventa, cuando el stock desovante fluctuó en torno a los 13 millones de toneladas.

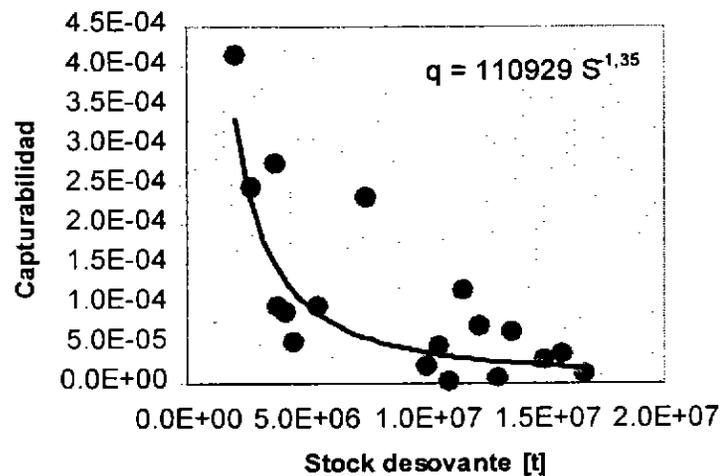


Figura 32. Función de capturabilidad calculada a partir de las estimaciones obtenidas por ADAPT. La capturabilidad está referida a la edad completamente reclutada (edad 11). Stock de jurel subregional.



Un stock envuelto en este proceso, podría mostrar en el largo plazo y en promedio, una disminución gradual del stock desovante en respuesta al crecimiento del esfuerzo de pesca hasta un punto tal que el stock colapsara repentinamente. El colapso se produce a niveles de abundancia que son mayores a los sugeridos por el análisis basado en la capturabilidad constante. En el jurel, suponiendo la función de capturabilidad que se ilustra en la Figura 32 y la *RSR*-B&H, el colapso se produce a los 5,65 millones de toneladas de stock desovante, aproximadamente en el 22% de S_0 (Figura 33).

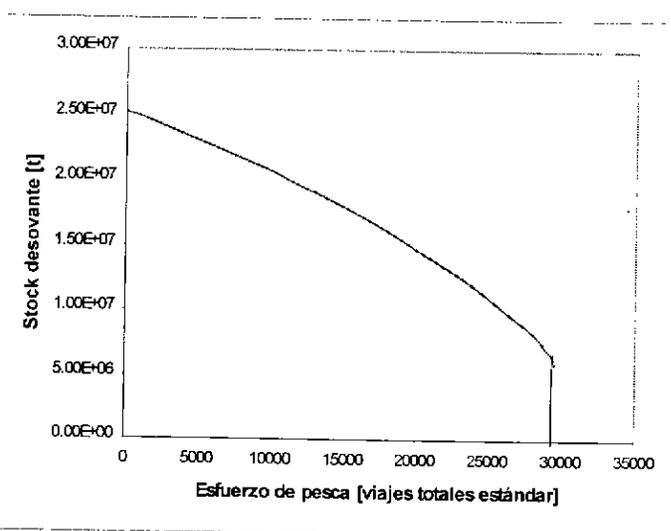


Figura 33. Stock desovante en el equilibrio para distintos esfuerzos de pesca calculado suponiendo capturabilidad dependiente de la densidad y la *RSR* de B&H estimada. Stock de jurel frente a la costa de Chile.

En resumen, por los argumentos expresados anteriormente respecto al patrón de explotación y la capturabilidad, podemos concluir que los umbrales de stock desovante están subestimados y que el nivel del 25% de S_0 propuesto originalmente resulta probablemente más correcto y se mantendrá en este trabajo.



3.4.2.2.3 Evaluación del riesgo

Análisis sin incertidumbre

Dos análisis de este tipo se han efectuado que difieren en los parámetros de la *RSR* ajustada. El que presentamos a continuación se basa en la *RSR*-tipo rampa con parámetros estimados por máxima verosimilitud (ver Tabla 15). Este es comparado con el análisis basado en la misma *RSR* ajustada de manera *ad hoc* según se describe en el párrafo 4 de la sección 3.4.1.1 del informe.

Del examen de los indicadores de stock desovante, captura y biomasa explotable (Figuras 34, 35 y 36) es posible concluir que el comportamiento de las estrategias de explotación constante es esencialmente el mismo en ambos análisis. Al comienzo del período de proyección predomina el efecto de las condiciones iniciales, el que tiende a desaparecer gradualmente, después de 5 a 10 años, dependiendo de la estrategia. El orden de desempeño de las estrategias respecto de los tres indicadores permanece invariable. Particularmente, debemos destacar que F_{med} , F_{max} y F_{high} conducen en el largo plazo al colapso del stock, fenómeno esperable dado que estas mortalidades superan a $F_{\tau} = 6.87$.

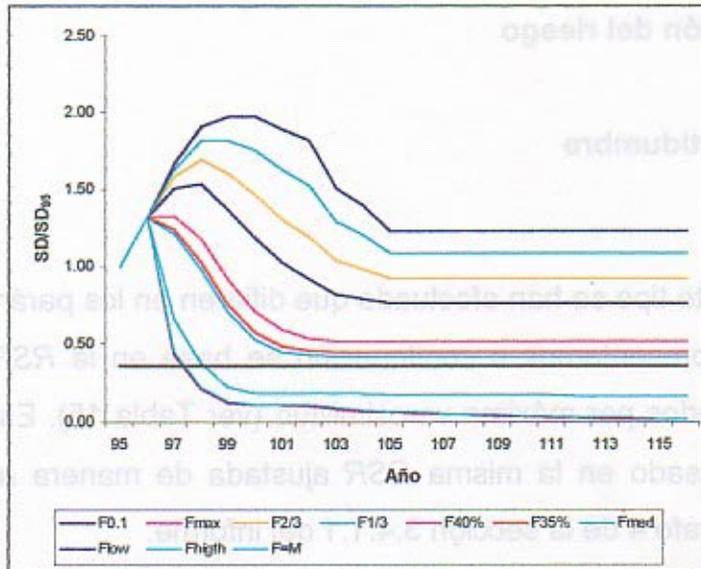


Figura 34. Biomasa desovante relativa con respecto al año 1995 frente a distintas estrategias de explotación constante. La línea recta constante representa el umbral de stock desovante. Stock de jurel subregional.

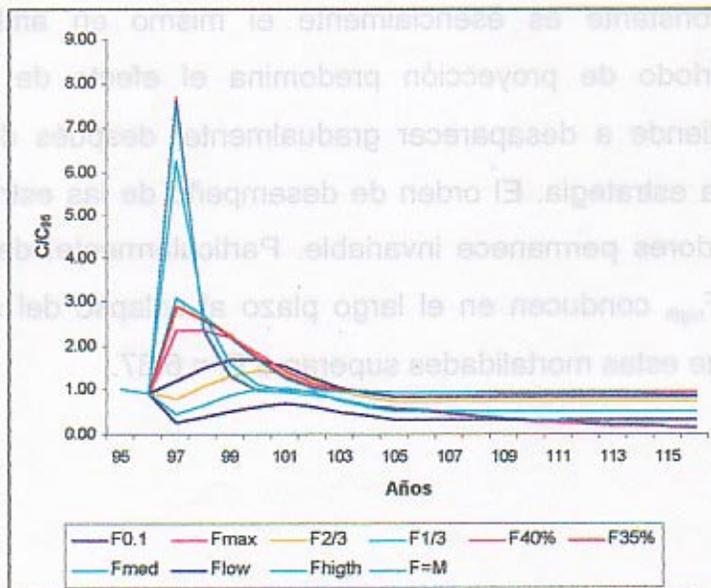


Figura 35. Captura relativa respecto al año 1995 frente a distintas estrategias de explotación constante. Stock de jurel subregional.

