



Evaluación de recursos pesqueros de Uruguay mediante modelos dinámicos

Nicolás L. Gutiérrez y Omar Defeo
Editores



Proyecto
Gestión Pesquera en Uruguay
UTF / URU / 025 / URU

Evaluación de recursos pesqueros de Uruguay mediante modelos dinámicos

Nicolás L. Gutiérrez
y Omar Defeo
Editores

Montevideo
2013

Puede solicitar un ejemplar de este documento a:

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca
Dirección Nacional de Recursos Acuáticos – DINARA
Constituyente 1497, C.P. 11.200, Montevideo – Uruguay
Tel.: (+598) 2400 4689
direccion@dinara.gub.uy
biblioteca@dinara.gub.uy

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación – FAO
Representación de FAO en Uruguay
Julio Herrera y Obes 1292, C.P. 11.100, Montevideo – Uruguay
Tel.: (+598) 2901 2510
FAO-UY@fao.org

ISBN: 978-9974-563-74-2

Se autoriza la reproducción total o parcial de este documento por cualquier medio, siempre que se cite la fuente.

Gutiérrez, Nicolás L.; Defeo, Omar (Eds.)
Evaluación de recursos pesqueros de Uruguay mediante
modelos dinámicos / Nicolás Gutiérrez y Omar Defeo (Eds.).
Proyecto Gestión Pesquera en Uruguay. – Montevideo :
MGAP-DINARA – FAO, 2013.

78 p.

ISBN: 978-9974-563-74-2

/RECURSOS PESQUEROS/ /RECURSOS MARINOS/
/EVALUACIÓN DE EFECTIVOS/ /URUGUAY/

AGRIS M11

CDD 639

Catalogación en la publicación: Lic. Aída Sogaray – Centro de Documentación y Biblioteca de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos.

Este documento debe citarse:

NICOLÁS L. GUTIÉRREZ y OMAR DEFEÓ (Eds.). 2013. Evaluación de recursos pesqueros de Uruguay mediante modelos dinámicos. Proyecto Gestión Pesquera en Uruguay. Montevideo, MGAP-DINARA – FAO, 78 p.

Paginado, impreso y encuadernado en
imprenta Mastergraf SRL
Gral. Pagola 1823 - CP 11800 -Tel. 2203 4760
Montevideo - Uruguay
E-mail: mastergraf@netgate.com.uy

Depósito Legal 356.890 - Comisión del Papel
Edición amparada al decreto 218/96

Presentación

En los últimos años, la pesca ha representado para Uruguay más de 180 millones de dólares en exportaciones, correspondientes a casi 110,000 toneladas capturadas. Al mismo tiempo, un creciente mercado interno, atraído por la disponibilidad de productos de alta calidad, está generando un consumo creciente de pescado en nuestra población. No obstante, el análisis de largo plazo de las principales pesquerías de Uruguay sugiere que los recursos que las sustentan se encuentran plenamente explotados, habiendo pocas o nulas posibilidades de incremento del esfuerzo pesquero. Esta situación refuerza la necesidad de intensificar la investigación pesquera a efectos de generar conocimientos sólidos que permitan establecer políticas de manejo dirigidas hacia un uso sostenible de los recursos.

Desde el comienzo de la administración anterior, en marzo de 2005, nos trazamos como uno de los objetivos prioritarios desarrollar las investigaciones antedichas, las cuales también contemplaban uno de los grandes reclamos del sector: priorizar la recolección, procesamiento y análisis de información científica por parte del Estado y a la vez poner a disposición del sector los resultados derivados de dichas investigaciones. Esto solo se logra si se cuenta con la información y herramientas adecuadas que permitan la adopción de medidas de manejo pesquero basadas en la mejor evidencia científica disponible. Es así que, a partir de la firma del Proyecto de Gestión Pesquera DINARA-FAO (UTF/URU/025/URU) en el año 2007, se intensificó el desarrollo de investigaciones dirigidas a fortalecer la capacidad de recolección y análisis de la información biológico-pesquera. Un objetivo de esta naturaleza resulta fundamental en el esquema de cualquier organismo rector de la pesca, pues permite planificar y ordenar las pesquerías bajo los esquemas precautorios y de pesca responsable que desarrolla Uruguay.

Este documento presenta los resultados del curso-taller sobre modelos de evaluación de stocks pesqueros y su aplicación en recursos de Uruguay, dictado por el Especialista en Biología Pesquera Nicolás Gutiérrez (Escuela de Pesquerías y Ciencias Acuáticas, Universidad de Washington, Seattle) entre el 10 y 31 de agosto de 2009. El mismo constituye tan solo una primera aproximación para la aplicación de modelos dinámicos cuantitativos de vanguardia a nivel mundial en pesquerías críticas del país. Estudios actualmente en desarrollo, que toman como base las propuestas resumidas en este documento, permitirán consolidar la aplicación de estos métodos a efectos de proporcionar elementos claves para el aprovechamiento integral y sustentable de nuestros recursos pesqueros.

Dr. Daniel Gilardoni
Director
Dirección Nacional de Recursos Acuáticos

Prefacio

Asegurar el acceso de toda la población mundial a alimentos en cantidad y calidad suficientes es uno de los principales objetivos de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Sin duda los productos derivados de la pesca y de la acuicultura contribuyen a lograrlo.

En Uruguay desde mediados de la década de los 70, cuando se comenzó a practicar la pesca como una actividad productiva, la FAO ha sido testigo y promotora de su desarrollo, siguiendo con interés la evolución del sector y manteniendo una larga trayectoria de cooperación y asistencia técnica.

Desde el año 2007, con la aprobación del proyecto UTF/URU/025/URU "Gestión Pesquera en Uruguay", financiado por la DINARA y ejecutado por la FAO, se está dando nuevamente un gran impulso al sector, contribuyendo así al desarrollo sustentable de la pesca de captura y de la acuicultura. Uno de los objetivos específicos de este proyecto es precisamente la adopción de un sistema de gestión de recursos acuáticos basado en la aplicación de metodologías científico-pesqueras de actualidad.

Entre las actividades orientadas al cumplimiento de dicho objetivo, se ha impartido un curso sobre modelos de evaluación de stocks pesqueros en el que, además de revisar en profundidad los modelos habitualmente utilizados, se puso especial énfasis en el desarrollo y uso de modelos dinámicos, dada esta característica inherente a los recursos acuáticos.

El aspecto más innovador del curso fue que se utilizaron largas series de datos de la DINARA sobre las principales especies capturadas por la flota industrial (merluza, corvina y pescadilla), así como de otras de importancia comercial como el lobo fino sudamericano y la almeja amarilla, y se aplicaron los modelos desarrollados para evaluar el estado de explotación de estas especies.

