



Latin American Journal of Aquatic Research

E-ISSN: 0718-560X

lajar@ucv.cl

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso  
Chile

Wiff, Rodrigo; Quiroz, Juan Carlos; Tascheri, Renzo

Estado de explotación del recurso besugo (*Epigonus crassicaudus*) en Chile

Latin American Journal of Aquatic Research, vol. 33, núm. 1, 2005, pp. 57-67

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso

Valparaíso, Chile

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=175020566004>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal  
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

## Estado de explotación del recurso besugo (*Epigonus crassicaudus*) en Chile

Rodrigo Wiff, Juan Carlos Quiroz & Renzo Tascheri  
División de Investigación Pesquera, Instituto de Fomento Pesquero  
Blanco 839, Casilla 8V, Valparaíso, Chile

**RESUMEN.** Se analiza el estado de explotación del recurso besugo (*Epigonus crassicaudus*) capturado en Chile entre 33° y 41°S. Se realiza una evaluación indirecta del stock entre 1997 y 2003 mediante un modelo talla-estructurado con una matriz de transición que define los cambios en talla. El modelo fue calibrado mediante las estructuras de talla, desembarques oficiales y captura por unidad de esfuerzo (CPUE), esta última obtenida desde las bitácoras de pesca comercial y estandarizada por medio de modelos lineales generalizados (MLG). Luego de 7 años de una importante actividad pesquera, se concluye que el recurso besugo se encuentra al límite de sobrepesca por reclutamiento. En 2003 la biomasa desovante con respecto a la biomasa desovante virginal se encuentra en niveles cercanos al 40%. El análisis de los puntos biológicos de referencia (PBR) basados en la biomasa desovante por recluta (BPR), apoya este diagnóstico por cuanto el nivel de mortalidad por pesca en el año 2003 ( $F_{act}$ ) se encuentra muy cercano a la mortalidad por pesca al nivel de BPR del 40% del valor virginal ( $F_{40\%}$ ).

**Palabras clave:** *Epigonus crassicaudus*, besugo, evaluación de stock, estado de explotación, modelos talla-estructurados.

## Exploitation status of cardinalfish (*Epigonus crassicaudus*) in Chile

**ABSTRACT.** The exploitation status of cardinalfish (*Epigonus crassicaudus*) yielded in Chile between 33° to 41°S was analyzed. An indirect assessment was performed between 1997 and 2003 through size-structured model with a transition matrix defining the changes among sizes. The model was calibrated using size structures, official landings, catch-per-unit of effort (CPUE) taken from commercial fishing logbooks and standardized by generalized linear models (GLM). After 7 years of an intense fishery activity, we concluded that the cardinalfish resource in Chile is on the recruitment overfishing limit. On 2003, the spawning biomass with respect to the virgin spawning biomass is close to 40%. The biological references points (BPR) based on spawning per recruit biomass (SPR) support this assessment because the fishing mortality level on 2003 ( $F_{act}$ ) was very close to fishing mortality level of 40% of SPR at virgin value ( $F_{40\%}$ ).

**Key words:** *Epigonus crassicaudus*, cardinalfish, stock assessment, exploitation status, size-structured models.

## INTRODUCCIÓN

El género *Epigonus* está constituido por individuos de hábitos mesobentónico-pelágicos (Parin, 1987) que están ampliamente distribuidos sobre el talud continental, islas oceánicas y elevaciones submarinas en todos los océanos del mundo (desde Islandia en el

Atlántico, hasta los 55°S en el Pacífico). El besugo capturado en Chile (*Epigonus crassicaudus*) presenta una distribución que, sobre la base de los registros en las capturas comerciales, se extiende desde Valparaíso (33°30'S) hasta Puerto Montt (42°S). Se encuentra entre 100 y 550 m de profundidad, aunque las mayores densidades se obtienen entre 250 y 300 m. Las agrupaciones más densas se encuentran

asociadas con la pendiente del talud o de los montes submarinos.

Las longitudes registradas en la captura comercial presentan un rango entre 18 y 44 cm en machos, y entre 17 y 47 cm en hembras. El stock comercial alcanza aproximadamente los 15 años de edad en ambos sexos y no se observa un crecimiento diferencial entre machos y hembras (Gálvez *et al.*, 2000). Es un desovante parcial y las observaciones realizadas a partir de ejemplares muestreados desde las capturas comerciales, muestran altos índices de madurez durante todo el año, lo que no permite circunscribir la temporada reproductiva a un período particular del año. Es un pez carnívoro que se alimenta principalmente de eufáusidos y mictófidos (Gálvez *et al.*, 2000).

A pesar de la amplia distribución que presenta este recurso, los antecedentes de la pesquería indican que las capturas de besugo se realizan principalmente entre Pichilemu ( $34^{\circ}23'S$ ) y Lebu ( $37^{\circ}36'S$ ), durante el segundo semestre de cada año. Las capturas las efectúan principalmente naves industriales, que utilizan redes de arrastre de fondo operadas sobre el talud continental a profundidades entre 280 y 310 m. Históricamente las capturas las han realizado 11 naves industriales que aportan el 90% de los desembarques. Los primeros registros oficiales de desembarque de besugo se informan en 1992 con 579 ton extraídas por la flota industrial, aunque es muy probable que el recurso haya sido capturado en forma habitual como fauna acompañante en la pesquería de camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) y merluza común (*Merluccius gayi*). Posteriormente, en el período 1992-1996, los desembarques fueron bajos, con un promedio de 465 ton anuales. Después de esta etapa, los desembarques se incrementan, llegando en el 2000 a un máximo de 5.792 ton y a partir de ese año, comienzan a declinar llegando a cerca de 3.000 ton durante el 2003.