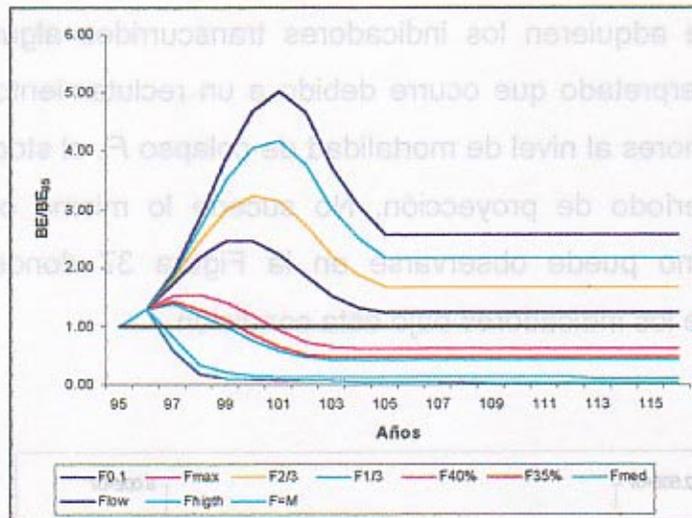


Figura 36. Biomasa explotable relativa respecto al año 1995 frente a distintas estrategias de explotación constante. Línea recta constante representa el nivel de *status quo*. Stock de jurel subregional.

Se observan diferencias importantes en la magnitud de los indicadores y menores en las tendencias de las trayectorias. Las primeras se explican por diferencias en las condiciones iniciales. Mientras las segundas, por diferencias en los parámetros del modelo stock-recluta producto del método de ajuste y la serie de datos utilizada.

Las diferencias en la magnitud de los indicadores no modifican las conclusiones sobre el desempeño relativo de las estrategias. Por otra parte, en el análisis de estrategias de explotación lo que importa es el comportamiento de largo plazo, el cual queda de manifiesto cuando se proyecta el stock un número suficiente de años para disipar el efecto de las condiciones iniciales.



La constancia que adquieren los indicadores transcurridos algunos años puede confundir y ser interpretado que ocurre debido a un reclutamiento constante. Bajo las estrategias menores al nivel de mortalidad de colapso F_c , el stock alcanza casi el equilibrio en el período de proyección. No sucede lo mismo con niveles de F mayores a F_c como puede observarse en la Figura 37 donde se ilustra una trayectoria típica de los indicadores bajo esta condición.

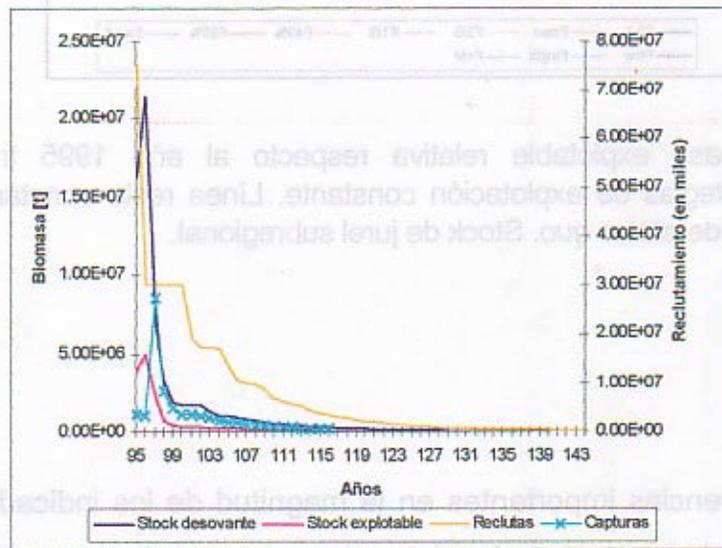


Figura 37. Proyección determinista del stock subregional de jurel bajo la estrategia F_{max} .

Análisis con incertidumbre

En análisis previos se supone que la variabilidad en torno a la RSR sigue el comportamiento de una variable aleatoria lognormal con media 0 y varianza s^2 y, como proceso estocástico en el tiempo, no correlacionadas entre sí. No tenemos antecedentes de estudios hechos sobre series de tiempo de variables ambientales o



biológicas frente a nuestra costa que apoyen o descarten esta hipótesis, pero la mayoría de los argumentos que se usan para explicar las fluctuaciones observadas durante los últimos 25 años en los recursos pelágicos vinculados al sistema de Humboldt, especialmente en la zona norte del país, aluden frecuentemente a la presencia de períodos cálidos y fríos, los cuales se alejarían de un patrón estrictamente al azar y estarían asociados con fluctuaciones en la fortaleza de las clases anuales.

En la figura 38 se ilustra una corrida cualquiera de la simulación de una proyección con reclutamiento autocorrelacionado usada para evaluar el riesgo.

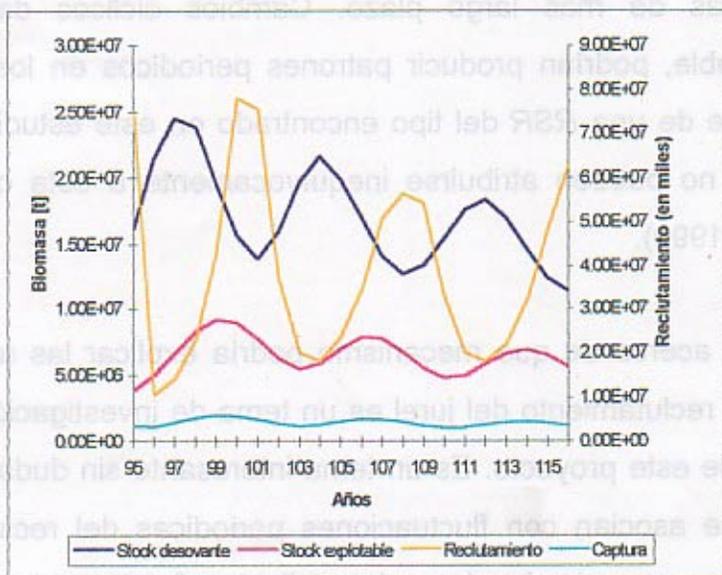


Figura 38. Proyección estocástica del stock de jurel subregional con reclutamiento autocorrelacionado.



Koslow et al. (1987), sugirió que en muchos stocks demersales la magnitud de sus clases anuales parecen estar serialmente correlacionadas, es decir que se alejan de una secuencia puramente al azar para aproximarse a rachas de clases anuales fuertes y débiles. Varios estudios anteriores también muestran una correlación significativa entre estimaciones de abundancia y alguna variable extrínseca que exhibe una conducta periódica o cuasiperiódica (Parma y Deriso, 1990).