Desde la Representación de la FAO en Uruguay, felicitamos esta iniciativa, así como a los Dres. Nicolás Gutiérrez y Omar Defeo, ambos científicos uruguayos de reconocida trayectoria internacional y co-editores de la presente publicación. Esperamos que sea un aporte de nuevos elementos y recomendaciones para la toma de decisiones y formulación de políticas en el sector.

Antonio Morales Mengual
Representante de la FAO en Uruguay

Contenido

Prefacio	5
Contenido	7
EVALUACIÓN DE LA PESCADILLA (<i>Cynoscion guatucupa</i>) EN LA ZONA COMÚN DE PESCA ARGENTINO-URUGUAYA MEDIANTE MODELOS DINÁMICOS DE PRODUCCIÓN <i>María Inés Lorenzo y Marco Scavino</i>	9
EVALUACIÓN DE LA CORVINA (<i>Micropogonias furnieri</i>) EN LA ZONA COMÚN DE PESCA ARGENTINO-URUGUAYA <i>María Inés Lorenzo, Marco Scavino y Ernesto Chiesa</i>	31
EVALUACIÓN DE LA MERLUZA (<i>Merluccius hubbsi</i>) MEDIANTE UN MODELO DINÁMICO DE PRODUCCIÓN EXCEDENTE <i>Oscar Galli, Walter Norbis, Laura Paesch, César Rodríguez</i>	45
MODELO EDAD-ESTRUCTURADO DE LA ALMEJA AMARILLA (<i>Mesodesma mactroides</i>) CON LA INCLUSIÓN DE VARIABLES AMBIENTALES EN LOS PROCESOS DE SU DINÁMICA POBLACIONAL <i>Leonardo Ortega y Diego Lercari</i>	55
DINÁMICA DE LA POBLACIÓN DE HEMBRAS DE LOBO FINO SUDAMERICANO (<i>Arctocephalus australis</i>) EN URUGUAY <i>Enrique Páez</i>	65

Evaluación de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya mediante modelos dinámicos de producción

María Inés Lorenzo y Marco Scavino

RESUMEN

La pesquería de la pescadilla *Cynoscion guatucupa* es considerada la segunda en importancia entre los recursos demersales costeros de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU). Se utilizaron datos de capturas totales y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota pesquera uruguaya que opera en la ZCPAU para evaluar el stock de pescadilla y realizar proyecciones a largo plazo de la pesquería. La dinámica de la población fue analizada mediante modelos de producción excedente y edad-estructurados (EE). Los modelos dinámicos generaron estimaciones de rendimiento máximo sostenible entre 18063 y 19501 ton, sugiriendo la necesidad de aplicar medidas de manejo precautorias. De no ser así, el recurso se verá afectado a corto plazo, disminuyendo su biomasa por debajo del punto biológico de referencia límite (0.25 de la biomasa virgen). El modelo EE mostró una tendencia decreciente de la biomasa reproductora y de la biomasa explotable. Se recomienda realizar análisis de sensibilidad en cada modelo empleado y análisis de decisión para evaluar resultados de medidas alternativas de manejo.

1. Introducción

La pescadilla de calada *Cynoscion guatucupa* se distribuye en el Atlántico Sudoccidental desde el litoral de Río de Janeiro (22°S) en Brasil hasta el Golfo de San Matías (43°S) en Argentina (Menezes & Figueiredo 1980), siendo importante en el contexto comercial desde Bahía Blanca (41°S) hasta el norte de Rio Grande do Sul (29°S) (Haimovici et al. 1989).

La pescadilla es un recurso explotado tanto por Uruguay como por Argentina y Brasil. En Uruguay ocupa el tercer lugar en los desembarques y es considerada la segunda especie en importancia entre los recursos demersales costeros de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU), después de la corvina (*Micropogonias furnieri*). Es capturada por la flota industrial mediante redes de arrastre de fondo en la modalidad de pareja (Cordo 1986, Nion 1998).

En Argentina, el principal desembarque de la especie se realiza en el puerto de Mar del Plata. Los artes de pesca más utilizados para su captura son: 1) red de arrastre de fondo con portones, utilizada por embarcaciones de altura y media agua; y 2) red de arrastre a la pareja, operada por embarcaciones menores en zonas de escasa profundidad (Ruarte et al. 2004). La principal área de pesca argentina se encuentra en el Rincón, la zona del Faro San Antonio y en aguas uruguayas de la ZCPAU, existiendo un pico en las capturas en el período invierno-primavera (Ruarte et al. 2004). Entre los años 1991 y 2007 el promedio desembarcado fue 7700 ton para Argentina y 10200 ton para Uruguay. En Brasil, casi la totalidad del desembarque se realiza en Río Grande do Sul por parte de la flota industrial con modalidad de arrastre simple o de parejas y con red de enmalle a lo largo de todo el año (Haimovici 1997) y por la flota costera de mediana escala con redes de enmalle durante el invierno.

Actualmente la flota pesquera industrial uruguaya costera está compuesta por 33 barcos, cuya mayoría trabaja en arrastre a la pareja. Sólo uno de los 33 barcos que componen esta pesquería trabaja con red de arrastre con puertas. La especie objetivo de esta flota es la corvina, por lo cual la pescadilla, a pesar de ser el tercer recurso en cantidad capturado por la flota industrial uruguaya, podría considerarse como pesca incidental.

Los modelos de producción excedente desarrollados por Arena & Gamarra (2000) para el período 1986-1996 mostraron valores de Rendimiento Máximo Sostenible (*RMS*) de 21500 ton (modelo de Schaefer 1954) y 21100 ton (modelo de Fox 1970). El análisis mostró que las capturas sobrepasaron el *RMS* y una disminución de los rendimientos pesqueros, lo cual sugirió que dicha especie estaría sujeta a una explotación excesiva.

Durante el período 1996-2007, las capturas de pescadilla efectuadas por ambos países tuvieron su valor máximo en 1997 (34414 ton) y un mínimo en 2003 (10621 ton). A partir del año 2004 las capturas se duplicaron, debido a un aumento de las capturas argentinas, ya que las capturas uruguayas se mantuvieron entre 7000 y 11000 ton. Un análisis reciente de la estructura de la población de pescadilla entre los años 1991 y 2007, en base a campañas de evaluación del recurso, mostró cambios en la estructura de tallas, en especial un incremento de los grupos de edad juveniles.

Teniendo en cuenta la problemática anteriormente mencionada, los objetivos del presente trabajo fueron determinar Puntos Biológicos de Referencia (*PBR*) para el recurso pescadilla en la ZCPAU, así como proponer pautas de manejo y dimensionamiento de la pesquería.