A pesar que los registros oficiales de desembarque de besugo comienzan en 1992, ha existido desde 1987 un progresivo interés para la exportación de este recurso. En este contexto, entre 1987 y 1996 las exportaciones de besugo presentan un carácter exploratorio y orientado a prospectar mercados. Entre 1996 y 2000 se observa un segundo período en las exportaciones, donde las ofertas se incrementan notablemente en relación a años anteriores. De hecho, durante este período las ventas se incrementaron en un 83% promedio anual. El máxi-

mo exportado ocurrió el 2000 con 1.430 ton comercializadas. Un tercer ciclo se presenta entre 2001 y 2003 con una fuerte contracción de las ventas, producto de la disponibilidad del recurso y en menor medida, a las bajas en las cotizaciones de mercados internacionales (información elaborada por el Instituto de Fomento Pesquero de acuerdo a información de aduanas). Históricamente, Estados Unidos ha liderado la demanda de este recurso con una participación promedio de 61%, seguido de Polonia (13%) y Francia (11%).

El importante desarrollo de esta pesquería llevó a las autoridades a tomar algunas medidas administrativas tendientes a la restricción del esfuerzo aplicado. Es así como en julio de 2003 se decretó la suspensión transitoria por un año de solicitudes y otorgamiento de autorizaciones de pesca industrial (Decreto MINECON N°116, del 16 de julio de 2003). El mismo Decreto también fijó una cuota de 3.125 ton de captura de besugo, aplicable en el área marítima correspondiente a la Zona Económica Exclusiva (ZEE) continental e insular en el mismo período. En este mismo contexto, durante el 2004 se declaró a esta pesquería en estado de plena explotación en el mar territorial y ZEE entre Punta Carrizalillo ( $26^{\circ}03'S$ ) y golfo Corcovado ( $43^{\circ}44'S$ ). Bajo el actual esquema de extracción, es de importancia para la conservación del recurso conocer los niveles de biomasa y estado actual de extracción. En este contexto, el objetivo principal de este artículo es evaluar el stock del recurso besugo frente a las costas chilenas y determinar en nivel de explotación al que está sometido actualmente.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Información biológico-pesquera

Se dispone de las bitácoras de pesca, tallas y pesos medios, provenientes del seguimiento de la pesquería demersal centro-sur realizado por el Instituto de Fomento Pesquero (Tascheri *et al.*, 2004). La extensión de las bitácoras de pesca abarca desde 1997 a 2003, lo que permitió obtener una serie de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada mediante la aplicación de modelos lineales generalizados (MLG). De los muestreos a bordo, se obtuvieron las estructuras de tallas y pesos medios por rango de tallas entre 2000 y 2003. Los desembarques fueron extraídos desde los anuarios estadísticos de pesca entre 1997 y 2003. Los parámetros de la his-

toria de vida fueron tomados de Gálvez *et al.* (2000). Estos correspondieron al crecimiento individual de la ecuación de von Bertalanffy ( $L_{\infty} = 45,2$  cm;  $k = 0,112$  año $^{-1}$ ;  $t_0 = -0,775$  año), mortalidad natural ( $M = 0,2$  año $^{-1}$ ) y ojiva de madurez ( $\beta_0 = 15,96$ ;  $\beta_1 = 0,614$  cm $^{-1}$ ).

### Estandarización de la captura por unidad de esfuerzo

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) usualmente es considerada como proporcional a la abundancia, y por tanto, constituye un índice de abundancia relativa y a menudo es la información principal con la que se dispone para realizar una evaluación de stock. Se estandariza la CPUE de besugo empleando un Modelo Lineal General (MLG), debido a que este tipo de modelos permite incorporar tanto variables continuas como categóricas asociadas con la evolución de la flota y que pueden resultar en cambios de la capturabilidad (Quinn & Deriso, 1999). Además, los MLG son flexibles a diferentes formas de analizar la información, en especial en la exploración de diferentes alternativas para la distribución del error (Punt *et al.*, 2000).

Se empleó una serie de datos extendida entre 1997 y 2003 considerando como variables explicatorias de la CPUE los años, meses, zonas de pesca, barco, profundidad de captura y especie objetivo (de aquí en adelante llamado efecto objetivo). Los datos fueron subdivididos latitudinalmente en tres zonas de pesca de acuerdo a la operación de la flota y a los rendimientos de pesca, que fueron: 1) 33°-35°S, 2) 35°-37°S y 3) 37°-41°S.

Existen 24 embarcaciones que reportaron captura de besugo. Sin embargo, la escasa representatividad espacial como temporal de la mayoría de las embarcaciones, llevó a seleccionar un subconjunto de cuatro naves, que acumulan el 57% del total de lances utilizados en este análisis. Los registros de profundidad de los lances fueron divididos en cuatro estratos de acuerdo a los cuartiles del 25, 50 y 75%.

Considerando que esta especie no constituye un recurso objetivo en todos los viajes de pesca, se incluyó como variable explicatoria el efecto (denominado efecto objetivo) que producen aquellos viajes en que el besugo fue declarado como pesca objetivo. Por otra parte, se analizaron modelos con estructuras de error log-normal, gamma y poisson, siendo esta última la que entregó mejor explicación

de la varianza (37%), bajo el mismo número de parámetros estimados. Aunque se probaron interacciones entre los factores, éstas no fueron incluidas, debido a que presentaban una baja explicación de la varianza total y generaban un fuerte desbalance matricial por la relativa baja cantidad de datos. La CPUE anual es función de tres variables estimadas a través del MLG:

$$f(\theta, \mu, \sigma) = CPUE_i = e^{\left(\theta_i + \mu - \frac{\sigma^2}{2}\right)} \quad (1)$$

donde  $\theta_i$  es el coeficiente estimado para el año  $i$ ,  $\mu$  es el intercepto del modelo (media global o referencial) y  $\sigma^2$  es parámetro de dispersión de la distribución asumida para el error.

Como las estimaciones anuales de CPUE se obtienen por máxima verosimilitud, es posible utilizar la propiedad de invarianza de estimadores máximo verosímil, para obtener analíticamente los intervalos de confianza de la CPUE. Por tanto las bandas de confianza  $\alpha\%$ , se definen como:

$$IC_{CPUE}^i = CPUE_i \pm z_{1-\alpha} \sqrt{\hat{v} \cdot CPUE_i}$$

donde  $z$  es el percentil correspondiente de la distribución normal estandarizada y  $v$  es la varianza del estimador de máxima verosimilitud de la CPUE.