Nuestro análisis de la serie de residuales sugiere la presencia de perturbaciones cíclicas con un cuasi período de 7 años. Lewis y Ray (1997) analizando una serie de TSM frente a la costa de California, para el período 1971-1992, de cobertura temporal parecida a nuestra serie de reclutamientos, menciona la presencia de un efecto cíclico debido al fenómeno El Niño con un cuasi-período de 4 a 5 años y tendencias cíclicas de más largo plazo. Cambios cíclicos del ambiente, de periodicidad variable, podrían producir patrones periódicos en los residuales que resultan del ajuste de una *RSR* del tipo encontrado en este estudio. Sin embargo, estos resultados no pueden atribuirse inequívocamente a esta causa solamente (Parma y Deriso, 1990).

Buscar evidencia acerca de que mecanismo podría explicar las autocorrelaciones observadas en el reclutamiento del jurel es un tema de investigación que está más allá del alcance de este proyecto. Es un tema interesante sin duda, pero complejo. Varios factores se asocian con fluctuaciones periódicas del reclutamiento. Entre otros, por ejemplo: mecanismos densodependientes fuertemente compensatorios, respuesta de los pescadores a las fluctuaciones de abundancia y la respuesta rezagada del esfuerzo a los cambios de la abundancia. Todos ellos pueden inducir fluctuaciones periódicas aún en un ambiente estable y con perturbaciones no correlacionadas.



La variabilidad no aleatoria del reclutamiento puede tener efectos importantes en la dinámica de la población. Koslow (1989) cita un trabajo de Sissenwine (1977) en el cual demuestra que los stocks de peces tienen un riesgo mayor de caer a niveles extremadamente bajos de abundancia si la variabilidad del reclutamiento está autocorrelacionada. Koslow (op. cit.), muestra que la aplicación de una perturbación aleatoria sinusoidal a la *RSR* no afecta los rendimientos sustentables de largo plazo, ni los niveles de mortalidad por pesca necesarias para lograrlos, pero aumenta sustancialmente la varianza del rendimiento y de la biomasa del stock, incrementando consecuentemente el riesgo de crisis de la pesquería y la incidencia de niveles muy bajos de stock.

Los riesgos de colapso del análisis basado en reclutamientos autocorrelacionados no muestran ser sistemáticamente mayores que los riesgos basados en reclutamientos no correlacionados. Con excepción de $F_{40\%}$ todas las demás estrategias tienen magnitudes de riesgo muy parecidas. Este resultado se contradice con los mencionados en el párrafo anterior, según los cuales se esperaría que los riesgos estimados a partir de proyecciones con reclutamientos autocorrelacionados fueran significativamente mayores que en el caso contrario.

Existen diferencias metodológicas importantes entre los dos análisis que impiden una real comparación de los resultados. Por lo tanto, este resultado no puede considerarse como una evidencia en contra de las conclusiones de los trabajos citados. Confunden la comparación, además de las diferencias en la correlación de los reclutamientos, otras diferencias que se refieren a los parámetros de las *RSR*, la serie de datos utilizada y la modalidad de generación de los reclutamientos aleatorios. En el primer análisis la *RSR* incorporó dos fuentes de incertidumbre: una asociada a los parámetros y otra a la variación ambiental expresada en los



residuales. Asimismo, en el primer análisis se usó la serie completa de datos (sin eliminar los tres últimos años).

Las modificaciones incorporadas en este segundo análisis fueron hechas para mejorar algunos aspectos de la evaluación del riesgo, dado que el objetivo fue la comparación de las estrategias entre sí.

En la Tabla 17 se muestran los resultados del análisis con incertidumbre basado en reclutamiento autocorrelacionados.

Tabla 17. Indicadores de desempeño frente a diferentes estrategias de explotación. Análisis de riesgo basado en reclutamientos autocorrelacionados.

Indicadores de desempeño	$F_{0,1}$	$F_{2/3}$	$F_{1/3}$	$F_{0,4}$	$F_{0,35}$
1) Captura promedio relativa	1,45	1,23	1,70	1,66	1,69
2) Mediana S_T/S_0	0,55	0,66	0,30	0,36	0,31
3) Mediana BE_T/BE_{95}	1,07	1,46	0,38	0,54	0,41
4) $P(S_t < 0,25 \times S_0)$	0,03	0,03	0,90	0,21	0,78
5) $P(BE_t > BE_{95})$	0,70	0,81	0,29	0,40	0,32
Indicadores de desempeño	F_{max}	F_{med}	F_{low}	F_{high}	$F_{F=M}$
1) Captura promedio relativa	1,48	1,70	0,61	1,50	0,91
2) Mediana S_T/S_0	0,01	0,09	0,89	0,01	0,79
3) Mediana BE_T/BE_{95}	0,01	0,08	2,24	0,01	1,89
4) $P(S_t < 0,25 \times S_0)$	1,00	1,00	0,03	1,00	0,03
5) $P(BE_t > BE_{95})$	0,04	0,09	0,90	0,04	0,88



Este resultado, no obstante las diferencias encontradas en la magnitud de algunos indicadores, entrega un cuadro cualitativamente parecido al obtenido en el análisis que no supone reclutamiento correlacionado. Así por ejemplo, desde el punto de vista del riesgo de colapso (indicador 4), las estrategias no sustentables (probabilidad de colapso $\gg 10\%$) vuelven ser F_{max} , F_{high} , F_{med} , $F_{1/3}$, $F_{35\%}$ y $F_{40\%}$. Se confirma también que las tres últimas estrategias, sustentables en el análisis determinista, no lo son en el análisis con incertidumbre, puesto que conllevan un riesgo inaceptable. Asimismo, se observa que las estrategias sustentables son $F_{0.1}$, $F_{2/3}$, F_{low} y $F_{F=M}$.

Desde la perspectiva del indicador de captura promedio, se observan cambios importantes entre las estrategias respecto del análisis anterior. La estrategia que alcanza las mayores capturas ya no es F_{max} , sino $F_{1/3}$, seguido de cerca por F_{med} , $F_{35\%}$ y $F_{40\%}$. Esto se explica porque en este análisis como se muestra en Figura 37 llevan a la extinción en forma más rápida que en caso anterior. Este resultado sugiere que una estrategia que conserve sobre el 40% de stock desovante (posiblemente del nivel de $F_{45\%}$) podría ser interesante tanto para la administración como para la industria porque probablemente logre un mejor compromiso en términos de la sustentabilidad y el aprovechamiento del recurso.

El indicador del stock desovante remanente relativo (indicador 2) muestra de otra forma lo mismo que se ha expresado en el párrafo anterior. Si consideramos deseable alcanzar el stock desovante objetivo correspondiente al máximo rendimiento sostenido ($S_{MRS} = 5,8$ millones de toneladas, estimado a partir de la RSR_B&H), entonces las estrategias que más se acercan a este nivel, en orden creciente, son $F_{40\%}$, $F_{35\%}$ y $F_{1/3}$. Entre éstas, $F_{40\%}$ es la que conserva el remanente relativo de stock desovante más favorable y a la vez no tan alejado del stock que



produce los máximos rendimientos sostenidos. El problema con esta estrategia es su elevado riesgo de colapso (21%) para el umbral de tolerancia adoptado. Sin embargo, aboga en su favor que la probabilidad de permanecer bajo el umbral crítico en un año cualquiera sea baja y más parecida a las políticas conservadoras ($F_{2/3}$, F_{low} y $F_{F=M}$) que a $F_{35\%}$ y $F_{1/3}$. La Figura 39 ilustra esta apreciación. En ella se ha trazado la trayectoria de la probabilidad que el stock esté en colapso (que lo alcance o permanezca en ese estado) en cada año del período de proyección. La estrategia $F_{40\%}$ es la que aparece más pegada al eje de las abscisas en el cual se encuentran confundidas las estrategias $F_{0.1}$, $F_{2/3}$, F_{low} y $F_{F=M}$ cuyas probabilidades son cero, excepto durante los tres primeros años. En esos años, mientras aún no operan las estrategias, existen probabilidades de colapso mayores que cero y menores o iguales a 0,03; debido a stock desovantes al comienzo de la proyección, resultantes del remuestreo, por debajo del umbral de colapso y al efecto de las otras fuentes de variación (reclutamiento y la mortalidad natural) que pueden provocarlo en los dos años siguientes.