La estrategia de investigación consistió en las siguientes etapas: 1) cálculo de índices de abundancia para la flota uruguaya dirigida a pescadilla; 2) aplicación de los modelos dinámicos de producción excedente de Schaefer (1954) y Fox (1970) y desarrollo de un modelo Edad-Estructurado (EE); y 3) estimación de los principales *PBR*.

2. Materiales y métodos

2.1. ÍNDICE DE ABUNDANCIA

La construcción de un índice de abundancia relativo se efectuó utilizando un Modelo Lineal General (MLG), que permitió incorporar los factores e interacciones más importantes que generan cambios en la CPUE (Perrotta et al. 2003). El modelo utilizado fue el siguiente:

$$\ln(\text{CPUE}) = \mu + \text{Año} + \text{Área} + \text{Trimestre} + (\text{Área} \times \text{Trimestre}) + (\text{Trimestre} \times \text{Flota}) + \varepsilon$$

Donde:

$\ln(\text{CPUE})$:	logaritmo natural de la CPUE por viaje de pesca, expresada en kilogramos por hora de arrastre
μ :	constante del modelo
<i>Año y Trimestre</i> :	fecha de arribo a puerto de la embarcación
<i>Área</i> :	1 (este), 2 (oeste)
<i>Área x Trimestre</i> :	interacción de primer orden entre el área y el trimestre
<i>Trimestre x Flota</i> :	interacción de primer orden entre el trimestre y la flota
ε :	término de error del modelo

Para obtener el índice de abundancia correspondiente a cada año, se aplicó directamente la transformación antilogarítmica a las medias mínimo-cuadráticas de los logaritmos de la CPUE obtenidas a partir del MLG (Hernández 2004). De esta forma, matemáticamente se definió:

$$\overline{\text{CPUE}}_t = e^{\overline{\ln(\text{CPUE})}_t}$$

Donde:

$\overline{\text{CPUE}}_t$:	índice de abundancia correspondiente al año t
$\overline{\ln(\text{CPUE})}_t$:	valor medio mínimo-cuadrático de los logaritmos de CPUE para el año t

Los factores considerados para la aplicación del MLG fueron los siguientes: 1) año (periodo 1996-2008); 2) área: 1 (este), 2 (oeste); 3) trimestre. Se consideraron 8 unidades de pesca (parejas de arrastre costero), las cuales operaron durante todo el periodo de estudio y presentaron porcentajes mayores al 50% de captura de pescadilla.

2.2. MODELOS DINÁMICOS DE PRODUCCIÓN EXCEDENTE

Se utilizaron los modelos de biomasa excedente de Schaefer (1954) y Fox (1970) para determinar indicadores de productividad del stock, dados por el RMS , el esfuerzo que lo produce (f_{RMS}) y la biomasa que lo mantiene (B_{RMS}). Asimismo, se estimaron indicadores del estado presente del stock, definidos por la fracción de biomasa actual (B_{2008}) en función de B_{RMS} y la fracción de la biomasa actual en función de la biomasa virgen.

El modelo de Schaefer (1954) en su versión dinámica se expresa de la siguiente manera:

$$B_{t+1} = \left[B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) - C_t \right]$$

Por su parte, el modelo de Fox (1970) se expresa como:

$$B_{t+1} = \left[B_t + rB_t \left(-\ln \frac{B_t}{K} \right) - C_t \right]$$

Donde:

- B_t : biomasa en el año t
- B_{t+1} : biomasa correspondiente al año $t+1$
- K : capacidad de carga del sistema que se corresponde con el límite más allá del cual no puede crecer la biomasa total de un stock no explotado
- B_0 : biomasa virgen antes del comienzo de la explotación (en este trabajo $K=B_0=B_{1996}$)
- r : tasa intrínseca de crecimiento poblacional
- C_t : capturas en peso obtenidas en el año t

Para ambos modelos, a los efectos de definir un modelo estadístico con los datos observados (captura y $CPUE$) se supuso:

$$I_t = qB_t \exp(\varepsilon_t)$$

Donde I_t es el índice de abundancia para el año t , ε_t es el error de observación y tiene distribución normal centrada con varianza s y q es el coeficiente de capturabilidad. De esta manera se consideró un modelo de Schaefer con incertidumbre en la observación (Hilborn & Mangel 1997) en el cual el negativo del logaritmo de la verosimilitud de la muestra ($\log I_{1996}, \dots, \log I_{2008}$) es:

$$-11 \log \sigma \sqrt{2\pi} + \frac{1}{2\sigma^2} \sum_{t=1996}^{t=2008} [\log(I_t) - \log(\hat{I}_t)]^2$$

Se construyó la correspondiente función de log-verosimilitud de la muestra, llevándose a cabo la optimización de la misma por medio del algoritmo de optimización Solver disponible en Excel (Microsoft Office). Para estimar la función de máxima verosimilitud se minimizó el negativo del logaritmo de dicha función.

Dados r , K y $n=13$, la estimación de q que minimizó el negativo del logaritmo de la verosimilitud fue calculada analíticamente de la siguiente manera:

$$\hat{q} = \exp\left(\frac{1}{n} \sum \ln\left(\frac{I_t}{\hat{B}_t}\right)\right)$$

A partir de los índices anuales de CPUE estandarizados para la flota uruguaya dirigida a pescadilla y de los datos de captura totales de Argentina y Uruguay, el ajuste del modelo se efectuó de la siguiente manera:

1. Inclusión de los valores iniciales de los parámetros r , q , K y σ .
2. Estimación de los valores de dichos parámetros minimizando el negativo del logaritmo de la verosimilitud de la muestra y empleando las predicciones \hat{B} y \hat{I} , las cuales se obtuvieron a partir de las ecuaciones que definen el modelo de Schaefer y Fox, así como el índice de abundancia en función de la biomasa.

Una vez estimados K y r , se determinó la biomasa predicha por el modelo y se evaluaron de manera analítica q y σ .

Para las proyecciones de la biomasa, el modelo se extrapoló 12 años considerando dos escenarios de manejo distintos:

1. Manteniendo constante el valor obtenido de RMS , se realizaron estimaciones de la biomasa, reduciendo la misma hasta un 25% e incrementándola hasta un 10 %.
2. Considerando una disminución de la captura registrada para el año 2008 del 5 y 10%.

Se consideró sobrepesca cuando la biomasa total actual caía por debajo del 25% de la biomasa virgen (B_0) respectiva.