### Modelo de evaluación

El modelo es estructurado en tallas con un rango de longitud truncado entre 18 y 45 cm de longitud total (LT) a intervalos de 1 cm. El periodo de modelación se extiende entre 1997 y 2003, con un pulso de reclutamiento anual. La madurez y selectividad son modeladas como ojivas asumidas tiempo invariante dentro del rango de tallas. Los pesos medios por talla y sexo para el periodo de modelación se asumen como valores conocidos.

El estructura poblacional se proyecta hacia adelante especificando primero las condiciones iniciales de la estructura de tallas de la población a enero de 1997. Luego, se utilizan las ecuaciones de abundancia para remover individuos y la distribución de probabilidad del reclutamiento para sumar reclutas al inicio de año (ec. 2). El reclutamiento por año está acotado a un rango de tallas especificado mediante una distribución de probabilidad normal con parámetros estimados en el modelo (ec. 3).

La abundancia  $N$  de ejemplares de talla  $l$  a ini-

cios del año  $t$ , es representada por la ecuación de balance:

$$N_{l,t} = T_{ll'}(N_{l,t-1} \cdot \exp(-Z_{l,t-1})) + R_{l,t} \quad (2)$$

donde  $T$  representa la matriz de transición que modela el crecimiento individual de la talla  $l$  a  $l'$ ,  $Z$  es la mortalidad total, y  $R$ , el reclutamiento anual talla-específico.

De esta manera, el reclutamiento se propone separable en un componente anual ( $R_t$ ) y otro talla-específico ( $V_t$ ) y se expresa por:

$$R_{l,t} = R_t \cdot V_t = R_t \int_l^{l+1} \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp\left[-\frac{(l-\mu)^2}{\sigma^2}\right] dl \quad (3)$$

donde  $\mu$  corresponde a la media y  $\sigma$  a la desviación de una distribución normal de los reclutas.

La relación entre el stock desovante y los reclutas es modelada mediante la ecuación de Beverton-Holt utilizando la reparametrización de Francis (1992). Debido a la corta serie de datos históricos que se dispone de la pesquería de besugo, no es posible obtener información de la biomasa desovante que ha dado origen a los individuos capturados entre 1997 y 2003. Para evitar que los reclutamientos se estimen independientes de la biomasa desovante que le ha dado origen, se construyó una matriz en estado estable para el periodo 1991-1996, donde las variaciones en el reclutamiento provienen exclusivamente de la estocasticidad del ambiente modulado por una función estocástica normal con media 0 y varianza  $\sigma^2$  estimada en el modelo. Tomando una edad de reclutamiento de 6 años (Gálvez *et al.*, 2000), se estiman los reclutamientos teóricos para el periodo 1997-2003, los cuales son penalizados con respecto a los reclutamientos estimados en el ajuste del modelo B-H. La biomasa desovante virginal se estimó como un promedio de las biomassas desovantes en el periodo 1991-1996. Aunque antes de 1997 se registraron desembarques de besugo, estos fueron bajos (8% sobre el total de desembarques oficiales registrados en el periodo 1992-2003), por lo tanto para efectos de cálculo se considera este periodo como virginal de la pesquería, donde los cambios en las abundancias están en función de la mortalidad natural y los reclutamientos modulados por la estocasticidad del ambiente.

Uno de los principales procesos poblacionales en un modelo de evaluación basado en talla, es la

probabilidad que un organismo crezca desde una talla a otra en un intervalo de tiempo dado (Sullivan *et al.*, 1990). Esta probabilidad se modela a través de una matriz de transición talla-específica (ecs. 4 y 5). De esta forma, las ecuaciones de abundancia poblacional (ecs. 2 y 3) reducen la población de un periodo a otro por decaimiento exponencial producto de la mortalidad natural y por pesca, mientras que el crecimiento en talla (modelo von Bertalanffy) se modela por una matriz de transición de parámetros estimados en el modelo. El crecimiento en longitud es considerado al inicio del año, para observar posteriormente la reducción de abundancia por mortalidad natural y por pesca. En términos matemáticos, el crecimiento se define mediante un modelo tipo gamma, cuya variable aleatoria corresponde al incremento en longitud anual esperado para cada talla. Lo anterior se traduce en una matriz de transición consecuente con lo propuesto por Sullivan *et al.* (1990).

$$T_{ll'} = \int_l^{l+1} \frac{(l'-l)^{\alpha_l-1} \exp\left(-\frac{l'-l}{\beta_p}\right)}{\beta_p^{\alpha_l} \Gamma(\alpha_l)} dl \quad (4)$$

donde  $\beta_p$  es un parámetro de proporcionalidad que modula la variación del crecimiento individual y  $\alpha_l$  es función del incremento anual en tallas:

$$\alpha_l = \frac{l'-l}{\beta_p} = \frac{(l - L_{95})(1 - \exp(-k))}{\beta_p} \quad (5)$$

La remoción de individuos de la población producto de la mortalidad por pesca se asume separable en una componente anual ( $F_t$ ) y otra talla-específico ( $S_t$ ) de la forma

$$F_{l,t} = F_t \cdot S_t = \frac{F_t}{1 + \exp\left(-\ln(19) \frac{L_{50} - l}{L_{95} - L_{50}}\right)} \quad (6)$$

donde  $F_t$  es la mortalidad anual de los ejemplares completamente reclutados a la pesquería,  $S_t$  es el patrón de explotación de la flota talla-específico, y  $L_{50}$  y  $L_{95}$  corresponden a la talla al 50 y 95% de reclutamiento a la pesquería, respectivamente.

El coeficiente de capturabilidad que relaciona la CPUE estimada y la biomasa media vulnerable por la flota, se calcula como la razón entre la CPUE

observada y la biomasa vulnerable a mitad del año (ec. 8).