Los perfiles de probabilidad de estar en colapso también nos muestran que las estrategias no sustentables después del año 1997 tardan 3 años para alcanzar casi la seguridad de llevar al stock al colapso. Las estrategias $F_{1/3}$ y $F_{35\%}$ alcanzan los mayores riesgos al cabo de 7 años mientras $F_{40\%}$ lo hace a los 11 años. Todas las estrategias que se visualizan en la Figura 39 muestran una cima aplanada donde la probabilidad de estar en colapso fluctúa casi cíclicamente en respuesta a las fluctuaciones del reclutamiento.

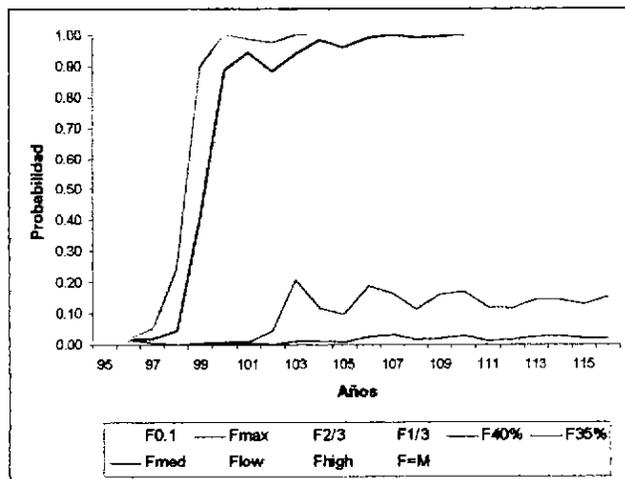


Figura 39. Perfiles de probabilidad de que el stock alcance o permanezca bajo el umbral de colapso. Nota: Las estrategias sin línea en la leyenda están confundidas con el eje de las abscisas.

Los indicadores 3 y 5, relacionados con la biomasa explotable muestran que las estrategias conservadoras, como era de esperar, son las que con alta probabilidad conducen a un crecimiento del stock explotable en el largo plazo, excepto $F_{0.1}$ que no modifica sustancialmente el nivel del año 1995, razón por la cual la podemos considerar una política de *status quo*. Las estrategias no sustentables que anteriormente hemos visto que generan los mayores rendimientos y conservan stock desovantes en promedio sobre el umbral crítico ($F_{40\%}$, $F_{35\%}$ y $F_{1/3}$), mantienen niveles de biomasa explotable en torno al 40% y 50%. Durante 1995 la pesquería no presentaba los problemas de reducción de la biomasa explotable que se produjeron posteriormente. Si desde el punto de vista de la industria se considera deseable mantener a lo menos este nivel de stock explotable, entonces se requiere una estrategia precautoria, semejante a $F_{0.1}$. Cualquier mejor compromiso de este objetivo con el objetivo de lograr mayores capturas con sustentabilidad implica una estrategia entre $F_{40\%}$ y $F_{0.1}$, como fuera lo expresado anteriormente cuando aludimos a la estrategia $F_{45\%}$.



3.4.2.3 Conclusiones

- Los resultados del análisis de la estrategia de explotación constante basado en el modelo con reclutamientos autocorrelacionados, son esencialmente similares a los obtenidos con el modelo de reclutamiento con variaciones aleatorias e independientes entre sí.
- Las estrategias sustentables en el largo plazo son: $F_{0.1}$, $F_{2/3}$, F_{low} y $F_{F=M}$.
- Las políticas de explotación calificadas como extremas (F_{max} , F_{med} y F_{high}) llevan al jurel a la extinción. Tampoco son sustentables las calificadas como intermedias ($F_{1/3}$, $F_{35\%}$ y $F_{40\%}$). Estas si bien lo son en el análisis determinista, conllevan un nivel de riesgo inaceptable en el análisis con incertidumbre.
- La estrategia que mejor cautela el objetivo de conservación sin un sacrificio grande de los rendimientos actuales es $F_{0.1}$. Luego se puede afirmar que esta política es la que mejor representa la condición de **status quo**.
- Una estrategia que logre el mejor compromiso entre los objetivos de maximizar rendimientos y la sustentabilidad del recurso se ubicaría entre $F_{0.1}$ y $F_{40\%}$.
- Sin perjuicio de las conclusiones anteriores, el análisis realizado subestima el riesgo debido a que el método de simulación por Monte Carlo no incorpora la incertidumbre en el patrón de explotación y los cambios de la capturabilidad dependientes de la densidad.
- La incorporación de la función stock recluta permitió calcular el umbral de colapso y las mortalidades correspondientes. Estos resultados sugieren un recurso muy resistente a la pesca. Sin embargo, dado que aún falta una estimación más confiable del reclutamiento, esta conclusión debe ser tomada con reserva.



4. CONCLUSIONES GENERALES

El objetivo de este trabajo es identificar la mejor estrategia de explotación para prevenir la sobreexplotación del jurel. En el estudio la información derivada de la evaluación de stock es indispensable sólo para determinar cierta información necesaria para la proyección. Considerando el marco del estudio, se aplicó un enfoque de análisis de largo plazo a fin de comparar las diferentes estrategias identificadas y seleccionar la mejor de ellas para el manejo de la pesquería del jurel, la que en definitiva no depende de la información inicial.

- El punto biológico de referencia que evita la sobreexplotación por crecimiento es $F_{0.1}$. Los que evitan la sobreexplotación por reclutamiento son $F_{35\%BDR}$ y $F_{40\%BDR}$. Otros PBR identificados y considerados en el estudio fueron F_{max} , $F_{1/3}$, $F_{2/3}$, F_{med} , F_{high} , F_{low} y $F_{F=M}$.
- El análisis de sensibilidad de los parámetros de entrada en el cálculo de $F_{0.1}$ y $F_{40\%BDR}$ muestra que el patrón de explotación y M tienen el mayor efecto. En particular para $F_{40\%BDR}$ el patrón de explotación es el que tiene mayor influencia.
- La estrategia de explotación constante y en particular la política $F_{0.1}$ es la que presenta un mejor desempeño que las estrategias de captura constante y escape constante.
- Los resultados con ambos modelos de reclutamientos usados en la simulación coinciden que la estrategia de explotación $F_{0.1}$ es la que cautela mejor la sustentabilidad del recurso.



- Una estrategia que permite un mejor compromiso entre un objetivo de maximizar las capturas y la sustentabilidad del recurso se ubicaría entre $F_{0.1}$ y $F_{40\%BDR}$, punto biológico necesario de determinar.