Para el modelo de Schaefer (1954) y de Fox (1970), los indicadores de productividad del recurso estimados fueron el RMS , el esfuerzo que lo produce f_{RMS} , la biomasa que lo mantiene B_{RMS} , la tasa de explotación (U_{RMS}) y la captura de reemplazo (Cadima 2000). Como indicadores del estado presente del stock se estimó: 1) la fracción de biomasa actual (B_{2008}) en función de B_{RMS} ; y 2) la fracción de la biomasa actual en función de la biomasa virgen B_0 .

2.3. MODELO EDAD - ESTRUCTURADO

En el caso de los modelos Edad - Estructurados (EE), la respuesta dinámica a la explotación es tratada independientemente para cada clase de edad, siendo la respuesta global la suma de las respuestas parciales de cada clase.

Los datos utilizados para la elaboración del modelo EE fueron los siguientes:

1. Capturas totales (ton) de Argentina y Uruguay y CPUE (ton/h) correspondiente a la flota dirigida a pescadilla en el período 1996-2008.

2. Parámetros de crecimiento calculados a través del modelo de crecimiento de von Bertalanffy (1938) en base a la lectura de otolitos de pescadilla correspondientes al año 2007. Los parámetros de las curvas de crecimiento se estimaron mediante la aplicación del método de máxima verosimilitud (Aubone & Whöler 2000). La edad de primera madurez (t_{50}) fue estimada a través del modelo inverso de von Bertalanffy (Sparre & Venema 1998).
3. Mortalidad natural (M), calculada por los métodos de Hoenig (1983), Pauly (1984), Taylor (1960) y Alagaraja (1984). Al considerar el error en los parámetros de entrada se apreció que el modelo de Pauly (1984) generó el mayor coeficiente de variación, seguido por el modelo de Taylor (1960). Los modelos más precisos fueron Hoenig (1983) y Alagaraja (1984). En base a esto se consideró un valor de $M = 0.33 \text{ año}^{-1}$ (Lorenzo 2009).
4. Pesos por edad obtenidos de la relación talla-peso estimada por Ruarte & Aubone (2001) y luego convertidos a edades por medio de la ecuación de von Bertalanffy.

Los insumos estimados del modelo fueron los siguientes:

1. Proporción de ejemplares maduros por edad.
2. Selectividad por edad.
3. Edad de vulnerabilidad al 50%.
4. Parámetros de la relación stock-reclutamiento de Beverton & Holt (1957). Se reconstruyó dicha relación en función del "steepness", definido como la fracción de reclutamiento virgen (R_0) que se espera si la biomasa desovante es reducida al 20% de la biomasa virgen (Hilborn & Walters 1992).
5. Pendiente de la función logística.
6. Tasa de explotación durante el año y .

A efectos de construir el modelo, para el primer año de la serie de datos (1996) se consideró el valor inicial para la edad 0 igual a R_0 . Para las restantes clases de edad se consideró la supervivencia en relación a la clase de edad (a).

Se determinaron las condiciones iniciales que corresponden a una población en condiciones de pre-explotación de equilibrio de la siguiente manera:

$$N_{1996,a} = \begin{cases} R_0 & \text{si } a = 0 \\ N_{1996,a-1} S_{a-1} & \text{si } 1 \leq a \leq 6 \\ N_{1996,6} S_6 / (1 - S_7) & \text{si } a = 7 \end{cases}$$

En este caso se consideró el año 1996 y la edad 0, donde R_0 es el reclutamiento virgen y S la supervivencia.

Los valores de α y β fueron determinados a partir del reclutamiento virgen (R_0) y del parámetro "steepness" (h) de la relación stock-reclutamiento (RSR). Reestructurando la RSR de Beverton-Holt en función de h , se despejaron los parámetros α y β a incluir en el modelo:

$$\alpha = R_0 \left(\frac{1-h}{4h} \right) \beta = \frac{5h-1}{4hR_0}$$

En este trabajo se le asignó valores semillas a h y R_0 igual a 1. Posteriormente se calculó la biomasa desovante para el año inicial (1996) de la siguiente manera:

$$\tilde{B}_y = \sum_{a=a_m}^x w_a N_{y,a}$$

Donde:

\tilde{B}_y : biomasa desovante al inicio del año y
 a_m : edad de madurez sexual
 w_a : peso de un pez de edad a , definido por la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy (1938) que incluye los parámetros alométricos e y f como sigue:

$$w_a = e \{ \ell_\infty (1 - \exp(-\kappa(a - t_0))) \}^f$$

La dinámica poblacional de los individuos de edad 1 a partir del año 1996 hasta el final del período analizado estuvo dado por:

$$N_{y+1,a+1} = \begin{cases} (\tilde{B}_{y+1} / \tilde{B}_0) / [\alpha + \beta(\tilde{B}_{y+1} / \tilde{B}_0)] & \text{si } a = 0 \\ N_{y,a}(1 - V_a F_y) S_a & \text{si } 1 \leq a \leq 6 \\ N_{y,7}(1 - V_7 F_y) S_7 + N_{y,6}(1 - V_6 F_y) S_6 & \text{si } a = 7 \end{cases}$$

Donde:

$N_{y,a}$: número de individuos de edad a al comienzo del año y
 a : edades mayores a 7 años, agrupadas (7+)
 V_a : vulnerabilidad de un pez de edad a - asumiendo una función logística:

$$V_a = \left(1 + \exp[-\delta(a - a_{50})] \right)^{-1}$$

a_{50} : edad al 50% de vulnerabilidad
 δ : pendiente de la función logística
 F_y : tasa de explotación durante el año y
 S_a : tasa de supervivencia para individuos de edad a
 α, β : parámetros de la relación stock-reclutamiento

La tasa de explotación se asumió como las capturas extraídas de la biomasa vulnerable:

$$F_y = C_y / B_y$$

Donde:

C_y : captura en peso durante el año y

B_y : biomasa vulnerable al inicio del año y

$$B_y = \sum_{a=0} w_a V_a N_{y,a}$$

Los parámetros del modelo se ajustaron por el método de mínimos cuadrados proveniente de la información de tasas de captura.

$$SSQ_{total} = \sum_v \left(\ln I_y - \ln(q_{CPUE} B_y) \right)^2$$

Donde:

I_y : índice de capturas para el año y

q_{CPUE} : coeficiente de capturabilidad que relaciona la biomasa con la tasa de captura

B_y : estimación de biomasa para el año y

Se consideraron distintos escenarios:

1. Variación de la supervivencia por edad, considerándose valores de mortalidad entre 0.25 y 0.40 años⁻¹.
2. Variación de los parámetros de crecimiento en un nivel de confianza del 95%.
3. Estimación de los valores de selectividad por clase de edad y selectividad constante.

Como indicador de productividad del recurso se calculó la captura que determina un nivel de depleción de $0.25B_0$.