El modelo es ajustado a los desembarques ( $Y$ ), CPUE y capturas por tallas observadas ( $C_l$ ), según las siguientes ecuaciones:

$$\hat{Y}_t = \sum_l N_{l,t} \cdot w_l \frac{F_{l,t}(1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}} \quad (7)$$

$$CPUE_t = q \sum_l N_{l,t} \cdot w_l \frac{S_l(1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}} \quad (8)$$

$$\hat{C}_{l,t} = N_{l,t} \frac{F_{l,t}(1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}} \quad (9)$$

donde:  $w_l$  es el peso estimado de un individuo de talla  $l$ ,  $S_l$  es el patrón de explotación de la flota y  $q$  es el coeficiente de capturabilidad de la flota comercial.

La optimización se efectúa minimizando el producto entre la función de log-verosimilitud negativa, la cual sintetiza la estructura del error de los datos observados y la distribución *a priori* de los parámetros del modelo y penalizaciones, expresada por

$$-\ln P(\theta/X) = \ln L(Y/\theta) + \ln L(CPUE/\theta) + \\ + \ln L(p/\theta) + \sum_i \ln p(\theta_i) \quad (10)$$

donde:  $p(\theta_i)$  es la distribución *a priori* del  $i$ -esimo parámetro,  $P(\theta/X)$  es la función de probabilidad *a posteriori* conjunta condicionada al vector de parámetros y distribuciones *a priori* (Hilborn *et al.*, 1994), y son las contribuciones a la verosimilitud. La función de verosimilitud resume la información recolectada por la pesquería, de este modo la contribución a la función objetivo proviene de tres fuentes:

(i) multinomial de la composición por talla de los desembarques,

$$\ln(\hat{p} | \theta) = \sum_t n_t \sum_l p_{l,t} \log(\hat{p}_{l,t}) \quad n = 200 \quad (11)$$

donde:

$$\hat{P}_{l,t}^f = \frac{\hat{C}_{l,t}}{\sum_l \hat{C}_{l,t}}$$

y  $n$  es el número de muestra teórica.

(ii) log-normal de los desembarques

$$\ln L(Y | \theta) = \frac{1}{2cv_Y^2} \sum_t (\ln(Y_t) - \ln(\hat{Y}_t))^2 \quad (12)$$

$$cv_y = 0,1$$

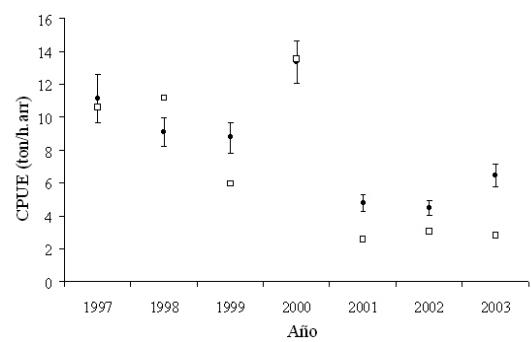
donde:  $cv_y$  es el coeficiente de variación para los desembarques.

(iii) log-normal de la CPUE

$$\ln L(CPUE | \theta) = \frac{1}{2cv_U^2} \sum_t \ln \left( \frac{CPUE_t}{CPUE_t} \right)^2 \quad (13)$$

$$cv_U = [0, 4 0, 3 0, 3 0, 3 0, 2 0, 2 0, 2, 2]$$

Se consideraron diferentes coeficientes de variación ( $cv_U$ ) a través de los años en la verosimilitud de la CPUE (ec. 13). Estos valores se seleccionaron en base a dos criterios: 1) los intervalos de confianza teóricos encontrados en la estandarización de la CPUE (Fig. 1), y 2) considerando que los primeros años son menos informativos en la pesquería por tratarse de un proceso de aprendizaje por parte de los capitanes de pesca que capturan el recurso besugo.



**Figura 1. CPUE estandarizada (círculos), CPUE nominal (cuadrados) e intervalos del 95% de confianza (línea vertical)**

**Figure 1. Standardized CPUE (circles), nominal CPUE (squares) and confidence intervals (vertical line).**

Diversas penalizaciones se realizaron para permitir una mejor búsqueda de soluciones parsimoniosas y biológicamente plausibles. Estas se realizaron sobre: 1) los parámetros del patrón de explotación; 2) los reclutamientos estimados como parámetros en contraste con los reclutamientos teóricos (período 1992-1996); 3) los parámetros de distribución de probabilidad de las tallas en los reclutamientos; 4) los parámetros de crecimiento y 5) mortalidades por pesca anual.

Con el objetivo de profundizar en el diagnóstico del recurso, se estimaron los puntos biológicos de referencia (PBR) basados en la biomasa desovante por recluta (BPR). Se utilizó una versión discreta de los modelos genéricos de rendimiento por recluta (Quinn & Deriso, 1999). Los PBR estimados fueron  $F_{66\%}$ ,  $F_{45\%}$ ,  $F_{40\%}$  y  $F_{33\%}$  cuyos valores corresponden a la tasa de mortalidad por pesca al nivel de una biomasa desovante por recluta del 66, 45, 40 y 33% del valor no explotado (BPR cuando  $F = 0$ ). Además, se estimó el  $F_{act}$  que corresponde al nivel de BPR en la mortalidad por pesca el 2003.

## RESULTADOS

La figura 1 muestra el resultado de la estandarización de la CPUE con sus bandas de confianzas y los rendimientos nominales para besugo durante el período 1997-2003. Los factores año, barco, mes, profundidad, objetivo y zona fueron significativos ( $p < 0,05$ ) en la explicación de la CPUE (Tabla 1).

