

Evaluación talla estructurada de los stocks de *Ensis macha* y *Tagelus dombeii* en el Golfo de Arauco, Chile

Size structured stock assessment of *Ensis macha* and
Tagelus dombeii in the Gulf of Arauco, Chile

Aldo F. Hernández¹, Luis A. Cubillos¹ y Renato A. Quiñones^{1,2}

¹Programa de Magíster en Ciencias Mención Pesquerías, Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, Barrio Universitario S/N, Casilla 160-C, Concepción, Chile. ahernandezr@udec.cl; aldo.hernandez.r@gmail.com

²Centro de Investigación Oceanográfica en el Pacífico Sur oriental (COPAS), Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, Barrio Universitario S/N, Casilla 160-C, Concepción, Chile

Abstract. - A stock assessment of *Ensis macha* and *Tagelus dombeii* for the fishery within the Gulf of Arauco, Chile was conducted from 1996 to 2007. The stock assessment model consisted of: (i) a general model of species-specific population dynamics, ii) models for the observations of annual catches, size composition and catch per unit effort; iii) log-likelihood functions for each segment of information and penalties, and iv) a numerical estimation process. The estimation process allows the simultaneous determination of population parameters such as von Bertalanffy growth parameters, rate of natural mortality at age, fishing mortality rates, selectivity, and recruitment. The results for *E. macha* show clear signs of overfishing between 1996 and 2007, with a critical condition existing in regards to spawning stock and recruitment; the size and age structure in the landings indicates fishing activities are selecting fish that are smaller than the size at first maturity. In the case of *T. dombeii*, some signs of over exploitation are also detected but with spawning stock and recruitments healthier than that observed in the case of *E. macha*. Nevertheless, the size and age structure of the landings shows high dependence on the annual recruitment for the success of the fishery. The parental stocks of both species show clear declining trends, which is strongly affecting recruitments to the fishery. Our results demonstrate that it is critical to decrease the amount of fishing and improve the selectivity of the fishery. If changes towards this direction are not carried out, the sustainability of these fisheries is under threat.

Key words: Stock assessment, razorfish, razor clams, Humboldt Current System, artisanal fisheries

Resumen. - Se evaluaron los stocks de *Ensis macha* y *Tagelus dombeii*, para la pesquería desarrollada en el Golfo de Arauco, Chile, entre 1996 y 2007. Se utilizó un modelo de evaluación de stock, que consiste en: i) un modelo general de dinámica poblacional especie-específica, ii) modelos para las observaciones de capturas anuales, composición por tamaños y captura por unidad de esfuerzo; iii) funciones de log-verosimilitud para cada segmento de información y penalizaciones y; iv) un proceso de estimación numérica. El proceso de estimación permite la determinación simultánea de los parámetros poblacionales, tales como los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy, la tasa de mortalidad natural a la edad, tasas de mortalidad por pesca, selectividad, y reclutamientos. Para *E. macha* se indican síntomas claros de sobreexplotación entre los años 1996 y 2007, con una condición de stock desovante y reclutamientos crítica y una estructura de tamaños y edades en los desembarques que dan cuenta de selectividades inferiores a la talla de primera madurez. Para el caso de *T. dombeii*, también se detectan algunos síntomas de sobreexplotación, con una condición de stock desovante y reclutamientos más saludable que la observada en el caso de *E. macha*, pero con una estructura de tamaños y edades en los desembarques que evidencian una alta dependencia de los reclutamientos anuales para el éxito de la actividad. Los stocks parentales de ambas especies muestran tendencias descendentes marcadas, lo cual a su vez estaría afectando de manera importante los reclutamientos a la pesquería. A la luz de los resultados es evidente que en el caso de las pesquerías de huepo y navajuela del Golfo de Arauco es prioritario disminuir el esfuerzo de pesca y mejorar la selectividad en la extracción. En caso que no se realicen cambios en este sentido la sustentabilidad de estas pesquerías puede verse seriamente comprometida.

Palabras clave: Evaluación de stocks, huepo, navajuela, Sistema de la Corriente de Humboldt, pesca artesanal

INTRODUCCIÓN

El Golfo de Arauco, situado en la costa centro-sur de Chile entre los 36°75'S y los 37°10'S, es el mayor cuerpo de agua semicerrado con abertura hacia el ecuador en la zona, con una superficie aproximada de 500 km² (20 x 25 km de lado en las direcciones norte-sur y este-oeste, respectivamente). Por su ubicación, es parte del Sistema de la Corriente de Humboldt, la cual en promedio fluye hacia el norte (Strub *et al.* 1998). Distintos forzantes de tipo regional y local son responsables de altas productividades al interior de este golfo, las que se han evidenciado a través de mediciones de producción primaria *in situ* (Daneri *et al.* 2000), mediciones de clorofila y fluorescencia *in situ* (Djurfeldt 1994) e imágenes satelitales (Thomas 1999), todas las cuales dan cuenta de uno de los más altos valores de producción primaria estimadas en Chile (19,9 g C m⁻² d⁻¹, Daneri *et al.* 2000).

En el Golfo de Arauco se desarrollan un gran número de pesquerías artesanales con alto impacto social y económico local (Melo *et al.* 2005), siendo la pesquería de huego *Ensis macha* Molina, 1782 (Mollusca: Pelecypoda: Solenidae) y navajuela *Tagelus dombeii* Lamarck, 1818 (Mollusca: Verenoida: Solecurtidae), la principal actividad extractiva de moluscos. Esta pesquería representa el 75% de los desembarques nacionales de ambas especies y más del 20% del desembarque artesanal nacional de moluscos.

La actividad extractiva del recurso huego en el Golfo de Arauco se inició el año 1989 con un aporte de 117 ton (Ariz *et al.* 2007). A partir de 1993 las capturas de huego y navajuela en el Golfo de Arauco, han representado más del 55% del desembarque regional de moluscos. La pesquería reúne a más de 400 embarcaciones artesanales y un número estimado de más de 1200 buzos mariscadores. El principal centro de desembarque de esta pesquería dentro del Golfo de Arauco, corresponde a la localidad de Tubul (37°13'51"S; 73°26'27"W; Fig. 1), puerto en el cual se desembarca más del 95% de las capturas regionales de ambas especies, a partir de bancos ubicados entre las localidades de Arauco, Punta Lavapié e Isla Santa María (Lépez *et al.* 1997, Melo *et al.* 2005).

Los recursos huego y navajuela son moluscos bivalvos que habitan fondos blandos de playas arenosas, presentan comportamiento sedentario en cuanto a alimentación y reproducción. El huego se distribuye en el Pacífico Sudoriental desde Perú (27°S) al Estrecho de Magallanes (55°S), cubriendo en el Océano Atlántico hasta la zona del Golfo de San Matías, al norte de la Patagonia Argentina (Barón *et al.* 2004). Batimétricamente, es posible encontrarlo a profundidades que pueden alcanzar hasta 55 m (Molinet *et al.* 2007). El ciclo reproductivo de

esta especie presenta periodicidad anual con un máximo de desove identificado entre noviembre y diciembre (Jaramillo *et al.* 1998) y con una talla de primera madurez determinada en 102,4 mm (1,6 años de edad; Lépez *et al.* 1997). Por su parte, la navajuela se distribuye desde Bahía Shecurra (Perú) hasta el Golfo de Corcovado (extremo sur de Chiloé) a profundidades normalmente inferiores a 16 m (Molinet *et al.* 2007), observándose una zonación batimétrica entre adultos (0 a 5 m de profundidad) y juveniles (13 a 16 m de profundidad). Su ciclo reproductivo presenta un desove principal entre octubre y diciembre (Jaramillo *et al.* 1998), alcanzando la primera madurez a los 50,6 mm (2 años de edad; Lépez *et al.* 1997). El crecimiento de ambas especies se caracteriza por ser relativamente rápido y ha sido descrito mediante la función de crecimiento de von Bertalanffy en los trabajos de Jaramillo *et al.* (1998) y Chong *et al.* (2001).

Los ambientes físicos habitados por ambas especies en la zona de estudio (Golfo de Arauco) y en otras áreas del país (Corral, Coihuin) están caracterizados principalmente por predominancia de fracciones texturales del tipo arena (90% a 95% en promedio; tamaño medio grano 0,8 a 2,3 phi) con baja representatividad de agregados biogénicos y porcentajes de materia orgánica normalmente inferiores a 2%, lo que da cuenta de fondos poco enriquecidos orgánicamente (Jaramillo *et al.* 1998, Navarro *et al.* 2008). La dinámica de los reclutamientos ha sido caracterizada para ambas especies como acotada temporalmente y asociada a los primeros meses del año (Jaramillo *et al.* 1998). Los aspectos en los que aún existe desconocimiento para ambas especies se relacionan con la determinación de la dinámica poblacional, la estructura espacial de las poblaciones o subpoblaciones que conforman focos de explotación pesquera y la duración de los estados planctónicos, su capacidad de desplazamiento o dispersión y las características de los procesos asentamiento larval.

Los procesos de dispersión larval y el asentamiento se relacionan estrechamente con la distribución y abundancia de especies bentónicas (Roughgarden *et al.* 1988, Young 1990, Levin 2006) y dan cuenta de la conectividad de unidades subpoblacionales (Pineda *et al.* 2007). La conectividad, definida como el intercambio de individuos entre subpoblaciones geográficamente separadas (Cowen *et al.* 2007), y su relación con la estructuración de poblaciones bentónicas mediante la aplicación de la teoría de metapoblaciones (Levins 1969), han demostrado ser ideas especialmente útiles en la explicación del funcionamiento de los procesos que estructuran las poblaciones marinas (Hanski & Gilpin 1991). El entendimiento cabal de estos procesos se ha

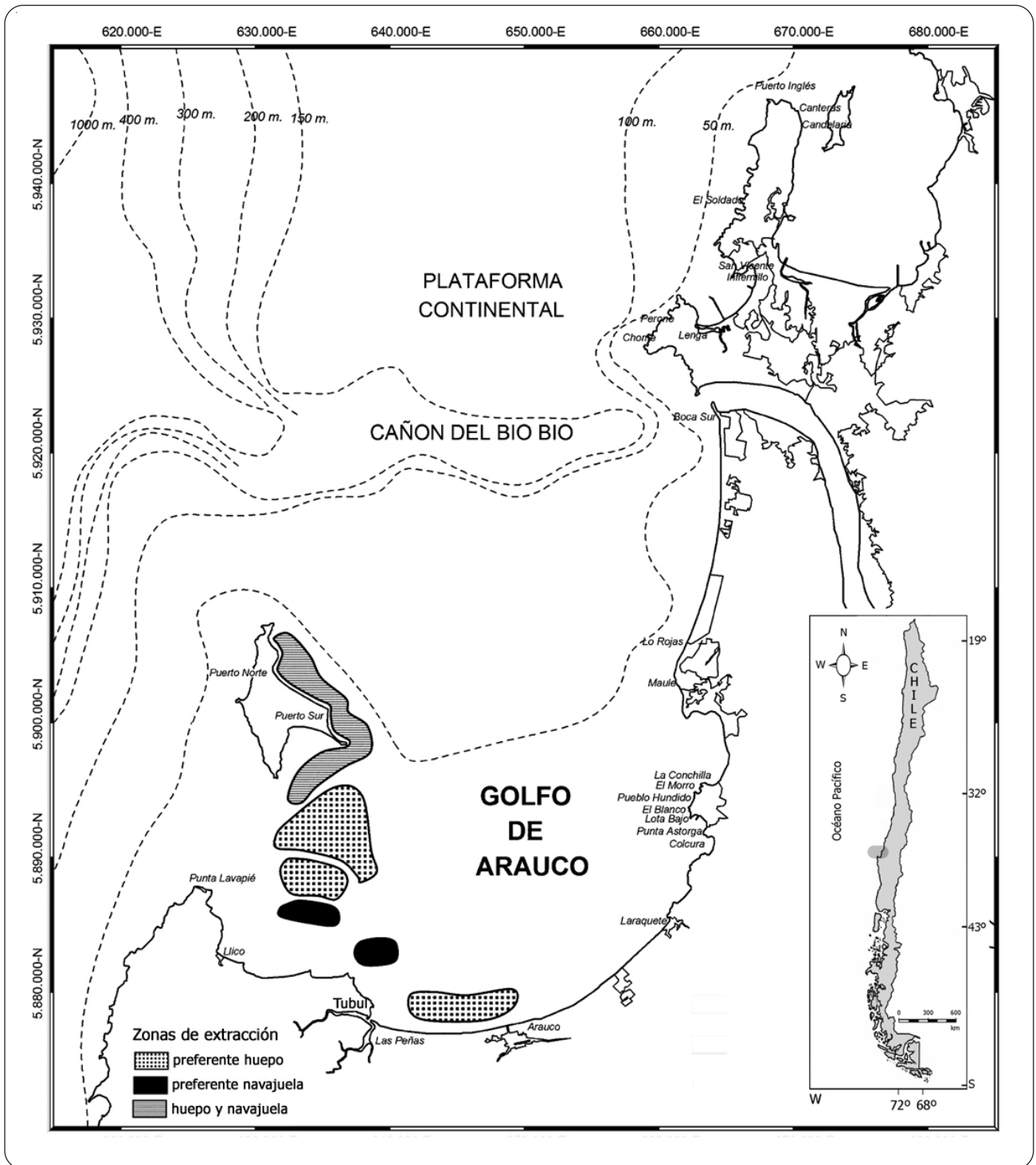


Figura 1. Área de estudio, Golfo de Arauco. Se señala la ubicación de las caletas pesqueras oficiales ubicadas al interior del Golfo y bahías cercanas. Coordenadas en UTM, Datum WGS84. Zonas de extracción de huepo y navajuela modificadas de Lépez *et al.* (1997) / Study area, Gulf of Arauco. The location of the official fishing coves located within the Gulf of Arauco and adjacent bays are indicated. Coordinates in UTM, Datum WGS84. Modified from Lépez *et al.* (1997)