3. Resultados

3.1. ÍNDICES DE ABUNDANCIA

El modelo planteado explicó un 23% de la varianza total. Todos los factores y las interacciones consideradas (excepto Año*Área) fueron significativas (Tabla 1). La distribución de los residuales fue normal y homoscedástica (Figura 1), lo cual sugiere que el modelo está bien especificado.

Tabla 1. Resultados del análisis de varianza del MLG para la serie de datos proveniente de la flota comercial uruguaya, período 1996-2008. Factores: Área, Año y Trimestre. SS: suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MS: cuadrados medios; F: prueba de Fisher; p: probabilidad.

	SS	GL	MS	F	p
Intercepto	7405.09	1	7405.09	9866.70	0.0000
Año	12.51	12	1.04	1.39	0.1650
Trimestre	20.72	3	6.91	9.20	0.0000
Área	2.21	1	2.21	2.95	0.0863
Año*Trimestre	64.80	36	1.80	2.40	0.0000
Año*Área	6.01	12	0.50	0.67	0.7835
Trimestre*Área	11.10	3	3.70	4.93	0.0021
Error	689.72	919	0.75		

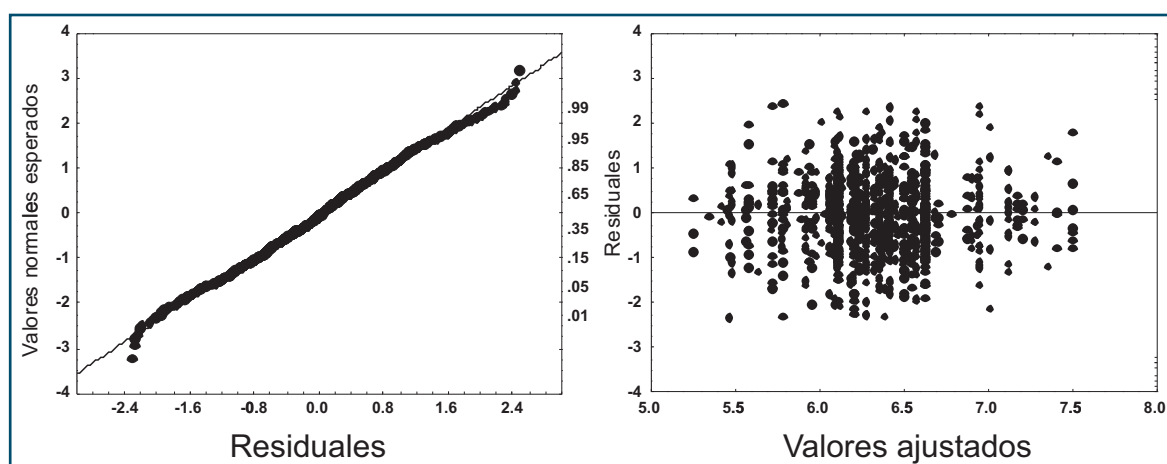


Figura 1. Análisis de los residuales para la serie de datos de CPUE proveniente de la flota comercial uruguaya dirigida a pescadilla entre los años 1996 y 2008.

En la Figura 2 se presentan los valores logaritmizados de CPUE en relación a los factores considerados en el modelo. Se determinó una mayor CPUE de la flota en el trimestre 3 (julio a setiembre, Fig. 2A) y para el Área 1, correspondiente a la Bahía de Samborombón y parte de la costa oeste uruguaya (Fig. 2B). La CPUE fue máxima para ambas áreas al comienzo del período analizado (año 1996), siendo menos variable en el tiempo en el Área 1 (Fig. 2C). En ambas áreas se observó una disminución del rendimiento pesquero en el tiempo, alcanzándose valores mínimos en 2003 (Área 1) y 2001 (Área 2), estabilizándose hacia el final del período. El análisis discriminado

por trimestres mostró un CPUE máximo en el tercer trimestre para ambas áreas, mientras que en el cuarto trimestre el rendimiento del Área 2 fue significativamente menor que en el Área 1 (Fig. 2D). Esta tendencia trimestral fue consistente para todo el período analizado (Fig. 2E).