La capacidad de ajuste del modelo (Fig. 2) que-

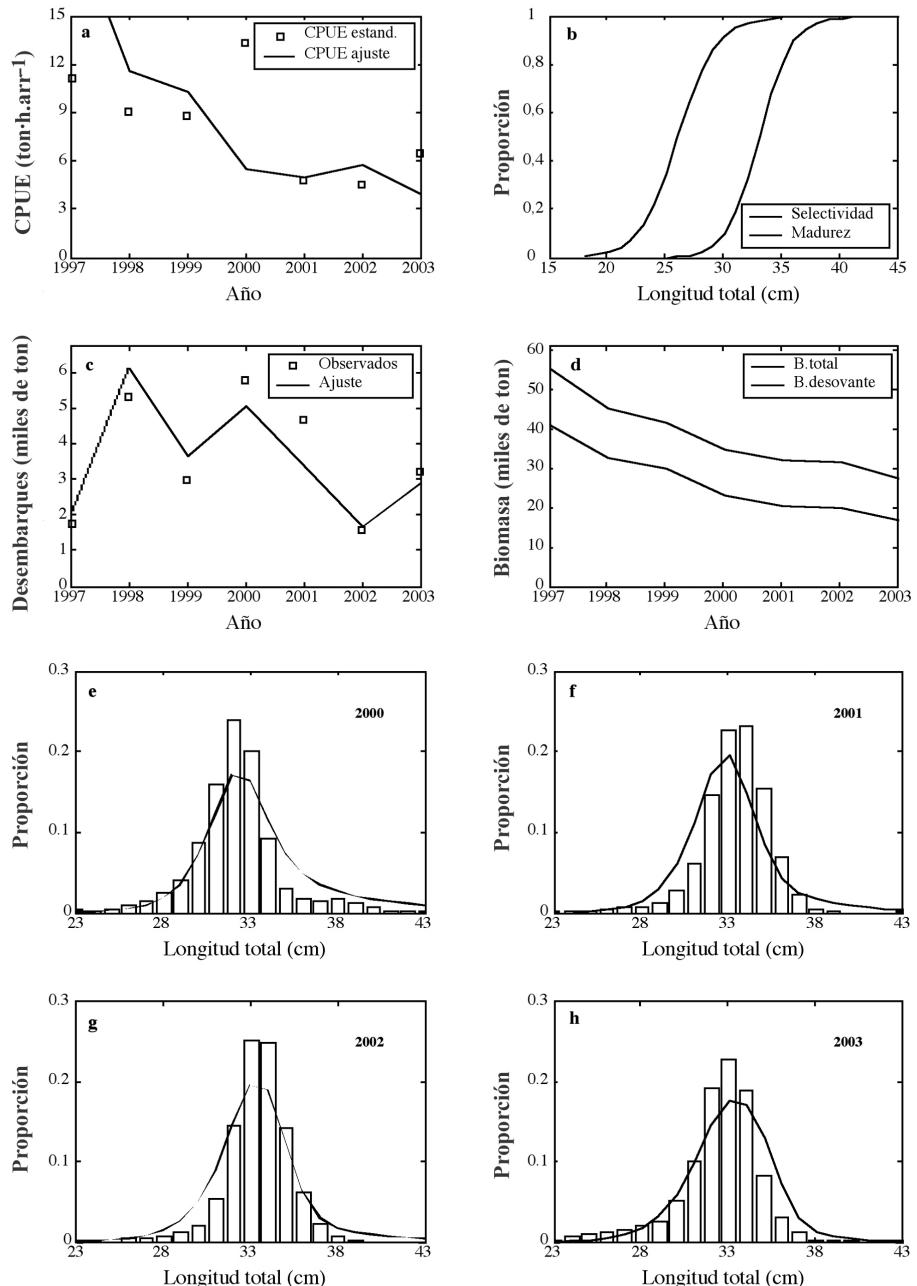
da de manifiesto al comparar los datos observados con las predicciones del modelo. El modelo recoge satisfactoriamente la tendencia de los registros de desembarque en el período 1997-2003 (Fig. 2c). Por otra parte, aunque se recoge la tendencia general en la CPUE (Fig. 2a), ésta no presenta un buen ajuste para los primeros años debido a la penalización a la que es sometida durante estos años iniciales de la pesquería. Esto se debe a las consideraciones respecto a los intervalos de confianza en la CPUE estimada y procesos de aprendizaje de pesca.

Aunque la pesca de besugo se encuentra asociada a la pesquería industrial de merluza común, la mayor proporción de los desembarques no puede ser catalogada como fauna acompañante. Los viajes de pesca en este recurso tienden a ser desarrollados por cuatro embarcaciones particulares de la flota. El régimen operacional tradicional de estas embarcaciones consta de viajes de pesca de 1 a 4 días, lo que está en directa relación a la abundancia relativa encontrada en los caladeros, al volumen de pesca buscado y a la embarcación que realiza la pesca (Tascheri *et al.*, 2002). Desde este punto de vista, la CPUE estandarizada podría constituir una serie válida como índice de abundancia relativo en el besugo. En el período 1997-2000 la captura de besugo se realizaba principalmente durante el último trimestre de cada año, coincidiendo con el término de la cuota global asignada a la merluza común. Este período es conocido como “carrera olímpica”, donde las embarcaciones compitieron por capturar antes que otras, la mayor fracción de la cuota de captura de merluza común. El efecto de la “carrera olímpica”

**Tabla 1. Porcentaje de la variación de las tasas de captura explicadas por el modelo log-normal.**

**Table 1. Catch rates variation percentages explained by log-normal model.**

Modelo	% explicación	Deviance	p (valor F)
Nula	–	47621,15	–
Variable explicatoria			
Año	22,48	10707,03	0
Tipo de barco	9,86	4695,22	0
Mes	2,70	1291,00	0
Estrato de profundidad	1,49	707,28	0
Efecto objetivo	0,50	238,71	0
Zona	0,30	148,54	0
Total	37,33	17787,78	–



**Figura 2. Ajuste del modelo a los datos provenientes de la pesquería entre 1997 y 2003.** a) ajuste de la CPUE estandarizada, b) ojiva de selectividad ajustada y madurez sexual usada en la modelación, c) ajuste de los desembarques entre 1997 y 2003, d) biomasa total y desovante estimada, e-h) estructuras de talla ajustadas entre 2000 y 2003.