levantado últimamente como un requisito esencial para el desarrollo de estrategias de manejo adecuadas en poblaciones estructuradas espacialmente (Fogarty & Botsford 2007), sobre todo en los aspectos relacionados con el diseño de una escala espacial adecuada para el manejo pesquero y en cuanto a la identificación de subáreas que debieran ser protegidas de la explotación (Tuck & Possingham 2000).

Ninguno de los aspectos mencionados, sin embargo, ha sido estudiado en las costas de Chile y menos en las especies objeto de este estudio. No obstante, el nivel de conocimiento actual sobre ambas especies permite determinar el estado de los stocks explotados en el Golfo de Arauco que, como se ha señalado, representa la principal área de explotación de ambas especies en la Región del Biobío. Una de las metodologías de mayor aplicación en cuanto a la evaluación de la dinámica poblacional de recursos hidrobiológicos corresponde al empleo de modelos estadísticos de captura a la edad o captura a la talla (Fournier & Archibald 1982, Methot 1986, Kimura 1990, Quinn & Deriso 1999). Las ventajas del empleo de estas metodologías han sido discutidas ampliamente (Fournier *et al.* 1990, Hilborn 1990, Fournier *et al.* 1998, Simpfendorfer 2000) y se asocian principalmente con la posibilidad de lograr una estimación estadística simultánea de la abundancia inicial de todas las cohortes y de las tasas de mortalidad por pesca anuales, entre otros parámetros, a través de la minimización de una función objetivo basada en estimadores de máxima verosimilitud (Kimura 1990). Adicionalmente, los métodos de evaluación de stocks estadísticos permiten la re-estimación de los parámetros de entrada al modelo (Quinn & Deriso 1999), tales como mortalidad natural a la edad (Fournier *et al.* 1990), selectividad anual (Ebener *et al.* 2005) y parámetros de crecimiento de von Bertalanffy (Taylor *et al.* 2005).

En el caso de especies sedentarias como moluscos (Orenzan & Jamieson 1998), ciertas características intrínsecas poblacionales imponen restricciones adicionales a la aplicación de modelos convencionales de evaluación de stocks. La dinámica poblacional es altamente sensible a las condiciones ambientales locales, lo que puede generar gradientes espaciales en escalas reducidas que pueden afectar las tasas de crecimiento y los procesos de reclutamiento y mortalidad (Caddy & Defeo, 2003), además los procesos de denso-dependencia tales como inhibición del reclutamiento o mortalidad post-amentamiento debido a la presencia de adultos (Orenzan *et al.* 2006) deben ser explícitamente considerados. Atendiendo a todas estas restricciones especiales, resulta sin embargo de interés evaluar la aplicabilidad de un

modelo dinámico talla estructurado complejo en una pesquería desarrollada dentro de un área espacial limitada, bajo el supuesto que la dinámica de los stocks responde a la presión de extracción como principal fuente explicativa de los cambios observados en la pesquería.

En efecto, desde comienzos de la década del 2000 han emergido síntomas de sobreexplotación para la pesquería de huevo y navajuela del Golfo de Arauco. Los propios pescadores manifestaron el año 2002 su preocupación por la disminución en los rendimientos de pesca, la disminución de la talla del recurso y la carencia de adecuado conocimiento científico (Sánchez *et al.* 2003), todo lo cual reviste especial importancia en atención a la alta dependencia local de estas pesquerías y a la importancia de su sustentabilidad en el contexto pesquero regional (Lépez *et al.* 1997, Jaramillo *et al.* 1998, Sánchez *et al.* 2003, Melo *et al.* 2005, Molinet *et al.* 2007).

Sobre la base de lo expuesto, se analizó la dinámica de los stocks explotados de *Ensis macha* y *Tagelus dombeii* en el Golfo de Arauco, Chile, mediante el empleo de modelos estadísticos talla estructurados, considerando estimadores de máxima verosimilitud. Los resultados obtenidos permiten establecer, por un lado, la utilidad de un método dinámico de evaluación de stocks en el caso de agregaciones especialmente restringidas y por otro lado, evaluar la pertinencia de utilizar sus resultados en la administración de esta pesquería.

MATERIALES Y MÉTODOS

INFORMACIÓN DE ENTRADA

La información de entrada a la modelación biopesquera cubre datos especie-específicos, obtenidos de estudios previos realizados en el Golfo de Arauco e información relativa a la operación de la flota. Para esto se recopiló y analizó la información contenida en los registros oficiales del Servicio Nacional de Pesca de Chile y se solicitó a la Subsecretaría de Pesca (Ministerio de Economía, Chile) información del Programa de Monitoreo de Pesquerías Bentónicas que el Centro de Información Pesquera, dependiente del Instituto de Fomento Pesquero (CIP-IFOP; Chile), llevado a cabo en el Puerto de Tubul que en términos generales, correspondería a la siguiente información de entrada:

Parámetros de crecimiento de von Bertalanffy: Se han seleccionado los parámetros determinados por Chong *et al.* (2001), debido a su referencia específica con la zona de estudio y porque corresponden a las determinaciones de crecimiento más recientes informadas para ambas especies (Tabla 1).

Parámetros de la relación gravimétrica: Debido a su continuidad temporal, se ha elegido la información de los pesos medios por rango de talla (rangos de 1 mm) correspondientes a registros de IFOP solicitados a Subsecretaría de Pesca para el Golfo de Arauco (Tabla 1).

Mortalidad natural: La tasa instantánea de mortalidad natural de entrada al modelo se determinó mediante el método bioanalógico de Brey & Cage (1997; Tabla 1). El método resulta apropiado para el manejo de recursos bentónicos, por cuanto se basa en la estimación de mortalidades naturales (obtenidas a partir de la mortalidad total en zonas de reserva) de más de 80 especies de invertebrados bentónicos considerando la relación entre la constante de crecimiento con la mortalidad natural:

$$M = e^{(0,339 + 1,037 * \ln(K))} \quad (1)$$

donde K es la constante de crecimiento de von Bertalanffy.

Parámetros de la ojiva de madurez sexual: Se utilizaron los parámetros de la ojiva de madurez sexual determinados por López *et al.* (1997; Tabla 1). Los parámetros μ_1 y μ_2 definen la ojiva de madurez a la talla (L_j) de acuerdo a la expresión:

$$m_j = \left(1 + \exp(\mu_1 - \mu_2 L_j)\right)^{-1} \quad (2)$$

La información relativa a la operación de la flota corresponde a los desembarques anuales informados por SERNAPESCA (años 1996 a 2007) en el Golfo de Arauco, estimaciones de la captura por unidad de esfuerzo (kg h^{-1}

de buceo) y composición por edad de las capturas anuales y captura por unidad de esfuerzo (kg h^{-1} buceo) determinadas a partir de registros aportados por la Subsecretaría de Pesca.

MODELACIÓN BIOPESQUERA

DINÁMICA EDAD-ESTRUCTURADA DE LOS STOCKS EXPLOTADOS

La abundancia huepo y navajuela fue modelada independientemente para cada especie. La estructura de la población se asume gobernada por las siguientes ecuaciones:

$$N_{i,j} = \begin{cases} R_j & i = r \\ N_{i-1,j-1} \exp(F_{i-1,j-1} + M_{i-1}) & m > i > r \\ N_{i-1,j-1} \exp(F_{i-1,j-1} + M_{i-1}) + N_{m,j-1} \exp(F_{m,j-1} + M_m) & i = m \end{cases} \quad (3)$$

donde:

$N_{i,j}$ es el número de individuos de edad i en el año j ,

R_j es el reclutamiento estimado al comienzo del año j ,

r representa la edad de reclutamiento a la pesquería,

$F_{i,j}$ representa la tasa instantánea de mortalidad por pesca de los ejemplares de edad i en el año j ,

M_i representa la tasa instantánea de mortalidad natural de los ejemplares de edad i , independientemente del año, y

m es la edad del grupo plus o edad máxima de la pesquería, en nuestro caso $m = 5$.

Tabla 1. Parámetros de entrada a la modelación biopesquera para la pesquería de *Ensis macha* y *Tagelus dombeii* en el Golfo de Arauco / Input parameters for the modeling of the *Ensis macha* and *Tagelus dombeii* fishery in the Gulf of Arauco

Parámetro	<i>E. macha</i>	<i>T. dombeii</i>	Unidad	Definición	Referencia
L_∞	220,0000	104,4900	cm	Longitud asintótica VBGF	Chong <i>et al.</i> (2001)
K	0,4700	0,6220	año ⁻¹	Constante de crecimiento	
t_0	0,0000	-0,1791		Edad cuando L = 0	
a	2,58466E-05	5,21042E-05	$\text{g}\cdot\text{cm}^3$	Relación longitud-peso	Este estudio
b	2,924194471	3,025885016	-	Relación longitud-peso	Datos Subpesca
M	0,9013	0,8578	año ⁻¹	Mortalidad natural	Este estudio (Brey & Cage 1997)
Ts	0,8333	0,7500	-	Fracción de meses previo al desove	L�pez <i>et al.</i> (1997)
μ_1	15,9770	25,2490		Parámetro función logstica de madurez sexual	
μ_2	0,1562	0,4986		Parámetro función logstica de madurez sexual	
τ	0,4000	0,4000		Inverso de la razón entre Rmax y la Biomasa desovante	Cubillos <i>et al.</i> (2001)

RECLUTAMIENTO Y STOCK DESOVANTE

El reclutamiento fue modelado de acuerdo a Ricker (1954) modificado por Cubillos *et al.* (2001), siendo su expresión:

$$N_{i,j} = R_j = \alpha S_{j-r} \exp(-\beta S_{j-r}) \exp(\varepsilon_j) \quad (4)$$

donde:

S_{j-r} representa el stock desovante en el año $j-r$, α y β son los parámetros de la relación stock-recluta, estimados durante la modelación, y ε_j es una variable distribuida normal con media cero $\varepsilon_j (N(0, \sigma_{\varepsilon_j}))$ que determina la desviación multiplicativa del reclutamiento en el año j con respecto a la modelación.

El stock desovante para la edad i en el año j ($S_{i,j}$) queda definido según:

$$S_{i,j} = f_i N_{i,j} \exp(-T_s (F_{i,j} + M_i)) \quad (5)$$

donde:

f_i representa la proporción de ejemplares maduros a la edad i , y T_s da cuenta de la mortalidad experimentada por la población hasta la época de desove y tiene relación con la proporción del año (en meses) donde se produce el pick de desove. En nuestro caso, para huepo $T_s = 10/12$ y para navajuela $T_s = 9/12$ (máximos de desove en octubre y septiembre para huepo y navajuela, respectivamente, identificados por López *et al.* 1997).

f_i fue modelada en función de la talla de acuerdo a:

$$f_i = (1 + \exp(\mu_1 + \mu_2 L_i))^{-1} \quad (6)$$

donde:

μ_1 y μ_2 representan los parámetros de la curva de madurez teórica de huepo y navajuela, independientemente, y L_i representa la talla promedio del grupo de edad i .