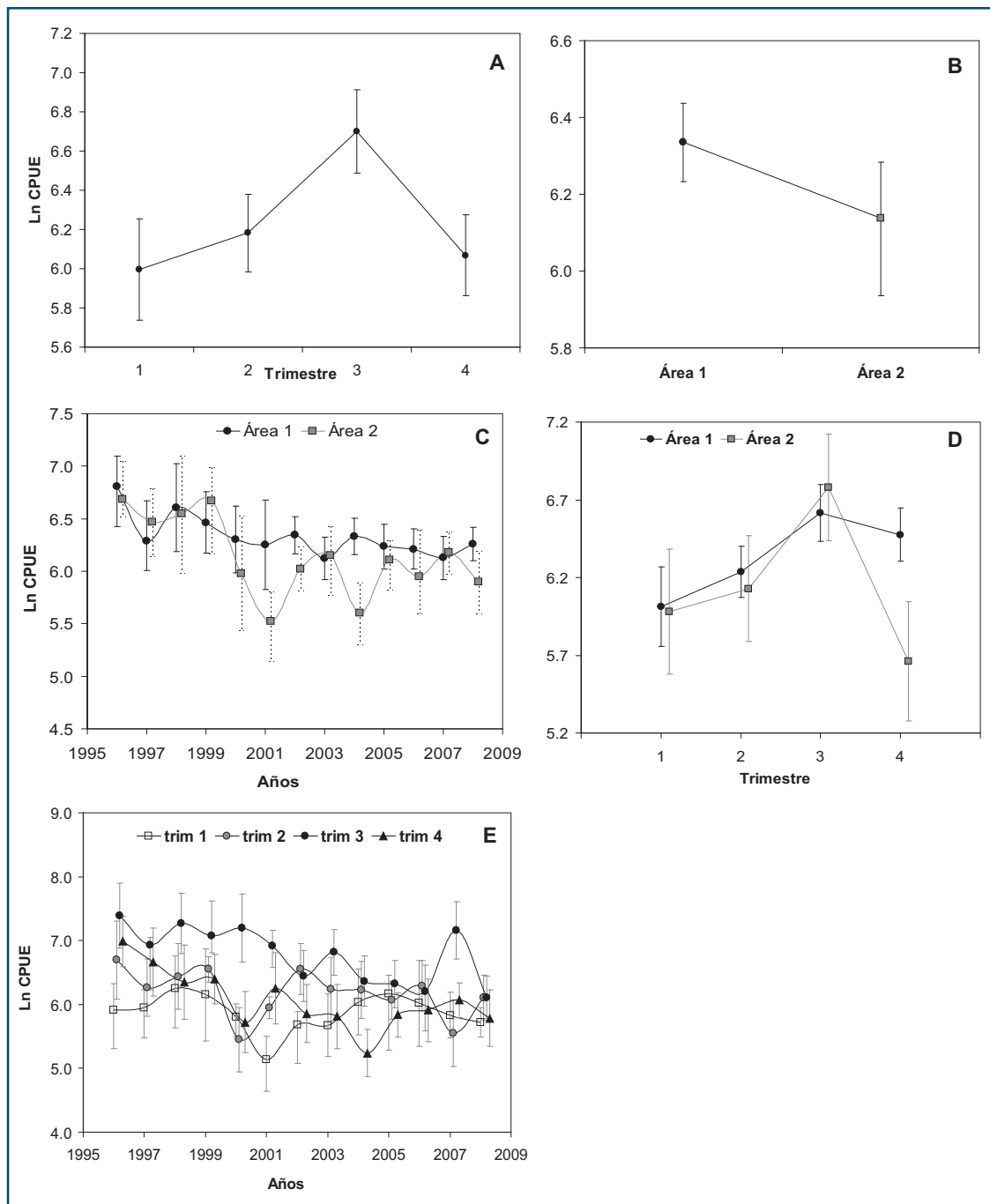


Figura 2. Variación de la CPUE (kg/h, expresado en logaritmo) de pescadilla para la flota uruguaya, expresada en forma logarítmica, para el período 1996-2008 por: (A) trimestre, (B) área, (C) año y área, (D) trimestre y área, (E) trimestre y año. Las barras verticales indican intervalos de confianza de 95%.

La serie de CPUE indicada en la Figura 3 fue utilizada para realizar la evaluación y diagnóstico de pescadilla.

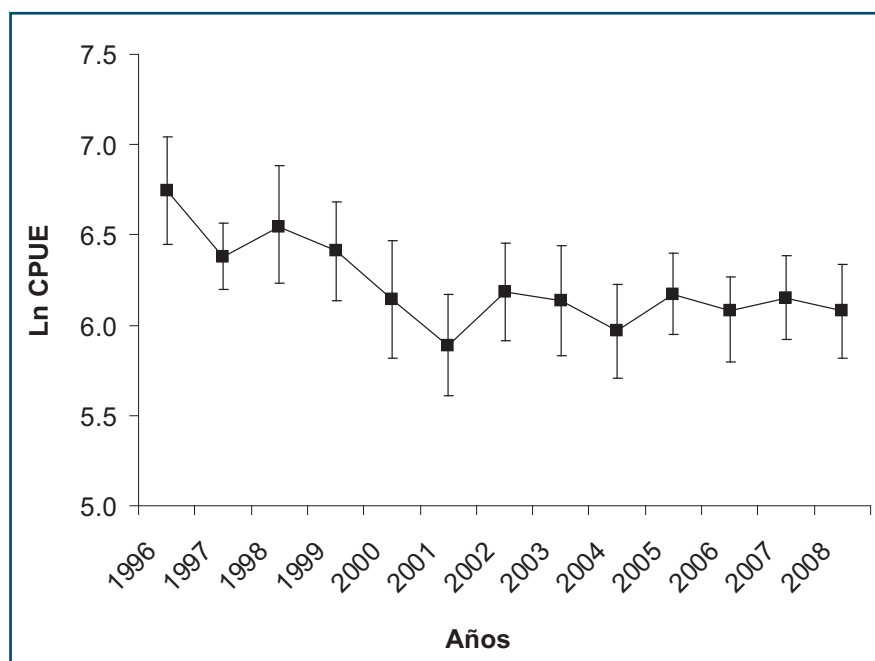


Figura 3. Variación anual de la CPUE (kg/h) de pescadilla, expresada en logaritmo, para el período 1996-2008. Las barras verticales indican intervalos de confianza de 95%.

3.2. MODELO DE BIOMASA EXCEDENTE DE SCHAEFER (1954)

En base a los datos de capturas totales en la ZCPAU y CPUE estandarizados para la flota uruguaya en el periodo 1996-2008 (Fig. 4), los parámetros $K=264120$ ton y $r=0.27$ fueron los que mejor ajustaron el modelo de Schaefer ($LL=-7.83$), estimándose un RMS de 18064 ton y una U_{RMS} de 0.14 (Tabla 2, Fig. 5).

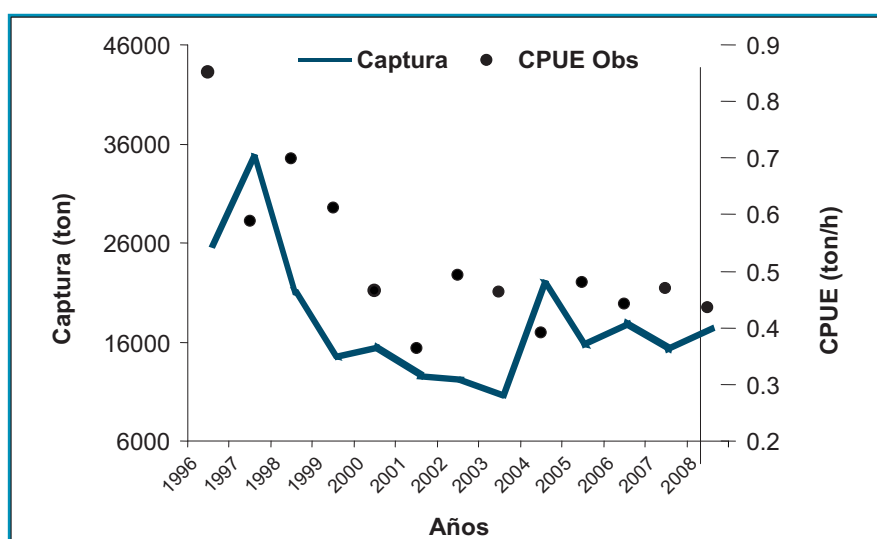


Figura 4. Evolución de las capturas desembarcadas (ton) de pescadilla por las flotas argentina y uruguaya considerando información proveniente de la ZCPAU y CPUE (ton/h) de la flota uruguaya dirigida a pescadilla. Período 1996-2008.

Tabla 2. Parámetros del modelo de Schaefer aplicado a pescadilla: K capacidad de carga (ton), r tasa intrínseca de crecimiento; q coeficiente de capturabilidad, σ varianza del error del modelo. Rendimiento máximo sostenible (RMS , ton), biomasa correspondiente al RMS (B_{RMS} , ton), esfuerzo pesquero correspondiente al RMS (f_{RMS} , horas), tasa de explotación (U_{RMS}), relación biomasa actual en función de la capacidad de carga (K , ton) y la B_{RMS} .