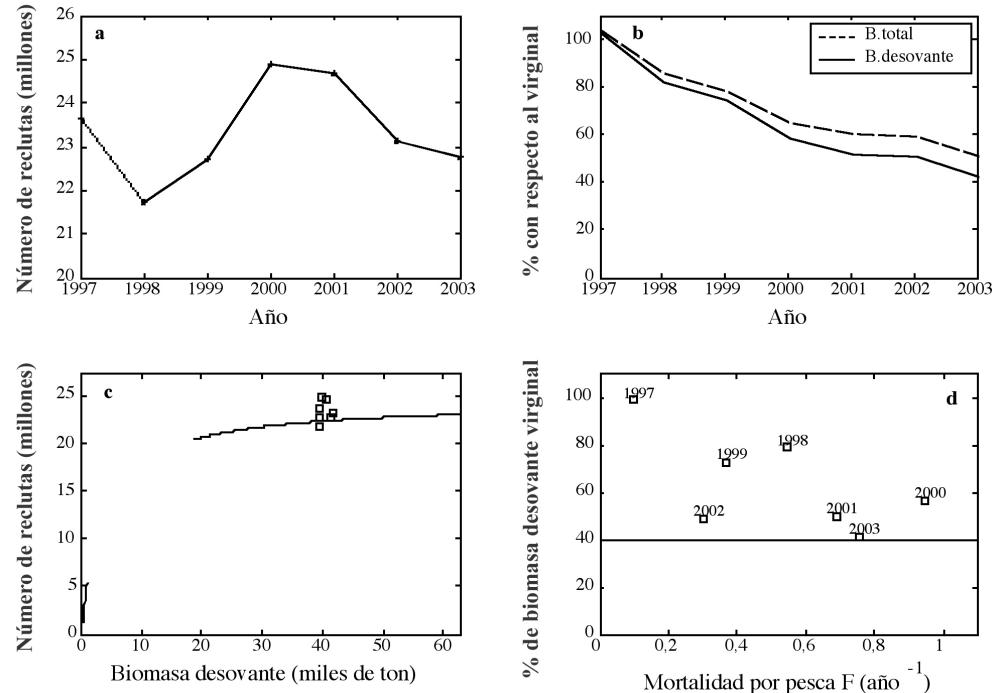
**Figure 2. Data from fishery between 1997 and 2003, and adjusted model.** a) adjusted to standarized CPUE data, b) selectivity ogive adjusted and sexual maturity used on the model, c) landings adjusted between 1997 and 2003, d) total and spawning biomass, e-h) size structure adjusted between 2000 y 2003.

ca" presenta un régimen atípico durante el 2000 donde la cuota de merluza común se termina rápidamente, dando paso a tres meses de altos rendimientos en las capturas de besugo, hecho que explicaría el comportamiento de ese año (Fig. 1). A partir del 2001, luego de la entrada en vigencia del Límite Máximo de Captura por Armador (LMCA), las embarcaciones comenzaron a experimentar cambios en la intencionalidad de pesca en concomitancia con dificultades para obtener buenos rendimientos en los caladeros ya identificados de besugo, hecho que se ve mayormente reflejado durante el 2002 (Tascheri *et al.*, 2003). Desde este punto vista, se podría considerar que la CPUE estandarizada entrega un índice de abundancia válido, a excepción del 2000. Lo anterior es consistente con las estimaciones de CPUE del modelo de evaluación (Fig. 2a), puesto que la estimación no puede recoger el dato de CPUE observado durante ese año.

La tendencia general recogida en la CPUE se refleja en las estimaciones de biomasa, donde se observa una disminución gradual de éstas desde 1997 hasta 2003 (Fig. 2d). Con respecto a la ojiva de madurez y patrón de selectividad se observa que este último se encuentra desplazado a la derecha con respecto a la madurez (Fig. 2b). Las consideraciones poblacionales derivadas de este desfase de las ojivas se analizan más adelante.

Las figuras 2e a 2h indican que los ajustes son consistentes con las estructuras de tallas observadas. Una particularidad de esta pesquería es la invarianza de la estructura de tallas a través de los años, lo cual es una consecuencia directa de la biología poblacional de besugo, y que hace a las estructuras de tallas poco informativas de los procesos poblacionales (*e.g.* reclutamiento).

En la figura 3 se presentan los reclutamientos y porcentajes de la biomasa virginal para los ajustes



**Figura 3. Reclutamientos estimados y porcentajes de biomasa virginal. a) reclutamientos, b) porcentaje de biomasa total y desovante respecto a la biomasa virginal, c) relación stock recluta y reclutamientos estimados en 1997-2003, d) porcentaje de la biomasa desovante virginal respecto a la mortalidad por pesca.**

**Figure 3. Estimated recruitments and virginal biomass percentages. a) recruitments, b) total and spawning biomass percentages respect to virginal biomass, c) stock-recruitment relationship and estimates of recruitment between 1997 and 2003, d) percentages of spawning virginal biomass with respect to fishing mortality.**

**Tabla 2. Estimaciones del modelo propuesto para la biomasa total, biomasa desovante, reclutamientos y mortalidades por pesca.**

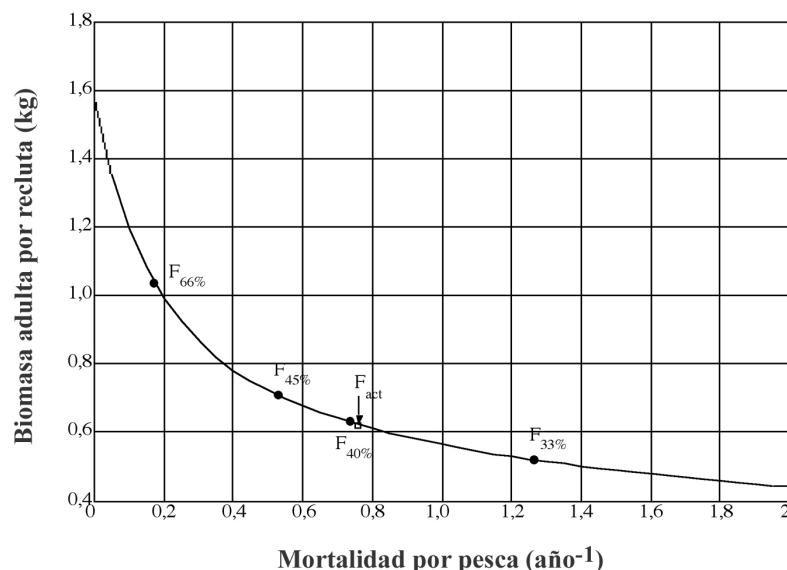
**Table 2. Total biomass, spawning biomass, recruitments and fishing mortalities estimated by the proposed model.**