CAPTURA Y MORTALIDAD POR PESCA

La captura en número de individuos de edad i durante el año j ($C_{i,j}$) fue modelada de acuerdo a Baranov (1918):

$$C_{i,j} = \frac{F_{i,j}}{(F_{i,j} + M_i)} [1 - \exp(-F_{i,j} - M_i)] N_{i,j} \quad (7)$$

La tasa instantánea de mortalidad por pesca ($F_{i,j}$), ha sido modelada de acuerdo a la hipótesis de separación de Doubleday (1976) según:

$$F_{i,j} = s_i F_j = s_i (q E_j) \quad (8)$$

donde:

s_i es la selectividad en función de la talla,

F_j es la mortalidad por pesca de las edades completamente reclutadas a la pesquería en el año j ,

q es la capturabilidad estimada por el modelo, asumida constante para todo el periodo, y

E_j es el esfuerzo de pesca desplegado en el año j medido en horas de buceo.

La selectividad fue determinada siguiendo a Taylor *et al.* (2005) en función de la talla de acuerdo a la función logística:

$$s_{i,j} = (1 + \exp(\delta_1 * (L_i - \delta_{2,j})))^{-1} \quad (9)$$

donde:

δ_1 y $\delta_{2,j}$ representan los parámetros de la curva de selectividad, y

L_i representa la talla promedio del grupo de edad i .

El parámetro δ_1 define la curva de la pendiente y $\delta_{2,j}$ determina la talla de selección al 50% o talla de primera captura, la cual se asume variable en función del tiempo. Siguiendo a Ebener *et al.* (2005) la variación de la talla de primera captura fue modelada mediante una función cuadrática que da cuenta del desplazamiento de la selectividad en relación con el tiempo.

$$\delta_{2,j} = \delta_{j_0} + b_1(j - j_0) + b_2(j - j_0)^2 \quad (10)$$

donde:

j_0 representa el primer año de la serie de tiempo utilizada en la modelación, y b_1 y b_2 definen la pendiente y curvatura de la función cuadrática. Si b_2 es cercano a cero, el desplazamiento de la talla de selección en función del tiempo asume un comportamiento lineal.

La abundancia poblacional explotable del grupo de edad i en el año j queda definida mediante la expresión:

$$NE_{i,j} = s_{i,j} N_{i,j} \exp\left[\frac{(F_{i,j} + M_i)}{2}\right] \quad (11)$$

La captura en peso anual fue estimada de acuerdo a:

$$Y_j = \sum_{i=1}^6 w_{i,j} C_{i,j} \quad (12)$$

donde:

$w_{i,j}$ es el peso promedio del grupo de edad i en el año j .

MORTALIDAD NATURAL

La tasa instantánea de mortalidad natural a la edad (M_i) fue parametrizada de acuerdo a Fournier *et al.* (1990), como una tasa promedio modificada por desviaciones edad-específicas, según:

$$M_i = M \exp(\xi_i) \quad (13)$$

donde:

M es la tasa de mortalidad natural promedio poblacional determinada a través del método bioanalógico de Bray & Cage (1997; Tabla 1), y ξ_i es una variable estocástica distribuida normal con media cero $\xi_i(N(0, \sigma_{\xi_i}))$ que determina la desviación multiplicativa de la mortalidad natural de la edad i con respecto a M .

FRECUENCIA DE TALLAS

La frecuencia de tallas muestral es incorporada a la modelación considerando que las longitudes de una clase de edad i están normalmente distribuidas en torno a una media μ_i con una desviación estándar σ_i . Así, la probabilidad $p_{k,i}$ de que un individuo de la clase de edad i sea seleccionado aleatoriamente desde una muestra de frecuencia de longitud correspondiente al intervalo k es:

$$p_{k,i}(\mu_i, \sigma_i) \approx \frac{w}{\sqrt{2\pi}\sigma_i} \exp\left[-\frac{(x_k - \mu_i)^2}{2\sigma_i^2}\right] \quad (14)$$

El parámetro μ_i fue definido de acuerdo a Taylor (2005) mediante la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy, a saber:

$$\mu_i = L_{\infty}(1 - \exp(-K(i - t_0))) \quad (15)$$

donde:

L_{∞} , K y t_0 son los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy, los cuales emergen como resultado de la modelación.

De acuerdo a este mismo autor, y utilizando una derivación de la expresión propuesta por Fournier *et al.* (1991) la desviación estándar de la longitud a la edad es asumida como una función de la longitud:

$$\sigma_i = \lambda_1 \exp\left(\lambda_2 \left(-1 + 2 \frac{1 - \rho^{a-1}}{1 - \rho^{A-1}}\right)\right) \quad (16)$$

donde:

λ_1 representa la magnitud de las desviaciones estándar de la edad a ,

λ_2 determina la tendencia longitud-dependiente de las desviaciones estándar (si $\lambda_2=0$, las desviaciones son independientes de la longitud), y

ρ es el coeficiente de crecimiento de Brody ($\rho = \exp(-K)$)

Esta formulación de la desviación estándar posee la desventaja de adicionar dos parámetros en lugar de sólo uno, como sucede si σ_i es definido en función del coeficiente de variación ($\sigma_i = CV * l_i$; ver Gatica & Cubillos 2004). Sin embargo, y de acuerdo a Taylor (2005), hace menos restrictiva la suposición acerca de cómo cambia σ_i en la medida que los individuos envejecen, a la vez que reduce la covariación en los parámetros haciendo que la desviación estándar dependa sólo del coeficiente de crecimiento ($\rho = \exp(-K)$), en vez de ser dependiente de los tres parámetros de la función.

BIOMASA

La biomasa poblacional en el año j fue estimada sobre la base de la abundancia poblacional ($N_{i,j}$) mediante la expresión:

$$B_j = \sum_{i=1}^m (w_{i,j} * N_{i,j}) \quad (17)$$

La biomasa explotable en el año j se estimó de forma posterior a la determinación de la abundancia explotable ($NE_{i,j}$) según:

$$BE_j = \sum_{i=1}^m (w_{i,j} * NE_{i,j}) \quad (18)$$

La biomasa desovante fue estimada de acuerdo al valor alcanzado por la abundancia del stock desovante ($S_{i,j}$):

$$BS_j = \sum_{i=1}^m (w_{i,j} * S_{i,j}) \quad (19)$$

MODELO DE MÁXIMA VEROSIMILITUD

De acuerdo a Fournier y Archibald (1982), los datos de captura a la edad siguen la función de densidad de probabilidad multinomial:

$$\prod_{k,j} (p_{k,j})^{n_{k,j}} \quad (20)$$

Para encontrar los estimados máximo verosímiles de los parámetros del modelo, la cantidad a ser minimizada correspondió a la fracción negativa de la función log-verosimilitud:

$$L_1 = -n \sum_{k=1}^o \sum_{j=1}^n p_{k,j}^{obs} \ln(p_{k,j}) \quad (21)$$

donde:

$p_{k,j}^{obs}$ corresponde a la proporción de ejemplares observados en el k -ésimo intervalo de talla durante el año j y o es el tamaño de la muestra de ejemplares medidos.

El procedimiento de estimación fue estabilizado adicionalmente mediante el aporte de información auxiliar de datos de Captura en peso (Y_i^{obs}) y CPUE. De esta manera, la función de máxima verosimilitud incluyó las expresiones:

$$L_2 = \sum_{i=1}^n (\ln(Y_i^{obs}) - \ln(Y_i))^2 \quad (22)$$

$$L_3 = \sum_{i=1}^n (\ln(CPUE_i^{obs}) - \ln(CPUE_i))^2 \quad (23)$$

donde:

$$CPUE_i = q \sum_{j=1}^m v_j w_{i,j} N_{i,j} \exp(-Z_{i,j}/2) \quad (24)$$

Para evitar que las estimaciones de los parámetros de crecimiento poblacional arrojadas durante la modelación se alejen excesivamente de las estimaciones de crecimiento locales realizadas en investigaciones *ad-hoc*, en la modelación se incluyó una medida de estabilización relacionada con la estimación de longitud promedio a la edad entre parámetros de bibliografía ($Lprom_i^{obs}$) y las salidas de la modelación ($Lprom_i$), a saber:

$$L_4 = \sum_{i=1}^n (\ln(Lprom_i^{obs}) - \ln(Lprom_i))^2 \quad (25)$$

Finalmente, los resultados de las desviaciones de las estimaciones de reclutamiento y mortalidad natural a la edad fueron también incluidas como penalización en la modelación mediante las expresiones:

$$L_5 = \sum_{j=1}^n (\varepsilon_j) \quad (26)$$

$$L_6 = \sum_{i=1}^m (\xi_i) \quad (27)$$

De esta forma la estimación de máxima verosimilitud para la modelación de la pesquería de huego y navajuela toma la forma:

$$-L = L_1 \lambda_1 + L_2 \lambda_2 + L_3 \lambda_3 + L_4 \lambda_4 + L_5 \lambda_5 + L_6 \lambda_6, \quad (28)$$

o en su forma más completa:

$$\begin{aligned} -L = & -n \sum_{k=1}^o \sum_{j=1}^n p_{k,j}^{obs} \ln(p_{k,j}) \lambda_1 + \sum_{i=1}^n (\ln(Y_i^{obs}) - \ln(Y_i))^2 \lambda_2 \\ & + \sum_{i=1}^n (\ln(CPUE_i^{obs}) - \ln(CPUE_i))^2 \lambda_3 + \sum_{i=1}^n (\ln(Lprom_i^{obs}) \\ & - \ln(Lprom_i))^2 \lambda_4 + \sum_{j=1}^n (\varepsilon_j) \lambda_5 + \sum_{i=1}^m (\xi_i) \lambda_6 \end{aligned} \quad (29)$$

λ_1 a λ_6 representan las contribuciones a priori de la información auxiliar en el ajuste del modelo. En nuestro caso $\lambda_1 = 4$; $\lambda_2 = 5$; $\lambda_3 = 6$; $\lambda_4 = 100$; $\lambda_5 = 1$ y $\lambda_6 = 1$.

RESULTADOS

ENSIS MACHA

Los resultados del ajuste de las variables de entrada al análisis de la dinámica de los stocks explotados del recurso huepo se entregan en la Figura 2, observándose un ajuste estadísticamente significativo entre los sets de datos correspondientes a la estructura de tallas observadas y estimadas y, a las capturas en peso y captura por unidad de esfuerzo observadas y estimadas (Pearson-R > 0,85; $P < 0,001$).

El análisis de la selectividad inicial *versus* final estimadas entre 1996 y 2007, demuestra claramente una disminución

desde un valor de selectividad promedio superior a 134 mm en 1996 a una selectividad media cercana a los 88 mm en 2007. La selectividad final estimada resulta inferior incluso a la talla media de madurez determinada por López *et al.* (1997) en 102,5 mm para huepo (Fig. 3a). Las estimaciones del stock desovante y del número de reclutas que anualmente se incorporan a la pesquería muestran un decaimiento del stock desovante hasta llegar al 30% del valor estimado para 1996 (Fig. 3b). Los reclutamientos estimados muestran una tendencia ascendente entre los años 1996 y 2000, para luego caer drásticamente hacia el año 2007.