Parámetro	Estimado
r	0.27
K	264120
q	2.13E-06
σ	0.14
RMS	18064
B_{RMS}	132060
f_{RMS}	63286
U_{RMS}	0.14
B_{08}/K	0.75
B_{08}/B_{RMS}	1.50

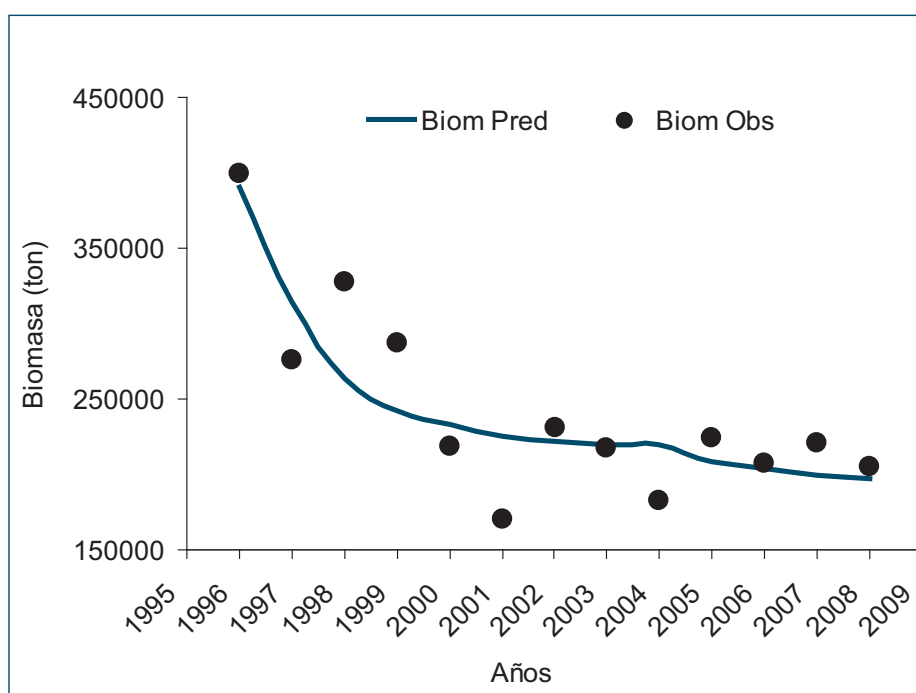


Figura 5. Biomasa observada (●) y predicha (línea continua) por el modelo de Schaefer, en función del ajuste a los datos de capturas totales de pescadilla en la ZCPAU y CPUE (ton/h) estandarizada según el MLG.

En la Figura 6 se presentan las series de CPUE observadas y predichas por el modelo durante el periodo 1996-2008. Existió un buen ajuste entre ambas series, excepto para el año 2001.

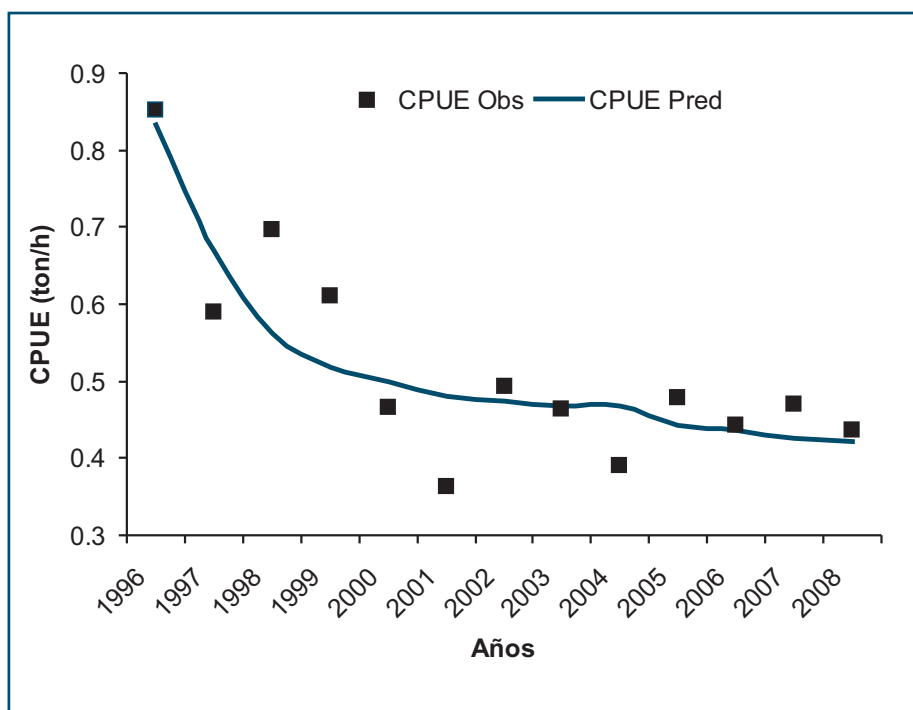


Figura 6. CPUE observadas (●) y predichas (línea continua) por el modelo de Schaefer para pescadilla.

Las series de biomasa predichas correspondientes a diferentes hipótesis de B_0 determinaron un patrón común (Fig. 7). Hasta el año 1999 la tasa de disminución se acentuó, convergiendo en un valor común de 201000 ton, independientemente de la biomasa inicial considerada. Esto determinó que la proyección de la biomasa a partir del año 2008 fuese independiente del valor de B_0 .

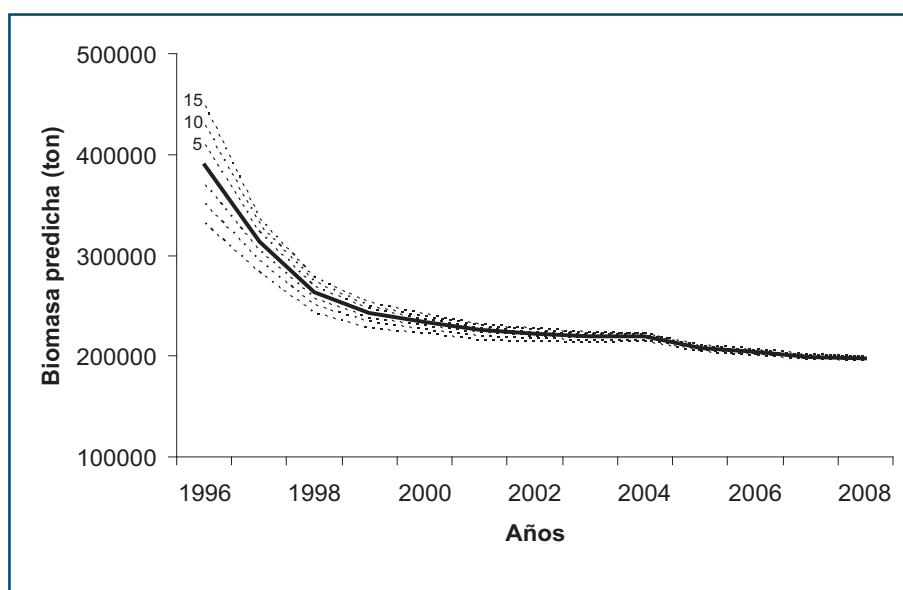


Figura 7. Evolución de las biomásas predichas (ton) de pescadilla por el modelo de Schaefer durante el periodo 1996-2008, considerando variaciones marginales de $\pm 5, 10$ y 15% de B_0 .