5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abramov, A.A. y A.N. Kotlyar. 1980. Some biological features of the peruvian jack mackerel, **Trachurus symmetricus murphyi**. J. Ichth. 20(1): 25-31
- Adrianov, D.P. 1987. Sobre la biología reproductiva del jurel peruano. En: D. Arcos y A. Grechina (eds.) *Biología y Pesca Comercial del Jurel en el Pacífico Sur*. Inst. Invest. Pesq. Talcahuano. Chile. pp. 147-156.
- Aguayo, M., E. Estay y V. Ojeda. 1981. Determinación de edad y crecimiento del jurel (**Trachurus murphyi**) en las zonas de Arica-Coquimbo y Talcahuano. SUBPESCA/IFOP. 88 págs. (tablas).
- Alegria, V. **et al.** 1995. Estudio biológico pesquero sobre el recurso jurel en la zona norte (Regiones I y II). Informe Final. FIP/IFOP, 221 págs., 67 Figs. y 99 tablas.
- Arancibia, H. and L. Cubillos. 1993. Análisis de la pesquería industrial regional de cerco, dinámica poblacional y situación del recurso jurel, **Trachurus symmetricus murphyi**. Doc. Téc. Inst. Invest. Pesq. (IIP); Talcahuano, Vol. 2, Núm. 1:23 págs.
- Babayan, V. K. y T. I. Bulgakova. 1987. Composición de tamaños de las capturas. En: D. Arcos y A. Grechina (eds.) *Biología y Pesca Comercial del Jurel en el Pacífico Sur*. Inst. Invest. Pesq. Talcahuano. Chile. pp. 147-156.



- Bahamonde, N. y G. Pequeño. 1975. Peces de Chile. Lista sistemática. Mus. Nac. Hist. Nat. Publicación Ocasional. Santiago. Chile. 21: 3-20.
- Böhm, M. G., M. A. Barbieri, E. Yañez, V. Catasti y A. González. 1996. Análisis de la captura y del esfuerzo de pesca de las unidades de pesquería de jurel de la zona centro sur y norte. Informe Técnico Final/FIP.
- Böhm, M.G., M.A. Barbieri, G. Rosson, E. Yañez, V. Catasti, A. González, L. Cubillos, A. Sepúlveda, A. Hernández y P. Sobarzo. 1997. Análisis de la captura y del esfuerzo de pesca en la pesquería de jurel de la zona centro-sur (V alX Regiones). Informe Final/FIP 96-18. IFOP.
- Box, G. E. P. and G. M. Jenkins. 1976. Time series analysis, forecasting and control. Holden-Day. 575 pp.
- Buttherworth, D.S., J.A.A. De Oliveira y K. L. Cochrane. 1993. Current Initiatives in Refining the Management Procedure for the South African Anchovy Resource. Proceedings of the International Symposium on Management Strategies For Exploited Fish Populations. Alaska Sea Grant College Program. pp. 439-473.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci 48: 734-750.
- Cordue, P.L. y R.I.C.C. Francis. 1994. Accuracy and choice in risk estimation for fisheries assessment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 817-829.
- Cubillos, L., H. Arancibia, A. S. Grechina y R. Alarcón. 1995. Crecimiento del jurel, **Trachurus symmetricus murphyi** (Nichols), del Pacífico Suroriental



mediante análisis de progresión modal. Doc. Téc. Inst. Invest. Pesq. (IIP), Talcahuano, Vol 4 Núm 4. 22 p.

Cubillos, L. y H. Arancibia. 1995. Comparative growth performance of horse mackerel of the genus *Trachurus*, with emphasis on *T. symmetricus murphyi* in Chile. *Sci. Mar.* 59(3-4): 647-652.

Chirichigno, N. 1974. Clave para identificar los peces marinos del Perú. *Inf. Inst. Mar Perú-Callao.* 44: 1-38.

Deriso, R.B., T. Quinn y P.R. Neal. 1985. Catch-age analysis with auxiliary information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 815-824.

Elizarov, A.A., A.S. Grechina, B.N. Kotenev y A.N. Kuzetsov. 1993. Peruvian jack mackerel, *Trachurus symmetricus murphyi*, in the open waters of the South Pacific. *J. Ichth.* 33(3): 86-104.

Evseenko, S.A. 1987. Reproduction of the Peruvian Jack Mackerel, *Trachurus symmetricus murphyi*, in the Southern Pacific. *J. Ichth.* 27(3): 151-160.

Fishman, G. S. 1978. Principles of discrete event simulation. John Wiley & Sons. 514 pp.

Gavaris, S. 1980. Use of a multiplicative model to estimate catch rate and effort from commercial data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 2272-2275.

Gavaris, S. 1988. An adaptative framework for the estimation of population size. *CAFSAC. Res. Doc. N° 29.* 12 p.



- George-Nascimento, M. y H. Arancibia. 1992. Stocks ecológicos del jurel (**Trachurus simmetrycus murphyi** Nichols) en tres zonas de pesca frente a Chile, detectados mediante comparación de su fauna parasitaria y morfometría. Rev. Chilena de Historia Natural 65: 453-470.
- Gili, R., V. Alegría, V. Bocic, L. Cid y H. Miranda. 1995. Determinación de la estructura de edad del recurso jurel. EN: Estudio biológico pesquero sobre el recurso jurel en la zona centro sur, V-IX Región. FIP 93-18. Informe Técnico.
- Goodyear, C. P. 1992. An Evaluation of F_{med} as a Tool for Specifying Spawning Potential Thresholds for Management. En: Defining Overfishing-Defining Stock Rebuilding. Report of the Second Annual National Stock Assessment Workshop. A. A. Rosenberg (de.) La Jolla Laboratory. SWFSC, NMFS, NOAA. April, 1992.
- Grechina, A. S. 1992. Historia de investigaciones y aspectos básicos de la ecología del jurel (**Trachurus symmetricus murphyi**) en alta mar del Pacífico Sur. H. Arancibia y L. Cubillos (eds.). Doc. técn. Inst. Inv. Pesq. (IIP) Talcahuano, Vol. 1, Núm. 2: 41 p. + 21 figs.
- Hancock, J., P.J.B. Hart y T. Antezana. 1995. Searching behaviour and catch of Horse mackerel (**Trachurus murphyi**) by industrial purse-seiners off south-central Chile. ICES J. mar. Sci.. 52: 991-1004.
- Hoenig, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. Fish. Bull., 82:898-903.



- Karpenko, E.A. y V.I. Dudov. 1994. Análisis de los parámetros de pesca comercial del jurel en el Pacífico Suroriental. En : *Biología y Pesca Comercial del jurel en el Pacífico Sur*. D. Arcos y A. Grechina (Eds.). 1994.pp185-194.
- Kimura, D.K. 1981. Standardized measures of relative abundance based on modelling (cpue) and their application to the Pacific Ocean Perch (**Sebastes alutus**). *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 39: 211-218.
- Kochkin, P.N. 1994. Age determination and estimate of growth rate for the Peruvian jack mackerel, **Trachurus symmetricus murphyi**. *J. Ichth.* 34(3): 39-50.
- Koslow, J. A. 1989. Managing nonrandomly varying fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46:1302-1308.
- Koslow, J. A., K. R. Thompson, and W Silvert. 1987. Recruitment to Northwest Atlantic cod (**Gadus morhua**) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) stocks: influence of stock size and climate. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44:26-39.
- Lewis, A. W., and B. K. Ray. 1997. Modeling long-range dependence, nonlinearity, and periodic phenomena in sea surface temperatures using TSMARS. *Journal of the American Statistical Association* 92(439):881-893.



- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies . Can. J. Fish. Aquat. Sci., 51: 110-122.
- Mann, G. 1954. Vida de los peces en aguas chilenas. Inst. Invest. Veterin. Santiago. Chile. 342 p.
- Martinez, C. et al., 1997. Investigación situación pesquerías pelágicas zona norte, 1996. Informe Final. IFOP/SUBPESCA.
- Nekrasov, V. V. 1987. Estructura de edad y tamaño de las concentraciones comerciales. En: D. Arcos y A. Grechina (eds.) Biología y Pesca Comercial del Jurel en el Pacífico Sur. Inst. Invest. Pesq. Talcahuano. Chile. pp. 47-54.
- Nekrasov, V. V., V.N. Chur, K.V. Kashirin, A.A. Nesterov, N.A. Nazarov y D.D. Tormosov. 1987. Distribución del jurel peruano. En: D. Arcos y A. Grechina (eds.) Biología y Pesca Comercial del Jurel en el Pacífico Sur. Inst. Invest. Pesq. Talcahuano. Chile. pp. 47-54.
- Oliva, J. et al. 1997. Estudio biológico pesquero del recurso jurel en la zona norte. Regiones I y II (Fase II). Informe Final. FIP 94-17.
- Parma, A. M., and R. B. Deriso. 1990. Experimental harvesting of cyclic stocks in the face of alternative recruitment hypotheses. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47:595-610.



- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stock. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, Vol. 39: 175-192.
- Pienaar y W.E. Ricker. 1968. Estimating mean weight from length statistics. *J. Fish. Res. Board Can.*, 25: 2743-2747.
- Restrepo, V.R. y W. Fox, Jr. 1988. Parameter uncertainty and simple yield-per-recruit analysis. *Transactions Am. Fish. Soc.* 117: 282-289.
- Rihkter, V.A. y V.N. Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *ICNAF Res. Doc.*, 76/VI/8:12 p.
- Rivard, D. y W.G. Doubleday. 1979. Response of cohort analysis to input parameters. *CAFSA Research Document 79/45*. 25 p.
- Rosenberg, A.A. y J.R. Beddington. 1987. Monte-Carlo testing of two methods for estimating growth from length-frequency data with general conditions for their applicability. In: D. Pauly y G.R. Morgan. 1987. Length-based methods in fisheries research. *ICLARM Conference Proceedings 13*. pp. 283-298.
- Rubilar, P. y A. Zuleta. 1997. Estandarización de la CPUE a partir de los datos de bitácoras en la Pesquería del Bacalao de profundidad al sur de 47°S. En: *Modelo de Estrategias de Explotación del Bacalao de Profundidad Bajo Incertidumbre del Tamaño y Rendimiento Sustentable del Stock*. PreInforme Final. FIP. Proyecto N° 96-41. ECOfish Consultores S.A.



- Serra, R. 1991. Important life history aspects of the Chilean jack mackerel, **Trachurus symmetricus murphyi**. Invest. Pesq. (Chile) 36: 67-83.
- Serra, R. 1996. Investigación evaluación del stock de jurel, 1995. Informe Técnico IFOP/SUBPESCA.
- Serra, R. G. Böhm, M. Donoso, H. Miranda. 1997. Investigación situación pesquerías pelágicas zona centro-sur. 1996. Informe Final. IFOP/SUBPESCA.
- Shepherd, J. G. 1982. A versatile new stock-recruitment relationship for fisheries, and the construction of sustainable yield curves. J. Cons. Int Explor. Mer, 40(1):67-75.
- Sissenwine, M. P. 1977. The effect of random fluctuations on a hypothetical fishery. ICNAF Sel. Pap. 2:137-144.
- Sissenwine M.P. & J.G. Shepherd. 1987. An alternative perspective on the recruitment overfishing and biological reference points. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 913-918.
- Stepien, C. y R. H. Rosenblatt. 1996. Genetic divergence in antitropical pelagic marine fishes (**Trachurus**, **Merluccius** and **Scomber**) between North and South America. Cpeia, 1996 (3): 586-598.
- Storozhuk A.Y., K.A. Truveller, A.L. Baturin, I.B. Guleva y G.N. Nefedov. 1987. Estructura Poblacional del Jurel Peruano. En: D. Arcos y A. S. Grechina



(Eds.). 1994. *Biología y Pesca Comercial del Jurel en el Pacífico Sur*. Instituto de Investigaciones Pesqueras. Talcahuano, Chile. pp. 131-139.

Thompson, W.F. y F.H. Bell. 1934. *Biological statistics of the Pacific Halibut Fishery*. 2. Effect of changes in intensity upon yield and yield per unit of gear. Rep. Intern. Fish. Comm. N° 8: 23-238.

Walters, C. y P.H. Pearse. 1996. Stock information requirement for quota management systems in commercial fisheries. *Rev. Fish Biol. and Fish.* N° 6: 21-42.

Walters, C. y A. M. Parma. 1996. Fixed exploitation rate strategies for coping with effects of climate change. *Ca. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 148-158.

Zuleta, A. 1997. *Evaluación de sardina*. Taller de ADAPT. Informe Técnico. SUBPESCA.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

ANEXOS



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

ANEXO A



ANEXO A

Eliminación de los coeficientes de calibración de la suma de cuadrados (por A. Zuleta, 1997)

A.1 Capturabilidad constante

Sea la suma de cuadrados en cuestión

$$SST = \sum_{i=3}^9 \sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} (\ln U_{it} - \ln \hat{U}_{it})^2$$

Si

$$\hat{U}_{it} = q_i \bar{N}_{it},$$

entonces

$$SST = \sum_{i=3}^9 \sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} (\ln U_{it} - \ln q_i - \ln \bar{N}_{it})^2$$

Los coeficientes de calibración se pueden estimar implícitamente derivando esta suma de cuadrados respecto de $\ln q_i$, igualando a cero y despejando como se muestra a continuación:

$$\frac{\partial SST}{\partial \ln q_i} = -2 \sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} (\ln U_{it} - \ln q_i - \ln \bar{N}_{it})$$

$$\sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} \ln U_{it} - \ln q_i \sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} - \sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} \ln \bar{N}_{it} = 0$$



$$\ln q_i = \overline{\ln U}_i - \overline{\ln \bar{N}}_i$$

donde,

$$\overline{\ln U}_i = \frac{\sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U_i S_{it}^2} \ln U_{it}}{\sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U_i S_{it}^2}}$$

$$\overline{\ln \bar{N}}_i = \frac{\sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U_i S_{it}^2} \ln \bar{N}_{it}}{\sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U_i S_{it}^2}}$$

Luego, al sustituir $\ln q_i$ en SST se obtiene el resultado buscado:

$$SST = \sum_{i=3}^9 \sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U_i S_{it}^2} \left(\ln U_{it} - \overline{\ln U}_i + \overline{\ln \bar{N}}_i - \ln \bar{N}_{it} \right)^2$$

A.2 Capturabilidad variable (descompensada)