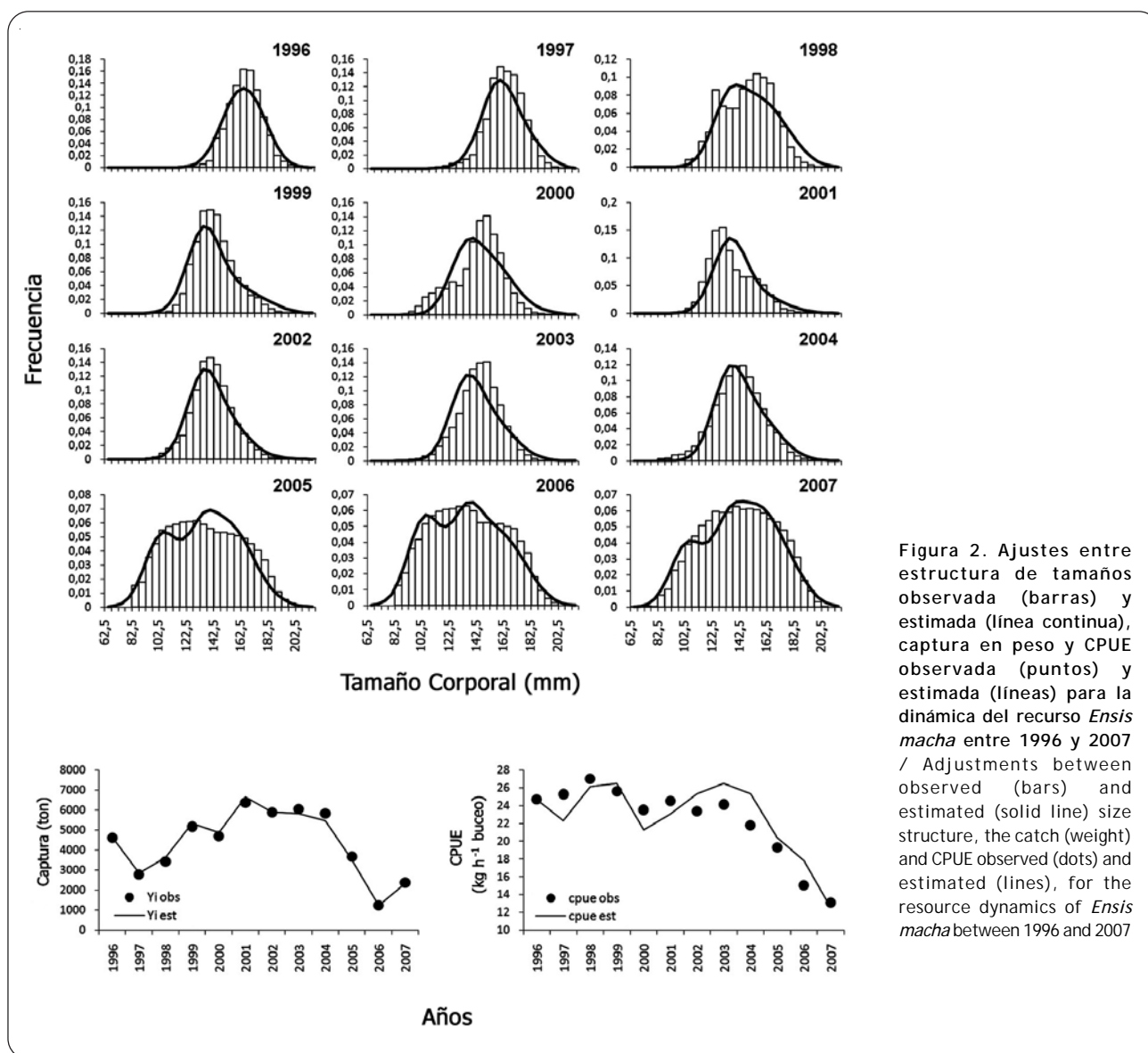


Figura 2. Ajustes entre estructura de tamaños observada (barras) y estimada (línea continua), captura en peso y CPUE observada (puntos) y estimada (líneas) para la dinámica del recurso *Ensis macha* entre 1996 y 2007 / Adjustments between observed (bars) and estimated (solid line) size structure, the catch (weight) and CPUE observed (dots) and estimated (lines), for the resource dynamics of *Ensis macha* between 1996 and 2007

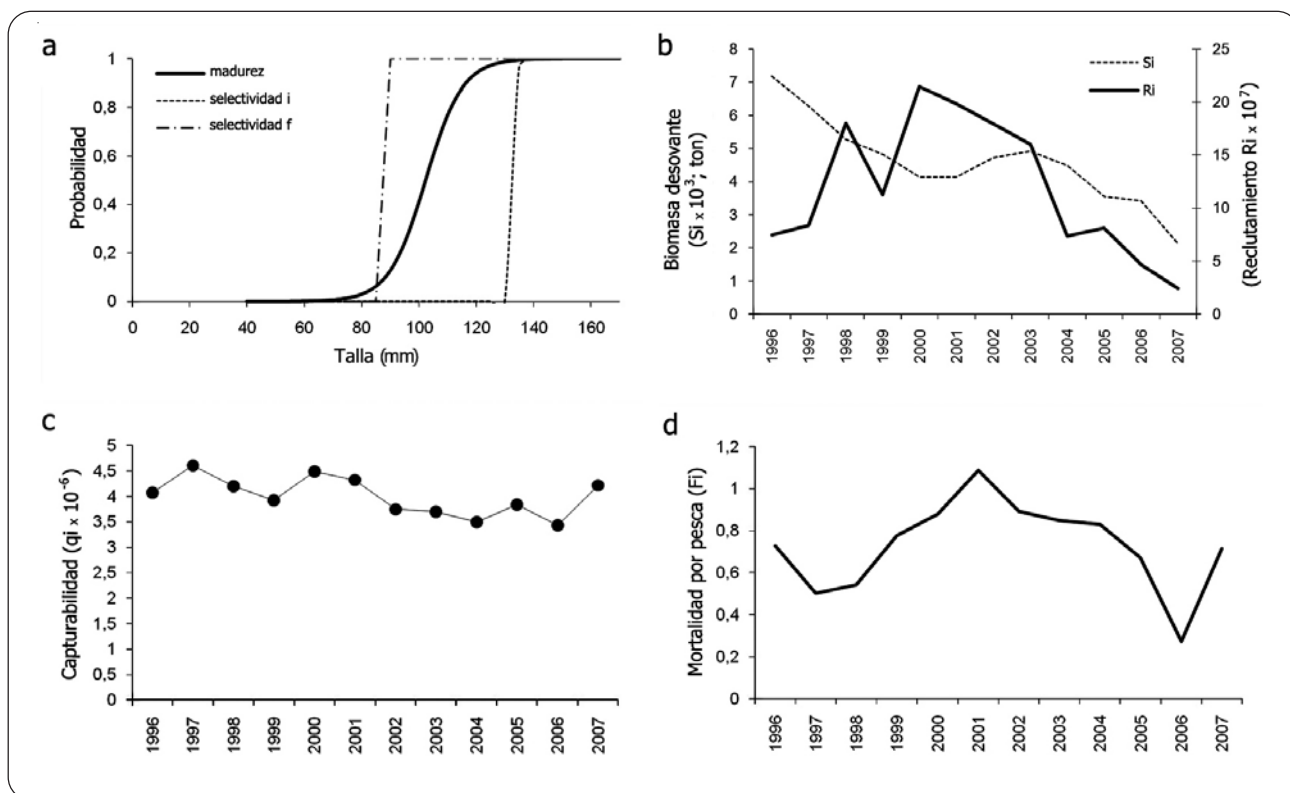


Figura 3. Estimaciones obtenidas a través del modelo de dinámica poblacional para *Ensis macha* entre 1996 y 2007: a) selectividad inicial y final y contraste con curva de madurez poblacional estimada por Lépez *et al.* (1997); b) proyecciones de stock desovante ($Si \times 10^3$) y reclutamientos anuales a la pesquería ($Ri \times 10^7$) entre 1996 y 2007; c) capturabilidad ($qi \times 10^{-6}$) y d) tasa instantánea de mortalidad por pesca (Fi) / Estimates obtained from the population dynamics model of *Ensis macha* between 1996 and 2007: a) initial and final selectivity and comparison with the population maturity curve estimated by Lépez *et al.* (1997); b) projections of spawning stock ($Si \times 10^3$) and annual recruitment of the fishery ($Ri \times 10^7$) between 1996 and 2007; c) catchability ($qi \times 10^{-6}$) and d) instantaneous rate of fishing mortality (Fi)

La capturabilidad estimada para el periodo muestra variaciones estabilizadas en torno a un valor medio de $q = 4,06275E-06$ h buceo⁻¹ (Fig. 3c). La tasa instantánea de mortalidad por pesca estimada a través del modelo, muestra un incremento sostenido entre 1996 y 2001 ($F_{1996} = 0,72$; $F_{2001} = 1,09$) para luego disminuir hasta el año 2006 ($F_{2006} = 0,27$). A partir de este último año se registra un nuevo incremento en la tasa de mortalidad, llegando a niveles comparables a los del año 1996 (Fig. 3d).

Las estimaciones de salida de los parámetros de crecimiento muestran diferencias con respecto a los determinados por Chong *et al.* (2001; Fig. 4a), observándose un crecimiento más rápido durante el primer año y un valor de L_{∞} menor que el propuesto por dichos autores. La variación de la tasa de mortalidad natural a la edad muestra incrementos a las edades 1 y 5, con valores menores a la tasa promedio para las edades 2 y 3 (Fig. 4b). El análisis de la composición de edades obtenida a partir de la modelación

muestra 3 periodos clave entre 1996 y 2007 (Fig. 4c). Un primer periodo entre 1996 y 1998, donde la mayor proporción de las capturas estuvo representada por las edades 3 y 4; un segundo periodo entre 1999 y 2004, en el cual las capturas se sostuvieron principalmente por ejemplares de edad 2 y; un tercer periodo entre 2005 y 2007 donde se registra una entrada importante de ejemplares de edad 1 a la pesquería, alcanzando una proporción similar a la observada por ejemplares de edad 2.

TAGELUS DOMBEII

Los resultados del ajuste de las variables de entrada al análisis de la dinámica de los stocks explotados del recurso navajuela se entregan en la Fig. 5, observándose un ajuste estadísticamente significativo entre los datos de estructura de tallas observadas y estimadas por el modelo y, entre las capturas en peso y captura por unidad de esfuerzo observadas y estimadas (Pearson- $R > 0,85$; $P < 0,001$).

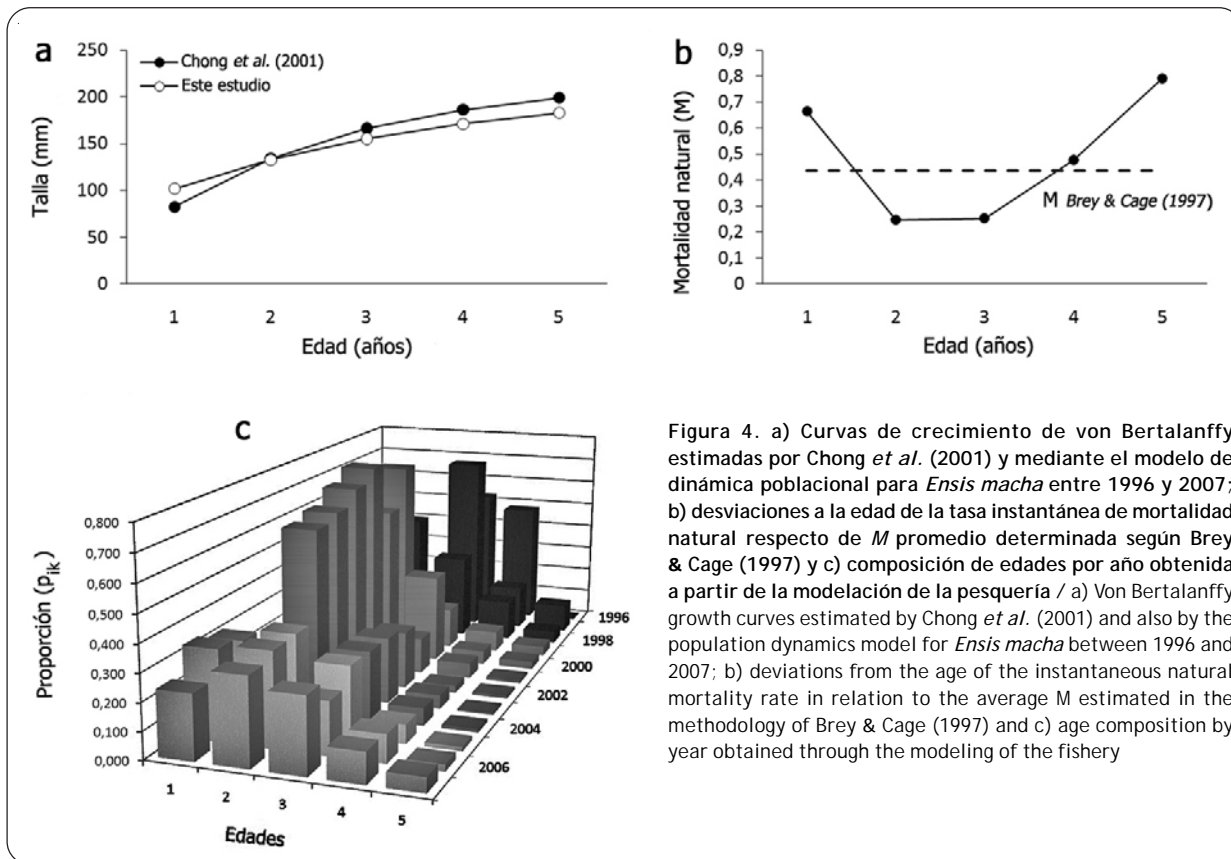


Figura 4. a) Curvas de crecimiento de von Bertalanffy estimadas por Chong *et al.* (2001) y mediante el modelo de dinámica poblacional para *Ensis macha* entre 1996 y 2007; b) desviaciones a la edad de la tasa instantánea de mortalidad natural respecto de M promedio determinada según Brey & Cage (1997) y c) composición de edades por año obtenida a partir de la modelación de la pesquería / a) Von Bertalanffy growth curves estimated by Chong *et al.* (2001) and also by the population dynamics model for *Ensis macha* between 1996 and 2007; b) deviations from the age of the instantaneous natural mortality rate in relation to the average M estimated in the methodology of Brey & Cage (1997) and c) age composition by year obtained through the modeling of the fishery