Año	Biomasa total (ton)	Biomasa desovante (ton)	Reclutamiento (número)	Mortalidad por pesca (año <sup>-1</sup> )
1997	55.745	41.230	23.643.434	0,100
1998	45.782	32.919	21.718.131	0,546
1999	41.947	30.205	22.711.841	0,369
2000	34.858	23.407	24.863.141	0,945
2001	32.248	20.787	24.668.211	0,689
2002	31.743	20.391	23.111.803	0,300
2003	27.474	17.117	22.748.232	0,754

del modelo. Una simple inspección de estos resultados muestra un declive constante en el porcentaje de biomasa virginal, que a simple vista es inconsistente con la estabilidad en magnitud de los reclutamientos en el periodo 1997-2003. Sin embargo, hacemos notar que la estabilidad de los reclutamientos es producto que estos fueron derivados desde biomassas desovantes en estado estable, salvo los reclutas del 2003, cuyo stock parental estuvo bajo efectos de mortalidad por pesca. Por otra parte, en la actualidad se observa que las biomassas desovante

y totales se encuentran muy cercanas al 40% respecto a la condición virginal (Figs. 3b y 3d). La tabla 2 presenta los resultados de algunas cantidades de interés para el manejo pesquero.

En la figura 4 se presentan las estimaciones del análisis de BPR con los PBR estimados. Este análisis corrobora lo que se observa en las figuras 3b y 3d, por cuanto, al nivel de mortalidad por pesca actual ( $F_{act}$ ), la población se mantiene en niveles muy cercanos el 40% de la biomasa desovante virginal (Fig. 4).



**Figura 4. Biomasa desovante por recluta y puntos de referencia biológicos de  $F_{66\%}$ ,  $F_{45\%}$ ,  $F_{40\%}$ ,  $F_{33\%}$ .  $F_{act}$  indica la mortalidad por pesca en 2003.**

**Figure 4. Spawning biomass per recruit and biological reference points of  $F_{66\%}$ ,  $F_{45\%}$ ,  $F_{40\%}$ ,  $F_{33\%}$ .  $F_{act}$ , which indicate the fishing mortality on 2003.**

## DISCUSION

Debido a que el recurso besugo comienza a ser capturado a una talla y edad mayor que cuando ocurre la madurez masiva de los individuos, las probabilidades de presentar una sobreexplotación por crecimiento son bajas. Desde este punto de vista se deben tomar en cuenta los PBR que tiendan a evitar una eventual sobrepesca por reclutamiento, considerando aquellos PBR que entreguen un diagnóstico respecto a la biomasa desovante disponible cada año para la renovación poblacional. En este contexto, aquí se utilizaron los PBR provenientes de la biomasa desovante por recluta (BPR). Al respecto se puede señalar, que la mortalidad por pesca 2003 ( $F_{act}$ ), se encuentra muy cercana al criterio de  $F_{40\%}$  (Fig. 4). Además, la curva de BPR presenta ausencia de elasticidad, en el sentido que a niveles bajos de mortalidad por pesca, la curva cambia rápidamente desde un nivel de  $F_{66\%}$  a  $F_{45\%}$ , pero cuando se aumentan los niveles de mortalidad por pesca por sobre  $F_{33\%}$ , los niveles de BPR son estables. Bajo el esquema selectivo actual, esto produciría (independiente de las altas mortalidades por pesca que podrían existir en la población) el escape de una fracción de desovantes, permitiendo sustentar la población, aunque a niveles bajos de stock y por lo tanto no recomendable como política pesquera. Esto sería consecuencia del alto desplazamiento que tiene la ojiva de selectividad con respecto a la ojiva de madurez, lo que podría encontrar una consecuencia ecológica por cuanto se cree que los individuos se encuentran desagregados por tallas en profundidad, haciendo vulnerable a la pesca sólo la fracción más adulta de la población (Gálvez *et al.*, 2000). Este esquema señala que los adultos de esta especie se agruparían densamente en las pendientes de los montes submarinos o sobre el talud continental, mientras que los juveniles se concentrarían aparentemente en la plataforma continental en forma más disgregada.

Aunque la información disponible permitió tener un acercamiento a la dinámica del recurso, aún existen vacíos de información que pueden ser útiles abordar en evaluaciones futuras. Primero, la base de datos no dispone de registros históricos, en comparación con las bases de datos disponibles para otras pesquerías chilenas. Segundo, existe un escaso conocimiento de los procesos biológicos de esta especie, así como respecto a la identificación de stock. Tercero, es siempre discutible el uso de un índice de abundancia de una especie que es de interés se-

cundario en una pesquería. Sin embargo, los supuestos plausibles en los modelos de procesos, así como el procedimiento en la estandarización de la CPUE, pueden disminuir la incertidumbre en la evaluación y posterior diagnóstico de la población de besugo en Chile.