Si

$$\hat{U} = \alpha_i \bar{N}_{it}^{1-\beta_i},$$

entonces

$$SST = \sum_{i=3}^9 \sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U_i S_{it}^2} \left(\ln U_{it} - \ln \alpha_i - (1-\beta_i) \ln \bar{N}_{it} \right)^2$$



Derivando SST respecto de $\ln \alpha_i$ se obtiene

$$\frac{\partial SST}{\partial \ln \alpha_i} = -2 \sum_{i=74}^{95} \frac{1}{U S_{ii}^2} (\ln U_{ii} - \ln \alpha_i - (1 - \beta_i) \ln \bar{N}_{ii})$$

Igualando a cero y distribuyendo la suma resulta

$$\sum_{i=74}^{95} \frac{1}{U S_{ii}^2} \ln U_{ii} - \ln \alpha_i \sum_{i=74}^{95} \frac{1}{U S_{ii}^2} - (1 - \beta_i) \sum_{i=74}^{95} \frac{1}{U S_{ii}^2} \ln \bar{N}_{ii} = 0$$

De donde al despejar $\ln \alpha_i$ se obtiene

$$\ln \alpha_i = \overline{\ln U}_i - (1 - \beta_i) \overline{\ln \bar{N}}_i$$

Reemplazando $\ln \alpha_i$ en SST y reordenando ,

$$SST = \sum_{i=3}^9 \sum_{i=74}^{95} \frac{1}{U S_{ii}^2} \left(\ln U_{ii} - \overline{\ln U}_i - (1 - \beta_i) (\ln \bar{N}_{ii} - \overline{\ln \bar{N}}_i) \right)^2$$

Definiendo

$$u_{ii} = \ln U_{ii} - \overline{\ln U}_i,$$

$$\bar{n}_{ii} = \ln \bar{N}_{ii} - \overline{\ln \bar{N}}_i,$$

y

$$\gamma_i = 1 - \beta_i$$



SST se puede expresar de modo más sencillo como

$$SST = \sum_{i=3}^9 \sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} (u_{it} - \gamma_i \bar{n}_{it})^2$$

Luego, volviendo a derivar esta vez respecto a γ_i ,

$$\frac{\partial SST}{\partial \gamma_i} = -2 \sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} (u_{it} - \gamma_i \bar{n}_{it}) \bar{n}_{it}$$

y siguiendo un procedimiento igual al detallado anteriormente se tiene que

$$\gamma_i = \frac{\sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} u_{it} \bar{n}_{it}}{\sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} \bar{n}_{it}^2}$$

Por lo tanto, la suma de cuadrados resulta ser

$$SST = \sum_{i=3}^9 \sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} \left(u_{it} - \frac{\sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} u_{it} \bar{n}_{it}}{\sum_{t=74}^{95} \frac{1}{U S_{it}^2} \bar{n}_{it}^2} \bar{n}_{it} \right)^2$$



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

ANEXO B

ANEXO B

B.1 Datos

Tabla 1. Datos de entrada usados en el análisis de YPR y SPR del stock de jurel frente a la costa de Chile. Fuente IFOP

Edad	Ojiva de madurez	Patrón de explotación promedio	Patrón de explotación modificado	Peso (kg)
2	0,00	0,0029	0,0029	0,1011
3	0,04	0,0188	0,0188	0,1404
4	0,50	0,0377	0,3000	0,2048
5	0,96	0,0979	0,5000	0,2581
6	1,00	0,2071	1,0000	0,3238
7	1,00	0,3742	1,0000	0,4031
8	1,00	0,5985	1,0000	0,4930
9	1,00	0,8310	1,0000	0,5987
10	1,00	1,0000	1,0000	0,7221
11	1,00	0,6416	1,0000	0,9353

Tabla 2. Composición de edades del año 1995, desembarque del año 1996 y estrategias de explotación usadas en la proyección del stock de jurel frente a la costa de Chile.

Edad	Captura [ind.x10 ³]	Estrategia	Valor
2	179876	$F_{0.1}$	0,645
3	710883	F_{max}	12,146
4	2024952	$F_{88\%}$	0,409
5	1497122	$F_{33\%}$	2,076
6	2403327	$F_{40\%}$	1,434
7	1704810	$F_{35\%}$	1,885
8	808499	F_{med}	7,106
9	562872	F_{low}	0,124
10	385464	F_{high}	11,643
11	170813	F_{P-M}	0,230
Desembarque del año 1996 [t]			3281796

Tabla 3. Reclutas a los 2 años de edad y el stock desovante de la población de jurel frente a la costa de Chile

Año	Stock desovante [t]	Reclutas (ind.x10 ³)
1975	972255	8473541
1976	1336859	12907348
1977	1809573	14554338
1978	2043523	14868989
1979	2697788	15970990
1980	3803370	18476303
1981	4150794	22578248
1982	3704975	28139349
1983	4501022	33967484
1984	5482033	35889312
1985	7513189	51166255
1986	10540660	41669515
1987	11554738	20173671
1988	13627456	14106156
1989	15731160	15921311
1990	14913586	28027521
1991	12214229	44748834
1992	10058348	42613343
1993	10987986	105481230
1994	12955926	58180593
1995	16640500	75058331

B.2 Reparametrización de RSR de Beverton & Holt

Sea

$$R = \frac{S}{\alpha + \beta S}$$

entonces, expresando la biomasa desovante en términos relativos respecto de S_0 , tenemos

$$R = \frac{\left(\frac{S}{S_0}\right)}{\frac{\alpha}{S_0} + \beta \left(\frac{S}{S_0}\right)}$$

$$R = \frac{\left(\frac{S}{S_0}\right)}{\frac{\alpha}{SPR_{t=0}R_0} + \beta\left(\frac{S}{S_0}\right)}$$

$$R = \frac{\left(\frac{S}{S_0}\right)}{\beta\left(\frac{\tau}{\beta R_0} + \left(\frac{S}{S_0}\right)\right)}$$

Dado que $R_0 = \frac{1}{\beta}(1 - \tau)$ (Mace, 1994), reemplazando en la ecuación anterior se obtiene

$$\frac{R}{R_{max}} = \frac{\left(\frac{S}{S_0}\right)}{\frac{\tau}{1 - \tau} + \left(\frac{S}{S_0}\right)}$$

donde queda demostrado que el reclutamiento relativo está relacionado con el stock desovante relativo a través del parámetro τ .