El análisis de la selectividad inicial *versus* final estimadas entre 1996 y 2007, muestra una disminución desde un valor de selectividad promedio superior a 76 mm en 1996 a una selectividad media cercana a los 54 mm en 2007. La selectividad final estimada para el recurso navajuela resulta, sin embargo, levemente superior a la talla media de madurez determinada por López *et al.* (1997) en 50,7 mm para navajuela (Fig. 6a). Las estimaciones del stock desovante y del número de reclutas que anualmente se incorporan a la pesquería muestran, de forma similar a lo observado en el caso del huepo, un decaimiento del stock desovante hasta llegar a 1/3 del estimado para 1996. Sin embargo, en este caso, el stock desovante pareciera estar estabilizado a partir del año 2000 en niveles superiores a 1.600 ton. Los reclutamientos muestran una tendencia ascendente entre los años 1996 y 2001, para luego estabilizarse entre 2001 y 2005, mostrando una disminución a partir de este último año (Fig. 6b).

La capturabilidad estimada para el periodo muestra variaciones estabilizadas en torno a un valor medio de $q = 9,71832E-06$ h buceo⁻¹ (Fig. 6c). La tasa instantánea de

mortalidad por pesca estimada a través del modelo, muestra un incremento sostenido entre 1996 y 2004 ($F_{1996} = 0,55$; $F_{2004} = 1,39$) para luego disminuir hacia el 2007 ($F_{2007} = 0,79$; Fig. 6d).

Las estimaciones de salida de los parámetros de crecimiento muestran diferencias con respecto a las determinadas por Chong *et al.* (2001; Fig. 7a), observándose al igual que en el caso del huepo, un crecimiento más rápido para el primer año y un valor de L_{∞} menor que el propuesto por dichos investigadores. La variación a la edad de la tasa de mortalidad natural muestra un máximo en la edad 3, con niveles menores a la tasa promedio para la edad 2 y tasas cercanas al valor promedio para las edades 1, 4 y 5 (Fig. 7b). La composición de edades obtenida del modelo muestra 2 periodos clave entre 1996 y 2007 (Fig. 7c). Un primer periodo entre 1996 y 2000, donde la mayor proporción de las capturas estuvo representada por la edad 2 y; un segundo periodo entre 2001 y 2007 donde la mayor proporción de las capturas se sostiene sobre la base de ejemplares de edad 1, haciendo de esta pesquería una actividad fuertemente dependiente de los reclutamientos anuales.

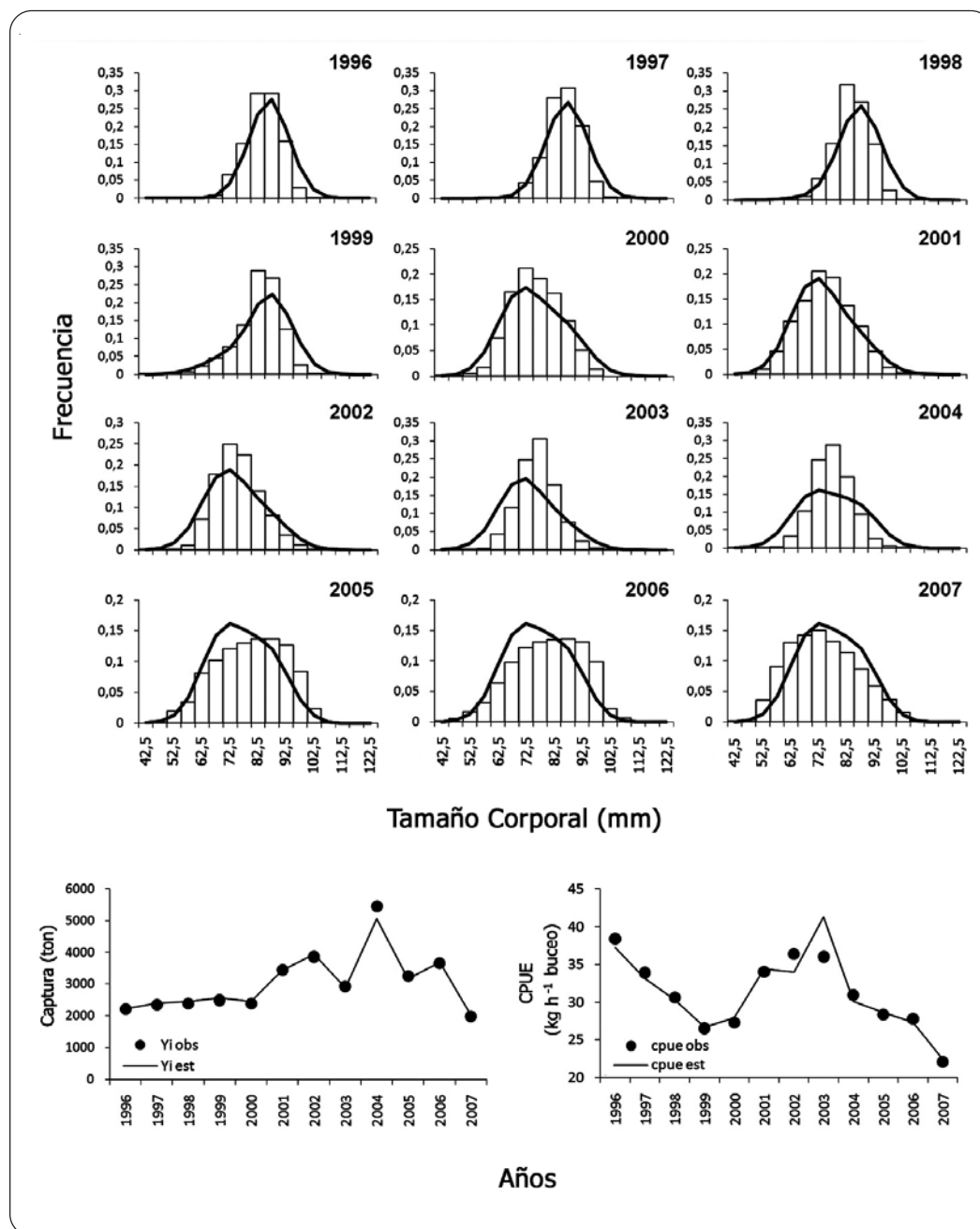


Figura 5. Ajustes entre estructura de tamaños observada (barras) y estimada (línea continua), captura en peso y CPUE observada (puntos) y estimada (líneas), para la dinámica de *Tagelus dombeii* entre 1996 y 2007 en el Golfo de Arauco / Adjustments between observed (bars) and estimated (solid line) size structure, the catch (weight) and CPUE observed (dots) and estimated (lines), for the dynamics of *Tagelus dombeii* between 1996 and 2007 in the Gulf of Arauco

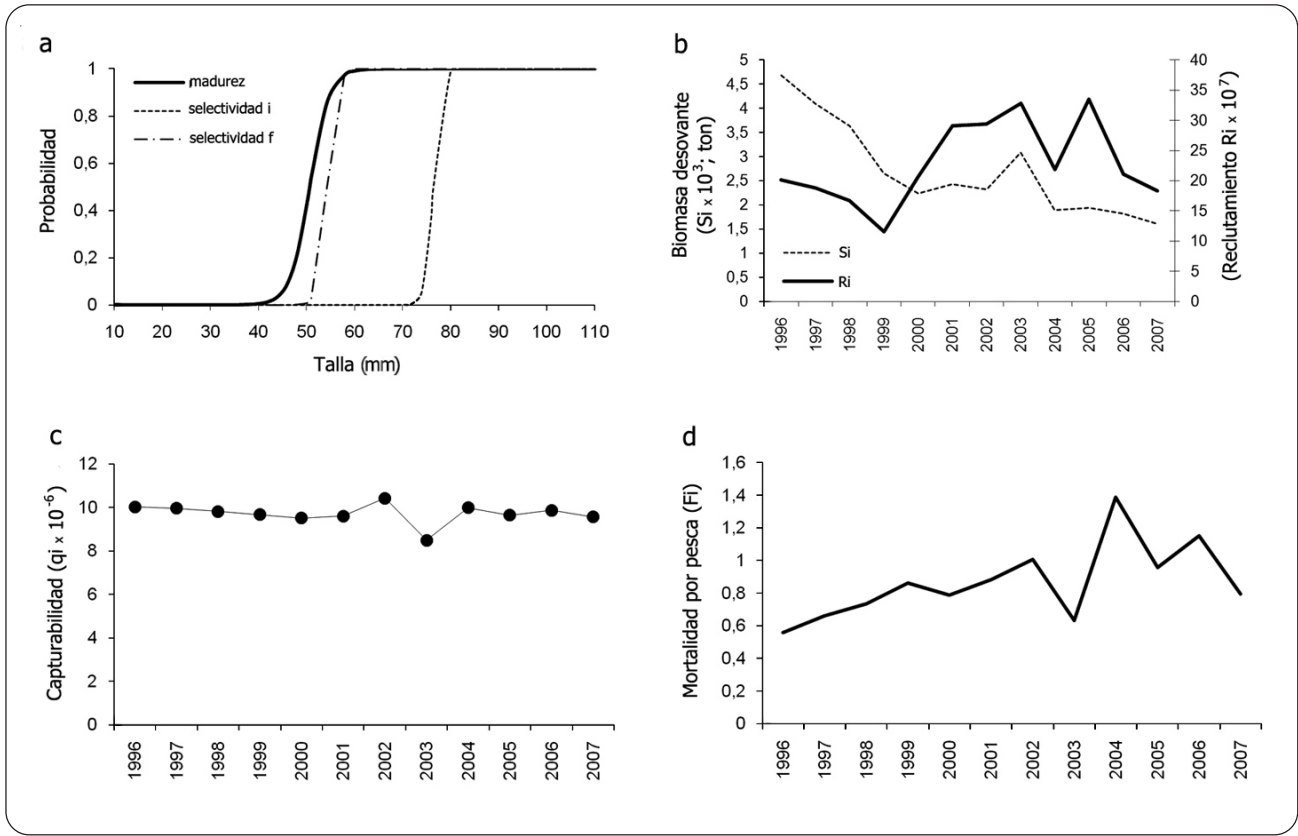


Figura 6. Estimaciones obtenidas a través del modelo de dinámica poblacional para *Tagelus dombeii* entre 1996 y 2007. a) selectividad inicial y final y contraste con curva de madurez poblacional estimada por López *et al.* (1997); b) proyecciones de stock desovante ($S_i \times 10^3$) y reclutamientos anuales a la pesquería ($R_i \times 10^7$) entre 1996 y 2007; c) capturabilidad ($q_i \times 10^{-6}$) y d) tasa instantánea de mortalidad por pesca (F_i) / Estimates obtained from the population dynamics model for *Tagelus dombeii* between 1996 and 2007. a) initial and final selectivity and comparison with the population maturity curve estimated by L pez *et al.* (1997); b) projections for the spawning stock ($S_i \times 10^3$) and annual recruitment to the fishery ($R_i \times 10^7$) between 1996 and 2007; c) catchability ($q_i \times 10^{-6}$) and d) instantaneous rate of fishing mortality (F_i)

DISCUSIÓN

Los modelos poblacionales estructurados combinan el conocimiento a nivel individual y su relación con el nivel de organización superior poblacional. Este efecto es introducido en el modelo mediante la ‘estructuración’ de la población, es decir, la clasificación de los individuos como variables continuas que representan una función fisiológica particular (Abia *et al.* 2004). En el tipo más común de enfoque secuencial (*i.e.*, Análisis de Población Virtual, Análisis Secuencial de Poblaciones), la variabilidad en la longitud a la edad es a menudo ignorada (Fournier *et al.* 1998). El enfoque estadístico del modelo estructurado a la talla para la estimación de parámetros, ofrece la ventaja de evaluar íntegramente el contenido de la información de los datos, siendo considerablemente más complejo que aplicaciones convencionales, pero permitiendo una mayor

flexibilidad en cuanto a la incorporación de procesos relacionados con la biología y con la evolución de la pesquería de las poblaciones bajo estudio (Hampton & Fournier 2001).