Debido a la corta serie de datos analizados, no es posible obtener los excedentes productivos de una forma analítica y por lo tanto conocer de mejor manera el estado de la pesquería. Sin embargo, como ya se ha señalado, los cardúmenes capturados de besugo en las costas chilenas en 2003 se encuentran muy cercanos al  $F_{40\%}$ . Desde este punto de vista, Rosenberg *et al.* (1994) señalan que en particular los rangos de  $F_{20\%}$  y  $F_{30\%}$  han sido frecuentemente caracterizados como umbrales para la sobrepesca por reclutamiento, mientras que el  $F_{40\%}$  es más bien caracterizado como una variable proxy para una mortalidad por pesca en el máximo rendimiento sostenible ( $F_{MRS}$ ). Este mismo planteamiento es apoyado por Mace & Sissenwine (1993) quienes señalan que el punto de  $F_{20\%}$  puede ser usado como umbral de la sobrepesca por reclutamiento para stocks de los que se disponga de alto conocimiento biológico y presenten una alta resiliencia, mientras que  $F_{30\%}$  es usado como un umbral para stocks donde se disponga de menor conocimiento y presenten una baja resiliencia. En este mismo sentido, Gabriel & Mace (1999) recomiendan usar como mortalidades por pesca proxy del MRS a  $F_{30\%}$  en aquellos stocks en los que se cree presenten una alta resiliencia;  $F_{40\%}$  para stocks que se crea, presenten una baja a moderada resiliencia, mientras  $F_{35\%}$  debiera ser usado en stocks con una resiliencia "promedio". Bajo este planteamiento, si se consideran las características de historia de vida del besugo, se podría considerar que presenta de una baja a moderada resiliencia y por lo tanto  $F_{40\%} \uparrow F_{MRS}$ . El diagnóstico de esta pesquería es que se ha alcanzado un umbral de explotación y por tanto se ha extraído el excedente productivo al encontrarse en el 2003 valores de mortalidad por pesca cercanos al nivel de MRS. A este planteamiento se debe agregar el comportamiento de un leve aumento que ha tenido la proporción de juveniles en las capturas, como la desaparición en las estructuras de la fracción de individuos sobre los 37 cm (Wiff, 2004), que vendrían a apoyar este diagnóstico. Esto se debe a que cuando se han alcanzado niveles altos de mortalidad por pesca, la población tiende a juvenilizarse. Esta situación se evidencia en las estructuras de tamaño, con la caída en las tallas medias y subsiguiente desaparición de los individuos más grandes y más longevos.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es financiado en el marco del Proyecto de Investigación y CTP Alfonsino y Besugo 2005 y por Programa de Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales: Pesquería Demersal Centro Sur, desarrollados por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). Se desea agradecer al profesor Rubén Roa por la ayuda estadística en la determinación de la CPUE y a tres revisores anónimos cuyos comentarios ayudaron a enriquecer el presente artículo.

## REFERENCIAS

- Francis, R. 1992.** Use of risk analysis to assess fishery management strategies: a case of study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on Chatham Rise, New Zealand. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49: 922-930.
- Gabriel, W. & P. Mace. 1999.** A review of biological reference point in the context of the precautionary approach. *NOAA. Tech. Memo, NMFS-F/SPO*, 40: 34-44.
- Gálvez, M., H. Rebolledo, C. Pino, L. Cubillos, A. Sepúlveda & A. Rojas. 2000.** Parámetros biológico-pesqueros y evaluación de stock de besugo (*Epigonus crassicaudus*). *Instituto de Investigación Pesquera. Informe Final*, 110 pp.
- Hilborn, R., E. Pikitch & M. McAllister. 1994.** A Bayesian estimation and decision analysis for an age-structured model using biomass survey data. *Fish. Res.*, 19: 17-30.
- Mace, P. & M. Sissenwine. 1993.** How much spawning per recruit is enough? En: S. Smith, J. Hunt & D. Rivard (eds.). *Risk evaluation and biological reference point for fisheries management*. *Can. Sp. Pub. Fish. Aquat. Sci.*, 120: 101-118.
- Parin, N. 1987.** The system of oceanic ichthyocenose and its commercial potential. En: *Biologicheskie resursy otkrytogo okeana* (Biological resources of the open ocean). Nauka, Moscow, pp. 138-163.
- Punt, A., T. Walker, B. Taylor & F. Pribac. 2000.** Standardization of catch and effort data in a spatially-structured shark fishery. *Fish. Res.*, 45: 129-145.
- Quinn II, T. & R. Deriso. 1999.** Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, New York, 542 pp.
- Rosenberg, A., P. Mace, G. Thompson, G. Darcy, W. Clark, J. Collie, W. Gabriel, A. MacCall, R. Methot, J. Powers, V. Restrepo, T. Wainwright, L. Botsford, J. Hoening & K. Stokes. 1994.** Scientific review of definitions of overfishing in U.S. fishery management plans. *NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO*, 17: 205 pp.
- Sullivan, P., Han-Lin Lai & V. Gallucci. 1990.** A catch-at-length analysis that incorporates a stochastic model of growth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 184-198.
- Tascheri, R., Z. Young, J. Sateler, J. Merino, J. González, E. Díaz, Y. Muñoz, V. Ojeda, J. Olivares, R. Gili, R. Bravo, M. Nilo & E. Palta. 2002.** Investigación situación pesquería demersal zona centro-sur, 2001. *Subsecretaría de Pesca-Instituto de Fomento Pesquero. Informe Final*, 316 pp.
- Tascheri, R., J. Sateler, J. Merino, O. Carrasco, J. González, E. Díaz, V. Ojeda, J. Olivares, R. Gili, R. Bravo & L. Cid. 2003.** Investigación situación pesquería demersal zona centro-sur, 2002. *Subsecretaría de Pesca-Instituto de Fomento Pesquero. Informe Final*, 309 pp.
- Tascheri, R., J. Sateler, V. Ojeda, J. Olivares, R. Vega, R. Wiff, M. Montecinos, L. Cid, J. Merino, J. González, C. Toledo & E. Palta. 2004.** Investigación situación pesquería demersal zona centro sur, 2003. *Subsecretaría de Pesca-Instituto de Fomento Pesquero. Informe Final*, 270 pp.
- Wiff, R. 2004.** Investigación CTP alfonsino y besugo 2005. Fase I. *Subsecretaría de Pesca-Instituto de Fomento Pesquero. Informe Final*, 55 pp.