Número a la edad (en miles)

Edades	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985
2	8473541	12907348	14554338	14868989	15970991	18476304	22578252	28139488	33967984	35889854	51166964
3	4129704	6728882	10254164	11552332	11808113	12689471	14674859	17934710	22353895	26901072	28506879
4	2691708	3268513	5344505	8129007	9092065	9317575	10058658	11636878	14214247	17581258	21039510
5	1927201	2096601	2587410	4198569	6282502	6710202	7124530	7775179	8799818	10743270	13252460
6	1107750	1469819	1608986	1904718	3118602	4246824	4649143	4854719	4935848	5818053	8068958
7	479619	721140	982273	1034337	1285245	1804185	2704739	2413893	2480452	2677671	3797861
8	154444	219502	327475	561414	460596	535701	883689	1110210	600013	1025827	1190420
9	49909	41484	42058	157116	189036	101460	167985	286238	120948	199890	195361
10	11004	8453	1173	18133	43366	5450	15399	51998	10741	20810	11921
11	7778	194	192	184	2423	172	1775	1020	48	2401	412

Edades	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
2	41670432	20174686	14107592	15923661	28034034	44762800	42630781	105569674	58294831	75315895
3	40652588	33088598	15752464	11189532	12640112	22200788	35547589	33844622	83809245	46173489
4	22575141	32265597	25152541	12197414	8856675	10036596	17282587	27953842	25357401	66209022
5	16238319	17772198	24517435	18080451	9417799	6989013	7687844	13433912	21005813	19335857
6	9788383	12426244	13777848	17098598	12627777	6911102	5421525	5573354	9727120	15382621
7	5116770	6828334	9263877	10374526	11016123	8378783	5082448	3725741	3579405	6482619
8	1521022	2476613	3633249	6323321	6885722	6593645	5158200	3532018	2238179	2107664
9	216039	399124	631923	1615625	3936250	4232385	3358693	2880043	2123793	1158338
10	15575	47759	56619	79434	949368	2444527	2360143	1667034	1489734	702991
11	822	2383	6176	1665	25219	654056	1431827	991533	680926	422622

Número medio a la edad (en miles)

Edades	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985
2	7567723	11529923	12995597	13279811	14267390	16502673	20167462	25135815	30297288	32056794	45708400
3	3682340	6010144	9150493	10273145	10513726	11323173	13097198	16002461	19872149	23850365	25425794
4	2381777	2914710	4748514	7166149	7840930	8172068	8867973	10152366	12397885	15315033	18535393
5	1688196	1842050	2228664	3631863	5198402	5616789	5917245	6248363	7206415	9342406	11433091
6	900658	1209716	1300571	1574726	2401745	3417999	3410294	3535711	3692383	4736368	6481185
7	332787	498675	752325	709203	856496	1289646	1790688	1303032	1647476	1834660	2488197
8	85932	107391	231961	342096	237389	317078	529993	446228	364018	500762	570948
9	23347	11304	28437	88363	51769	45647	98908	83922	56899	66668	71084
10	2676	2184	534	7805	7813	3276	5298	7441	5567	5201	4150
11	4171	90	136	110	1122	98	1061	391	28	1123	192

Edades	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
2	37214744	17872484	12592261	14218753	25004110	39978338	38068867	94271255	51998908	67195582
3	36297744	28939438	13899248	9977691	11288359	19639156	31598786	29397100	74663716	40905520
4	20078016	28214424	21422291	10747767	7886018	8810101	15277539	24314599	22210754	58167733
5	14247385	15690377	20585692	15191368	8099907	6172131	6574021	11480957	18048456	16543434
6	8219720	10767776	11995833	13835235	10358442	5950014	4520748	4503042	7995453	12552195
7	3638427	5063900	7700248	8511284	8616555	6638803	4260317	2919059	2778881	4928017
8	838573	1350551	2489648	5035844	5451865	4795688	3909104	2768468	1639410	1461398
9	111496	175380	266408	1253115	3131392	3205655	2414911	2109061	1285079	732782
10	7027	20329	15583	47253	792563	1893249	1578148	1101369	846998	416994
11	450	1268	4033	1319	20002	483481	1063456	754587	458370	288015

Mortalidad por pesca

Edades	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985
2	0.0005	0.0001	0.0010	0.0005	0.0000	0.0004	0.0002	0.0002	0.0033	0.0003	0.0000
3	0.0039	0.0003	0.0022	0.0095	0.0069	0.0023	0.0020	0.0025	0.0102	0.0158	0.0033
4	0.0199	0.0037	0.0113	0.0277	0.0738	0.0384	0.0275	0.0494	0.0500	0.0527	0.0290
5	0.0409	0.0347	0.0763	0.0674	0.1616	0.1369	0.1536	0.2244	0.1838	0.0563	0.0730
6	0.1993	0.1730	0.2118	0.1634	0.3173	0.2212	0.4254	0.4415	0.3816	0.1965	0.2255
7	0.5516	0.5594	0.3294	0.5790	0.6451	0.4838	0.6605	1.1620	0.6529	0.5806	0.6851
8	1.0845	1.4223	0.5044	0.8585	1.2829	0.9297	0.8973	1.9869	0.8692	1.4284	1.4766
9	1.5457	3.3361	0.6113	1.0573	3.3162	1.6553	0.9427	3.0528	1.5299	2.5895	2.2992
10	3.8093	3.5523	1.6232	1.7828	5.2987	0.8919	2.4843	6.7516	1.2680	3.6922	2.4445
11	1.1791	1.5679	0.5160	0.8987	1.5744	1.0154	0.9044	2.1312	0.9538	1.5472	1.5589

Edades	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
2	0.0006	0.0174	0.0017	0.0009	0.0033	0.0005	0.0008	0.0008	0.0031	0.0027
3	0.0011	0.0442	0.0258	0.0038	0.0006	0.0204	0.0103	0.0587	0.0057	0.0174
4	0.0092	0.0446	0.1001	0.0286	0.0068	0.0366	0.0219	0.0558	0.0411	0.0348
5	0.0376	0.0246	0.1304	0.1289	0.0795	0.0240	0.0916	0.0929	0.0816	0.0905
6	0.1301	0.0637	0.0537	0.2096	0.1802	0.0773	0.1451	0.2128	0.1758	0.1915
7	0.4956	0.4010	0.1519	0.1799	0.2833	0.2551	0.1339	0.2796	0.2996	0.3459
8	1.1079	1.1359	0.5804	0.2440	0.2567	0.4446	0.3528	0.2787	0.4287	0.5532
9	1.2793	1.7229	1.8438	0.3017	0.2464	0.3540	0.4705	0.4292	0.8756	0.7681
10	1.6472	1.8155	3.2965	0.9173	0.1426	0.3049	0.6372	0.6653	1.0299	0.9244
11	1.1277	1.1995	0.6928	0.2555	0.2529	0.4082	0.3976	0.3435	0.6216	0.5931

Cuadro resumen de biomásas y reclutamiento en número por año.

AÑOS	B TOTAL	B EXPL	B DESOV	B RECL.	R (x10 ⁴)
1975	2909748	74997	972255	1152402	8473541
1976	3652886	125175	1336859	851885	12907348
1977	4841564	223125	1809573	1266227	14554338
1978	5274512	394274	2043523	921877	14868989
1979	6892811	285218	2697788	1549186	15970991
1980	7632082	690127	3803370	831434	18476304
1981	9467945	812443	4150794	1715947	22578252
1982	11310741	537869	3704975	2335577	28139488
1983	12310133	1230584	4501023	2683471	33967984
1984	15540635	548799	5482042	4091443	35889854
1985	23936902	1109028	7513235	8800718	51166964
1986	23770373	1463737	10540777	3208623	41670432
1987	23149114	1925870	11554902	2057818	20174686
1988	21745679	1069756	13627703	1283791	14107592
1989	22433668	3707786	15731556	1385358	15923661
1990	22936876	13191350	14914143	2018450	28034034
1991	23295958	9605208	12214942	3939126	44762800
1992	21385162	6199791	10059444	2898893	42630781
1993	27040137	5535715	10990152	8445574	105569674
1994	29442807	4747869	12960322	3730869	58294831
1995	34397320	5054534	16650457	4820217	75315895



Unidad Técnica Promoción y Ediciones

IFOP
Valparaíso