La aplicación de modelos estadísticos en moluscos bivalvos es bastante restringida en comparación con la gama de evaluaciones desarrolladas en el caso del análisis de la dinámica poblacional en peces (*e.g.*, Fournier & Archibald 1982, Methot 1986, Kimura 1990, Fournier *et al.* 1990, Hilborn 1990, Fournier *et al.* 1998, Quinn & Deriso 1999, Simpendorfer 2000, Ebener *et al.* 2005, Taylor *et al.* 2005, Butterworth & Rademayer 2008, Brodziak & Piner 2010) y, la mayor parte de los análisis poblacionales en moluscos se han centrado principalmente en estudios relacionados con la descripción de los procesos biológicos que regulan la

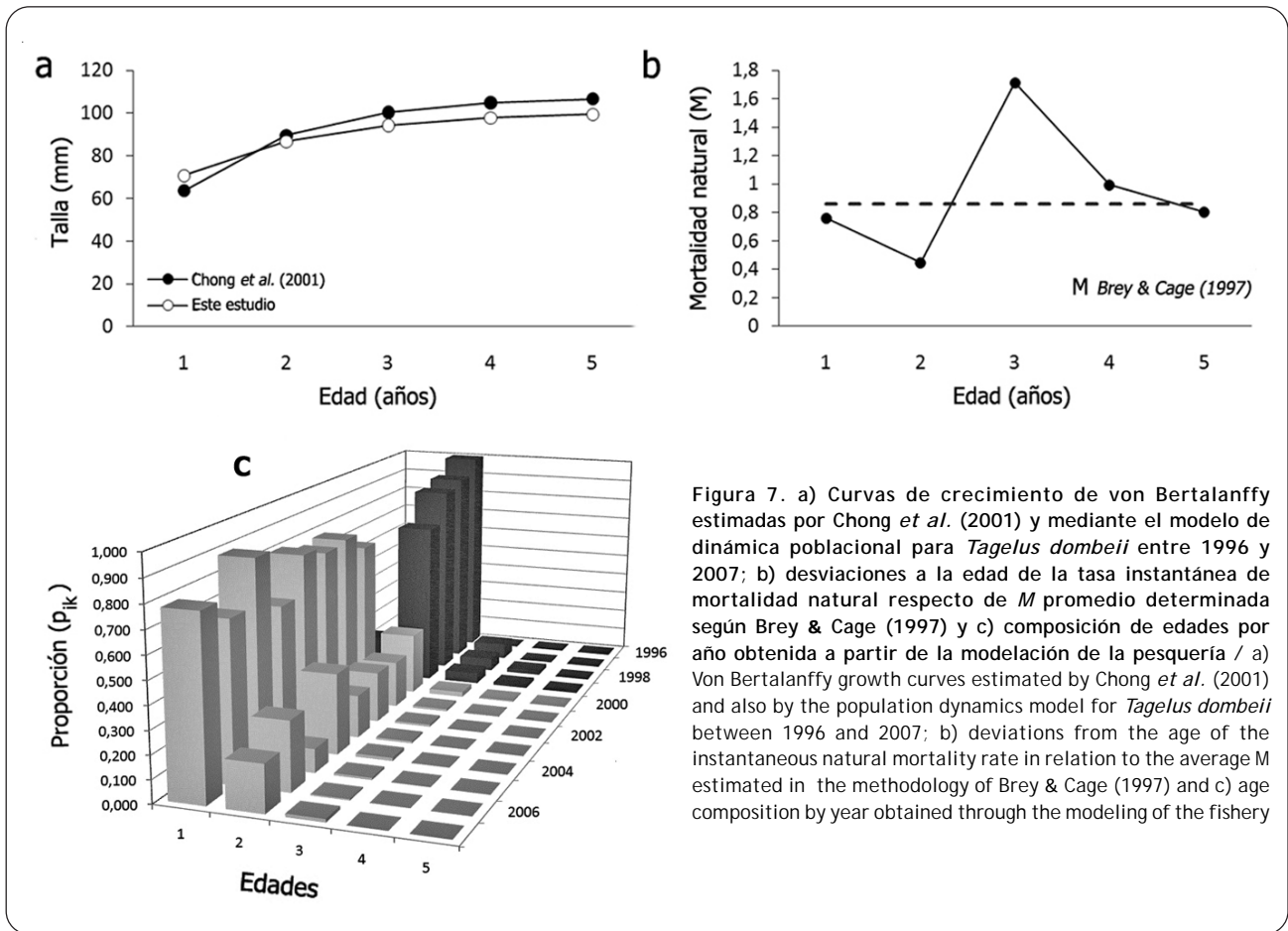


Figura 7. a) Curvas de crecimiento de von Bertalanffy estimadas por Chong *et al.* (2001) y mediante el modelo de dinámica poblacional para *Tagelus dombeii* entre 1996 y 2007; b) desviaciones a la edad de la tasa instantánea de mortalidad natural respecto de *M* promedio determinada según Brey & Cage (1997) y c) composición de edades por año obtenida a partir de la modelación de la pesquería / a) Von Bertalanffy growth curves estimated by Chong *et al.* (2001) and also by the population dynamics model for *Tagelus dombeii* between 1996 and 2007; b) deviations from the age of the instantaneous natural mortality rate in relation to the average *M* estimated in the methodology of Brey & Cage (1997) and c) age composition by year obtained through the modeling of the fishery

sustentabilidad de las poblaciones (Lima *et al.* 2000, Barón *et al.* 2004, Abrahão *et al.* 2010), más que en enfoques productivos. Al respecto, Caddy & Defeo (2003) plantean que la proyección de cohortes debe ser estimada en poblaciones bentónicas con el propósito de establecer la dinámica poblacional y generar acciones orientadas a maximizar los stocks. En términos de la dinámica poblacional de especies bentónicas, algunos autores sugieren la existencia de fuertes mecanismos de compensación frente a la sobreexplotación (Hancock 1973, Defeo 1996) llegando a establecerse que el éxito de la recuperación de stocks de recursos bentónicos sobreexplotados pudiera depender más de los procesos de agregación que regulan las densidades locales de la fracción desovante remanente, que del tamaño total del stock (Orensanz & Jamieson 1998).

En términos generales, los resultados obtenidos en este estudio para la descripción de la dinámica poblacional de huepo, muestran síntomas evidentes de sobreexplotación entre los años 1996 y 2007, con una condición de stock

desovante y reclutamientos crítica, y una estructura de tamaños y edades en los desembarques que revelan selectividades inferiores a la talla de primera madurez. En particular, el análisis del reclutamiento revela a partir del año 2000 una marcada tendencia descendente producto de la reducción sistemática del stock desovante al que ha estado sometida esta pesquería. Por otra parte, los resultados del análisis de la dinámica poblacional para el recurso navajuela muestran igualmente síntomas de sobreexplotación, con una condición de stock desovante y reclutamientos menos crítica que la observada en el caso del huepo, pero con una estructura de tamaños y edades en los desembarques que revela una alta dependencia de los reclutamientos anuales para el éxito de la actividad. Estos resultados dan cuenta de un agotamiento de los stocks parentales de ambas especies, el cual a su vez estaría afectando de manera importante los reclutamientos a la pesquería, sugiriendo la presencia de procesos depensatorios (Figs. 3b y 6b), producto de la drástica disminución de la fracción poblacional adulta (Liermann & Hilborn 2001).

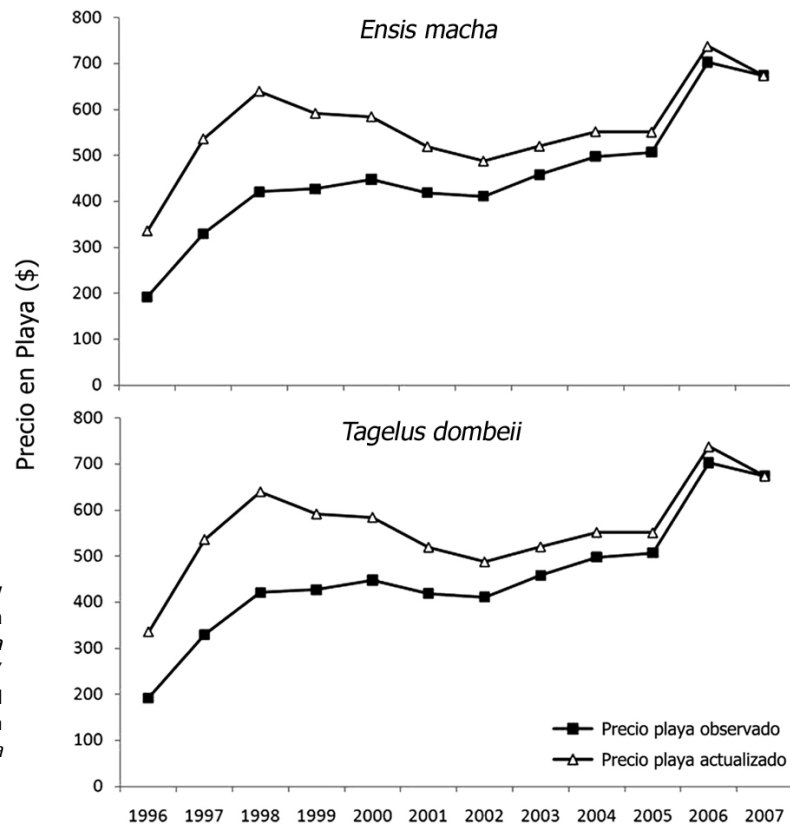


Figura 8. Precios en playa observados y actualizados según la variación anual de la tasa de interés nacional para *Ensis macha* y *Tagelus dombeii* en el Golfo de Arauco / Commercialization price observed and updated according to the annual variation in the Chilean rate of interest for *Ensis macha* and *Tagelus dombeii* in the Gulf of Arauco

La presión de extracción y en particular, las tasas de explotación aplicadas durante el periodo de estudio se identifican como causantes primarios del decaimiento de los stocks de ambas especies. En efecto, un eventual condicionante del comportamiento de la pesquería pudiera estar asociado a la dinámica de mercado de ambas especies. Los resultados de un análisis de correlación entre el esfuerzo de pesca y el precio en playa de cada uno de los recursos (Fig. 8), como factor explicativo de la presión de extracción, revelan la inexistencia de correlaciones estadísticamente significativas entre ambas series para ambas especies ($r^2 < 0,25$; $P > 0,109$ para huepo y $r^2 < 0,14$; $P > 0,217$ para navajuela), lo que permite establecer que la dinámica de presión de extracción no estaría, al menos directamente, condicionada a los precios de ambas especies.

El Golfo de Arauco es un sistema con fuerte interconexión con el resto del sistema de la plataforma continental de la zona centro sur y sus patrones de circulación están fuertemente ligados a los procesos de

surgencia y hundimiento que ocurren en áreas adyacentes (Parada *et al.* 2001, Valle-Levinson *et al.* 2003), resultando teóricamente factible la existencia de interconexión entre los stocks de huepo y navajuela del Golfo de Arauco con otras unidades situadas fuera del golfo. Orensanz *et al.* (1991) y Orensanz & Jamieson (1998) plantean que la estructuración en metapoblaciones interconectadas mediante procesos aleatorios no lineales que regulan la sustentabilidad de los stocks puede generar fluctuaciones irregulares en unidades subpoblacionales debido a pulsos localizados de mortalidad y de recuperación, mientras que las unidades poblacionales mayores pueden permanecer relativamente estables. Tales procesos están influenciados por fenómenos ambientales que ocurren a distintas escalas, los cuales se hacen incluso más complejos en las zonas costeras debido a la influencia de la topografía y otros forzantes como el viento, las mareas y la presencia de afluentes de agua dulce (Pineda *et al.* 2007).

Los resultados presentados en este trabajo permiten establecer que, para ambas especies, la unidad geográfica bajo estudio responde de manera satisfactoria a la modelación talla estructurada planteada, lo que pudiera dar señales de que en ambos casos el aporte de nuevos ejemplares a la población dependería del comportamiento de los stocks parentales, obedeciendo a una relación stock recluta del tipo Ricker, más que a aportes foráneos de reclutas. Resulta tentador pensar que las unidades poblacionales analizadas en este estudio pudieran ser subpoblaciones del tipo fuente o exportadoras de reclutamiento (*sensu* Shepherd & Brown 1993), en las cuales las condiciones físicas locales permitirían que procesos como el reclutamiento dependan principalmente del stock parental presente en la subpoblación analizada (Shepherd & Brown 1993, Caddy & Defeo 2003). Esta hipótesis pudiera encontrar evidencia adicional al considerar que, en la práctica, no existen en la región áreas con abundancias comparables a las registradas en el Golfo de Arauco y que, adicionalmente, el área de distribución de los bancos explotados corresponde a una zona acotada en la cual se darían las condiciones necesarias para el éxito de los procesos que sustentan las poblaciones de ambas especies. Tal vez, a nivel regional sea relevante mencionar la existencia de bancos de huepo y navajuela en Bahía Concepción, los cuales sustentan la actividad extractiva de huepo y navajuela que es realizada por las flotas de embarcaciones menores de los puertos de Lirquén y Penco. Los últimos antecedentes disponibles (Sánchez *et al.* 2003) caracterizan a estos bancos como generadores de una actividad extractiva que convoca a un número cercano a las 80 embarcaciones, con desembarques que representan menos del 10% de los producidos dentro del Golfo de Arauco (Melo *et al.* 2005). Al respecto, resulta poco probable que las unidades territoriales de huepo y navajuela presentes al interior de la Bahía Concepción (al norte del Golfo de Arauco) exporten reclutas hacia el golfo, aunque pudiera ocurrir el efecto inverso. Los patrones de circulación locales, predominantemente hacia el norte producto de la presencia de vientos del suroeste, y la presencia del cañón del Biobío (Sobarzo 2000) representan barreras que reducirían la probabilidad de transporte en el sentido Norte-Sur.

Más hacia el sur, los bancos más importantes de huepo se encuentran en las Regiones de los Lagos y de Magallanes, mientras que para navajuela se encuentran

en la Región de los Lagos, destacando la presencia de algunas zonas extractivas en Corral (Irrarázabal *et al.* 1997, Jaramillo *et al.* 1998, Gorny *et al.* 2002). En la práctica entonces no existen bancos cercanos, o a menos de 300 km del área de estudio, que generen actividad extractiva formal para estas especies, por lo cual pudiera considerarse que los bancos de huepo y navajuela ubicados dentro del Golfo de Arauco constituyen una unidad geográfica con capacidad de autosustentarse, corroborando la pertinencia y utilidad de los métodos presentados en este trabajo.

Los estudios acerca de la dinámica de los procesos que regulan la sustentabilidad de las estructuras que definen las poblaciones de huepo y navajuela dentro del Golfo de Arauco (*i.e.*, sobrevivencia y transporte larval, asentamiento y post-asentamiento; Pineda *et al.* 2009) son prácticamente nulos, siendo los peces y crustáceos los que han recibido mayor atención en cuanto al análisis de estadios tempranos planctónicos (*e.g.*, Castro *et al.* 1993, Parada 1999, Cubillos *et al.* 2003, 2005, Landaeta & Castro 2006). El litoral del Golfo de Arauco presenta una gran heterogeneidad de ambientes y topografía, entre ellos estuarios, playas de arena y costas rocosas, además de la presencia de la Isla Santa María y el Cañón del Biobío, cuyas características particulares y su relación con los procesos poblacionales de reproducción y reclutamiento de especies bentónicas no han sido estudiadas en profundidad.

En términos del desarrollo de la pesquería de huepo y navajuela dentro del Golfo de Arauco, el conocimiento actual también es deficiente. Luego de la ejecución de un número importante de proyectos de investigación en esta zona (Lépez *et al.* 1997, Jaramillo *et al.* 1998, Chong *et al.* 2001, Sánchez *et al.* 2003, Melo *et al.* 2005, Jaramillo *et al.* 2008), aún no existe claridad respecto del número real de pescadores y embarcaciones que regularmente desarrollan extracción sobre estos recursos. Pese a que existen registros oficiales y en el caso específico del huepo se encuentra cerrada la inscripción de buzos¹, el conocimiento local da cuenta de un contingente importante de usuarios que desarrolla extracción sin estar necesariamente inscritos en esta pesquería, lo que revela falencias en cuanto a regulación y fiscalización.

Con estos resultados, es evidente que en las pesquerías de huepo y navajuela del Golfo de Arauco es prioritario disminuir el esfuerzo de pesca y mejorar la selectividad de

¹ Resolución Exenta 2357, 1 sept. 2008; Subsecretaría de Pesca (MINECOM) cierra el acceso a la pesquería de huepo

los procedimientos de extracción. Es probable que si no se realizan cambios con prontitud en este sentido, la sustentabilidad de estas pesquerías pudiera encontrarse en alto riesgo. La ejecución de evaluaciones periódicas del desempeño de esta pesquería utilizando metodologías como la mostrada en este estudio y su posterior comunicación a los agentes extractores y partes interesadas, posibilita la instauración de un programa de seguimiento de la pesquería frente a nuevas medidas de control, tales como cuotas de extracción o tallas mínimas, sobretudo en el caso del huepo, especie que muestra la condición más crítica en términos de los indicadores poblacionales analizados. La sensibilización de los usuarios debe ser considerada como una fase clave en un eventual proceso de ordenamiento, la transferencia de conocimientos básicos sobre los recursos hidrobiológicos explotados y el efecto que poseen las medidas de ordenamiento en su evolución, facilitan su entendimiento y aplicación para salvaguardar la sustentabilidad de la actividad extractiva (Pinkerton 1989, Raakjær-Nielsen *et al.* 1997, ICLARM & IFM 1998, Raakjær-Nielsen *et al.* 2002).

Los efectos del terremoto y maremoto ocurrido el 27 de febrero de 2010 han producido cambios dramáticos en la morfología del Golfo de Arauco y mortandades de organismos intermareales de fondos duros y especies que habitan el submareal somero de fondos blandos (Castilla *et al.* 2010). Sin considerar las importantes pérdidas en vivienda, conectividad y embarcaciones en las localidades de Llico y Tubul, que fueron gravemente afectadas por el maremoto, recientes antecedentes indican que el 84% de las embarcaciones que operan en la pesquería de huepo y navajuela fueron afectadas gravemente y que al menos el 37% de esta flota fue declarada con pérdida total (Bernal *et al.* 2010). Pese a que lentamente la actividad extractiva se ha ido retomando, aún las condiciones de extracción y comercialización se encuentran restringidas. Sin embargo, es posible que este siniestro genere ciertas oportunidades que en el mediano plazo puedan ser propicias en la estructuración de un ordenamiento de la pesquería. La generación de catastros sobre los usuarios con embarcaciones sin daño, y dañadas parcial y totalmente, representa un punto de partida importante. Además, la disminución parcial en la presión de extracción puede generar condiciones favorables para la recuperación de los stocks, o al menos la suficiente para modificar parcialmente la tendencia descendente observada en algunos de los indicadores de desempeño analizados en este estudio. La generación de financiamiento debiera en algún momento enfocarse a evaluar el grado de impacto del terremoto sobre

la geomorfología local, incluyendo los cambios en la configuración de estuarios (*e.g.*, Humedal Tubul-Raqui), playas de arena, afloraciones rocosas, y diversas estructuras que poseen influencia sobre los procesos de reproducción y reclutamiento. Si se cumplen todas estas condiciones, o al menos parte de ellas, pudiéramos encontrarnos en una mejor condición para generar procesos de ordenamiento participativos, en los cuales se genere investigación sobre los aspectos clave necesarios para entender mejor la dinámica poblacional de estas especies con fines de ordenamiento.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Departamento de Recursos Bentónicos de la Subsecretaría de Pesca (Ministerio de Economía, Chile) y a la Federación de Pescadores Artesanales del Biobío (FEREPA BIO BIO), quienes aportaron con información de especial importancia para el desarrollo del presente estudio. Aldo Hernández fue beneficiario de una beca de la Dirección de Postgrado de la Universidad de Concepción. Renato Quiñones fue financiado por el Centro de Investigación Oceanográfica en el Pacífico Sur Oriental (COPAS, FONDAP-CONICYT, Chile, Proyecto N° 150100007).

LITERATURA CITADA

- Abia L, O Angulo & J López. 2004.** Size-structured population dynamics models and their numerical solutions. *Discrete and Continuous Dynamical Systems* 4: 1203-1222.
- Abrahão A, R Cardoso, L Yokoyama & A Amaral. 2010.** Population biology and secondary production of the stout razor clam *Tagelus plebeius* (Bivalvia, Solecurtidae) on a sandflat in southeastern Brazil. *Zoologia* 27: 54-64
- Ariz L, C Segovia, J González, N Barahona & M Nilo. 2007.** Situación actual de la pesquería del recurso huepo (*Ensis macha*) en la VII Región. Informe Final, Proyecto FIP 2006-44: 1-140. [en línea] <<http://www.fip.cl/FIP/Archivos/pdf/informes/inffinal%202006-44.pdf>>
- Baranov F. 1918.** On the question of the biological basis of fisheries. *Nauchnyi Issledovatelskii Ikhtiologicheskii Institut Ivestia* 1: 81-128.
- Barón P, L Real, N Ciocco & M Re. 2004.** Morphometry, growth and reproduction of an Atlantic population of the razor clam *Ensis macha* (Molina, 1782). *Scientia Marina* 68: 211-217.
- Bernal C, L Ariz, A Olguín, A Aguilera, N Villarroel, S Mora & H López. 2010.** Efectos del terremoto y maremoto del 27 de febrero en las caletas de la V a la IX Regiones, 106 pp. Informe Especial IFOP-SERNAPESCA, Valparaíso.

- Brey T & J Cage. 1997.** Interactions of growth and mortality in benthic invertebrate populations: empirical evidence of a mortality-growth continuum. *Archive of Fisheries and Marine Research* 45: 45-59.
- Brodziak J & K Piner. 2010.** Model averaging and probable status of North Pacific striped marlin, *Tetrapturus audax*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 793-805.
- Butterworth D & R Rademeyer. 2008.** Statistical catch-at-age analysis vs. ADAPT-VPA: the case of Gulf of Maine cod. *ICES Journal of Marine Science* 65: 1717-1732.
- Castilla JC, PH Manríquez & A Camaño. 2010.** Effects of rocky coseismic uplift and the 2010 Chilean mega-earthquake on intertidal biomarker species. *Marine Ecology Progress Series* 418: 17-23.
- Castro L, P Bernal & V Troncoso. 1993.** Coastal intrusion of copepods: mechanisms and consequences on the population biology of *Rhincalanus nasutus*. *Journal of Plankton Research* 15: 501-515.
- Chong J, S Abades, N Cortez & Ch Richardson. 2001.** Estudio de edad y crecimiento de los recursos huepo y navajuela en la VIII Región. Informe Final Proyecto FIP 2000-20: 1-82. [en línea] <<http://www.fip.cl/FIP/Archivos/pdf/informes/inffinal%202000-20.pdf>>
- Cowen R, G Gawarkiewicz, J Pineda, S Thorrold & F Werner. 2007.** Population connectivity in marine systems: An Overview. *Oceanography* 20(3): 14-21.
- Cubillos L, A Hernández, A Sepúlveda & D Arcos. 2001.** Equilibrium yield-curve analysis through an analytic age-structured production model: A sensitivity study for the Chilean jack mackerel fishery. *Fisheries Research* 1227: 1-13.
- Cubillos L, S Nuñez, J Oliva, G Claramunt, C Oyarzún, L Castro, R Roa & H Rebolledo. 2003.** Evaluación del stock desovante de anchoveta y sardina común entra la V y X Regiones, año 2002. Informe Final Proyecto FIP 2002-14: 1-127.[en línea] <<http://www.fip.cl/FIP/Archivos/pdf/informes/inffinal%202002-14.pdf>>
- Cubillos L, L Castro & C Oyarzún. 2005.** Evaluación del stock desovante de anchoveta y sardina común entra la V y X Región, año 2004. Informe Final Proyecto FIP 2004-03: 1-130. [en línea] <<http://www.fip.cl/FIP/Archivos/pdf/informes/inffinal%202004-03.pdf>>
- Daneri G, V Dellarossa, R Quiñones, B Jacob, P Montero & O Ulloa. 2000.** Primary production and community respiration in the Humboldt Current System and associated oceanic areas. *Marine Ecology Progress Series* 197: 41-49.
- Defeo O. 1996.** Recruitment variability in invertebrates, with emphasis in exposed sandy beach populations: a review. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 615-630.
- Doubleday W. 1976.** Environmental fluctuations and fisheries management. *International Convention for the Northwest Atlantic Fisheries (ICNAF) Selection Paper* 1: 141-150.
- Djurfeldt L. 1994.** The influence of physical factors on a sub-surface chlorophyll maximum in an upwelling area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 39: 389-400.
- Ebener M, J Bence, K Newman & P Schneeberger. 2005.** Application of statistical catch-at-age models to assess Lake Whitefish stocks in the 1836 treaty-ceded waters of the upper Great Lakes. En: Mohr L & T Nalepa (eds). *Proceedings of a workshop on the dynamics of lake whitefish (Coregonus clupeaformis) and the amphipod Diporeia spp. in the Great Lakes.* Great Lakes Fish Commission Technical Report 66: 271-309.
- Fogarty M & L Botsford. 2007.** Population connectivity and spatial management of marine fisheries. *Oceanography* 20: 112-123.
- Fournier D & C Archibald. 1982.** A general theory for analyzing catch at age data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 1195-1207.
- Fournier D, J Sibert, J Majkowski & J Hampton. 1990.** MULTIFAN a likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition from multiple length frequency data sets illustrated using data for bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 301-317.
- Fournier D, J Sibert & M Terceiro. 1991.** Analysis of length frequency samples with relative abundance data for the Gulf of Maine northern shrimp (*Pandalus borealis*) by the MULTIFAN method. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 591-598.
- Fournier D, J Hampton & J Sibert. 1998.** MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 2105-2116.
- Gatica C & L Cubillos. 2004.** Análisis talla-estructurado de los cambios de abundancia en *Merluccius gayi gayi* entre 1992 y 2000. *Investigaciones Marinas* 32(1): 71-87.
- Gorny M, R Alarcón, E Estay, S Oyarzún, R León & A Carmona. 2002.** Investigación biológico-pesquera del recurso huepo (*Ensis macha*) en la XII Región, 201 pp. Informe Final. Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes - Gobierno Regional de Magallanes, Punta Arenas, Chile. [en línea] <<http://164.77.209.178/gorenw/ESTUDIOS/Archivos/Economia/20136577/Infopin.pdf>>
- Hampton J & D Fournier. 2001.** A spatially disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean *Marine Freshwater Research* 52: 937-963.
- Hancock D. 1973.** The relationship between stock and recruitment in exploited invertebrates. *Rapports et Proces-Verbaux des Réunions, Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 164: 113-131.

- Hanski I. 1999.** Metapopulation ecology, 313 pp. Oxford University Press, Oxford.
- Hanski I & M Gilpin. 1991.** Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 3-16.
- Hilborn R. 1990.** Estimating parameters of full age-structured models from catch and abundance data. *Bulletin International North Pacific Fisheries Commission* 50: 207-213.
- ICLARM & IFM. 1998.** Analysis of co-management arrangements in fisheries and related coastal resources: A research framework. *Fisheries Co-management Research Project Working Paper 1*: 1-28.
- Irarrázabal A, C Toledo, M Nilo, G Jerez, V Pezo, N Barahona, E Lozada & V Asencio. 1997.** Caracterización bioeconómica de las pesquerías de Huepo (*Ensis macha*) y navajuela (*Tagelus dombeii*) en la X Región. Informe Final FIP 95-20B: 1-81. [en línea] <<http://www.fip.cl/FIP/Archivos/pdf/informes/IT%2095-20b.pdf>>
- Jaramillo E, E Clasing, M Avellanal, P Quijón, P Rubilar & G Jerez. 1998.** Estudio biológico pesquero de los recursos almeja, navajuela y huepo en la VIII y X Regiones. Informe Final Proyecto FIP 96-46: 1-182. [en línea] <<http://www.fip.cl/FIP/Archivos/pdf/informes/IT%2096-46.pdf>>
- Jaramillo E, H Contreras, O Garrido, C Gallardo, J Nuñez & G Jerez. 2008.** Estudio de reproducción y crecimiento del recurso taquilla (*Mulinia sp.*) en la VIII y X Región. Informe Final Proyecto FIP 2006-51: 1-132. [en línea] <<http://www.fip.cl/FIP/Archivos/pdf/informes/inffinal%202006-51.pdf>>
- Kimura D. 1990.** Approaches to age-structured separable sequential population analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47(12): 2364-2374.
- Landaeta M & L Castro. 2006.** Spawning and larval survival of the Chilean hake *Merluccius gayi* under later summer conditions in the Gulf of Arauco, central Chile. *Fisheries Research* 77: 115-121.
- Lépez I, O Aracena, A Carmona, A Espinoza, L Fuentes, J Sánchez & A Cerda. 1997.** Caracterización bioeconómica de las pesquerías de huepo (*Ensis macha*) y navajuela (*Tagelus dombeii*) en la VIII Región. Informe Final Proyecto FIP 95-20A: 1-87. [en línea] <<http://www.fip.cl/FIP/Archivos/pdf/informes/IT%2095-20a.pdf>>
- Levin L. 2006.** Recent progress in understanding larval dispersal: New directions and digressions. *Integrative and Comparative Biology* 46(3): 282-297.
- Levins R. 1969.** Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
- Liermann M & R Hilborn. 2001.** Depensation: evidence, models and implications. *Fish and Fisheries* 2: 33-58.
- Lima M, A Brazeiro & O Defeo. 2000.** Population dynamics of the yellow clam *Mesodesma mactroides*: recruitment variability, density-dependence and stochastic processes. *Marine Ecology Progress Series* 207: 97-108.
- Melo T, C Hurtado, D Queirolo, J Lamilla, C Bernal & A Aranís. 2005.** Diagnóstico de la operación de las pesquerías artesanales de peces en las áreas costeras, bahías y aguas interiores de la VIII Región. Informe Final Proyecto FIP: 2004-19: 1-173. [en línea] <<http://www.fip.cl/FIP/Archivos/pdf/informes/inffinal%202004-19.pdf>>
- Method R. 1986.** Synthetic estimates of historical abundance and mortality for northern anchovy, *Engraulis mordax*. *American Fisheries Society Symposium* 6: 66-82.
- Molinet C, M Matamala, A Arevalo, E Niklitschek, S Rosales, J Codjambassis, J Henríquez, V Almanza & M González. 2007.** Validación de la metodología de evaluación de bancos naturales de recursos hidrobiológicos y praderas de algas. Informe Final Proyecto FIP 2005-14: 1-169. [en línea] <<http://www.fip.cl/FIP/Archivos/pdf/informes/inffinal%202005-14.pdf>>
- Navarro J, E Clasing, M Lardies & R Stead. 2008.** Feeding behaviour of the infaunal bivalve *Tagelus dombeii* (Lamarck, 1818). Suspension vs. deposit feeding. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43(3): 599-605.
- Orensanz J & G Jamieson. 1998.** The assessment and management of spatially structured stocks: an overview of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management. En: Jamieson G & A Campbell (eds). *Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 125: 441-459.
- Orensanz J, A Parma & O Iribarne. 1991.** Population dynamics and management of natural stocks. En: Shumway S (ed). *Scallops: biology, ecology and aquaculture*. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science* 21: 625-713. Elsevier, Amsterdam.
- Orensanz J, A Parma, T Turk & J Valero. 2006.** Dynamics, assessment and management of exploited natural populations. En: Shumway S & GJ Parsons (eds). *Scallops: Biology, ecology and aquaculture*, pp. 765-867. Elsevier, Amsterdam.
- Parada C. 1999.** Influencia de factores físicos en la variabilidad interdiaria de la distribución de estados tempranos de *Engraulis ringens* en el Golfo de Arauco. Tesis de Magíster en Ciencias, mención Oceanografía, Universidad de Concepción, Concepción, 98 pp.
- Parada C, M Sobarzo, D Figueroa & L Castro. 2001.** Circulación del Golfo de Arauco en un período de transición estacional: Un nuevo enfoque. *Investigaciones Marinas* 29(1): 11-23.
- Pineda J, J Hare & S Spoungle. 2007.** Larval dispersal and transport in the coastal ocean and consequences for population connectivity. *Oceanography* 20: 22-39.

- Pineda J, N Reyns & V Starczak. 2009.** Complexity and simplification in understanding recruitment in benthic populations. *Population Ecology* 51: 17-32.
- Quinn T & R Deriso. 1999.** Quantitative fish dynamics, 542 pp. Oxford University Press, New York.
- Raakjær-Nielsen J, T Vedsman & P Friisb. 1997.** Danish fisheries co-management decision making and alternative management systems. *Ocean & Coastal Management* 3: 201-216.
- Raakjær-Nielsen J, P Degnbol, KK Viswanathan & M Ahmed. 2002.** Fisheries co-management -An institutional innovation. Conference. August 2002, Wellington, New Zealand Paper 216 IIFET 2002: 1-10.
- Ricker W. 1954.** Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Research Board* 11: 559-623.
- Roughgarden J, S Gaines & H Possingham. 1988.** Recruitment dynamics in complex life cycles. *Science* 241(4872): 1460-1466.
- Sánchez J, A Hernández, M Agüero, E Gonzáles, L Miranda, C Vásquez & A Ibáñez. 2003.** Ordenamiento de la pesquería de huepo y navajuela. Informe Final Proyecto FIP 2002-26: 1-194. [en línea] <<http://www.fip.cl/FIP/Archivos/pdf/informes/inffinal%202002-26.pdf>>
- Shepherd S & L Brown. 1993.** What is an abalone stock: implications for the role of refugia in conservation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2001-2009.
- Simpfendorfer C, K Donohue & N Hal. 2000.** Stock assessment and risk analysis for the whiskery shark (*Furgaleus macki* (Whitley)) in south-western Australia. *Fisheries Research* 47: 1-17.
- Sobarzo M. 2000.** Wind, tides, and circulation in Chilean embayments. En: Castilla J & J Largier (eds). *The oceanography and ecology of nearshore and bays in Chile*, pp. 97-113. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago.
- Strub P, J Mesías, V Montecino, J Rutlland & S Salinas. 1998.** Coastal ocean circulation off Western South America. En: Robinson A & K Brink (eds). *The Sea* 10(B): 273-314. John Wiley, New York.
- Taylor N, C Walters & S Martell. 2005.** A new likelihood for simultaneously estimating von Bertalanffy growth parameters, gear selectivity, and natural and fishing mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 215-223.
- Thomas A. 1999.** Seasonal distributions of satellite measured phytoplankton pigment concentration along the Chilean coast. *Journal of Geophysical Research* 104(C11): 25877-25890.
- Tuck G & H Possingham. 2000.** Marine protected areas for spatially structured exploited stocks. *Marine Ecology Progress Series* 192: 89-101.
- Valle-Levinson A, L Atkinson, D Figueroa & L Castro. 2003.** Flow induced by upwelling winds in an equatorward facing bay: Gulf of Arauco, Chile. *Journal of Geophysical Research* 108(C2), 3054 <doi:10.1029/2001JC001272>
- Young C. 1990.** Larval ecology of marine invertebrates: A sesquicentennial history. *Ophelia* 32(1-2): 1-48.

Recibido el 18 de julio de 2010 y aceptado el 11 de abril de 2011