Los perfiles de máxima verosimilitud de los parámetros r y K determinaron que los valores que mejor ajustaron el modelo estuvieron comprendidos entre 0.22-0.29 para r y 256000 y 268000 ton para K (Fig. 8).

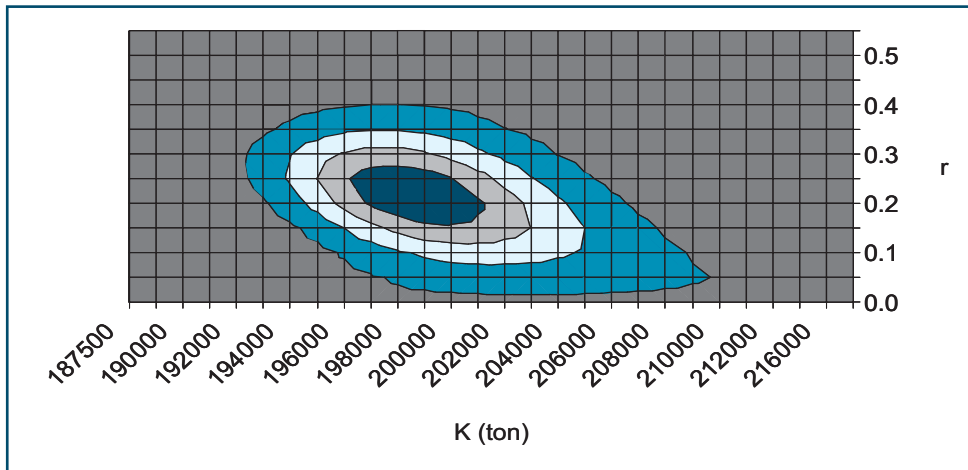


Figura 8. Perfiles de máxima verosimilitud de los parámetros r y K (ton) para pescadilla. ■ 0-0.2 ■ 0.2-0.4 □ 0.4-0.6 ■ 0.6-0.8 ■ 0.8-1.

Considerando el valor de RMS de 18064 ton obtenido por el modelo, la población se mantuvo por encima del PBR establecido ($0.25B_0$). Sin embargo, un incremento del 10% de dicho valor produjo una disminución por debajo del PBR al final del periodo considerado (Fig. 9A). Una disminución de 5 y 10% para la captura del año 2008 mantiene la biomasa por encima del PBR establecido (Fig. 9B).

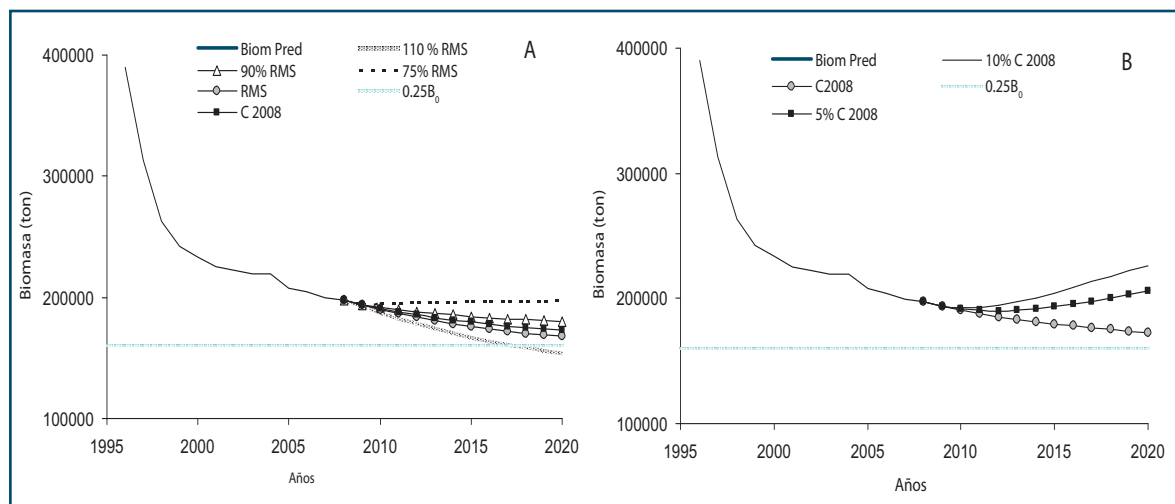


Figura 9. (A) Proyecciones de la biomasa de pescadilla para el período 2009-2020 considerando distintas proporciones del Rendimiento Máximo Sostenible (RMS , ton). (B) Disminución de la captura 2008 en 5 y 10%. Biom Pred: biomasa predicha (ton), $0.25B_0$: punto de referencia límite.

3.3. MODELO DE BIOMASA EXCEDENTE DE FOX (1970)

En base a los datos de capturas totales en la ZCPAU y CPUE estandarizados para la flota uruguaya, así como la serie de biomasa observada en el período 1986-1996, la combinación de parámetros de $K = 279000$ ton y $r = 0.19$ fue la que mejor ajustó al modelo de Fox ($LL = -4.035$), estimándose un RMS de 19571 ton y una U_{RMS} de 0.16 (Tabla 3, Fig. 10).

Tabla 3. Parámetros del modelo de Fox (1970) aplicado a pescadilla: K capacidad de carga (ton), r tasa intrínseca de crecimiento; q coeficiente de capturabilidad, σ : varianza del error del modelo. Rendimiento máximo sostenible (RMS , ton), biomasa correspondiente al RMS (B_{RMS} , ton), esfuerzo pesquero correspondiente al RMS (f_{RMS} horas), tasa de explotación (U_{RMS}), relación biomasa actual en función de la capacidad de carga (K , ton) y la B_{RMS} correspondientes a los datos de capturas totales de pescadilla en la ZCPAU.

Parámetro	Estimado
r	0.19
K	279000
q	2.1E-06
σ	0.14
RMS	19571
B_{RMS}	102638
f_{RMS}	7110
U_{RMS}	0.16
B_{08}/K	0.71
B_{08}/B_{RMS}	1.94

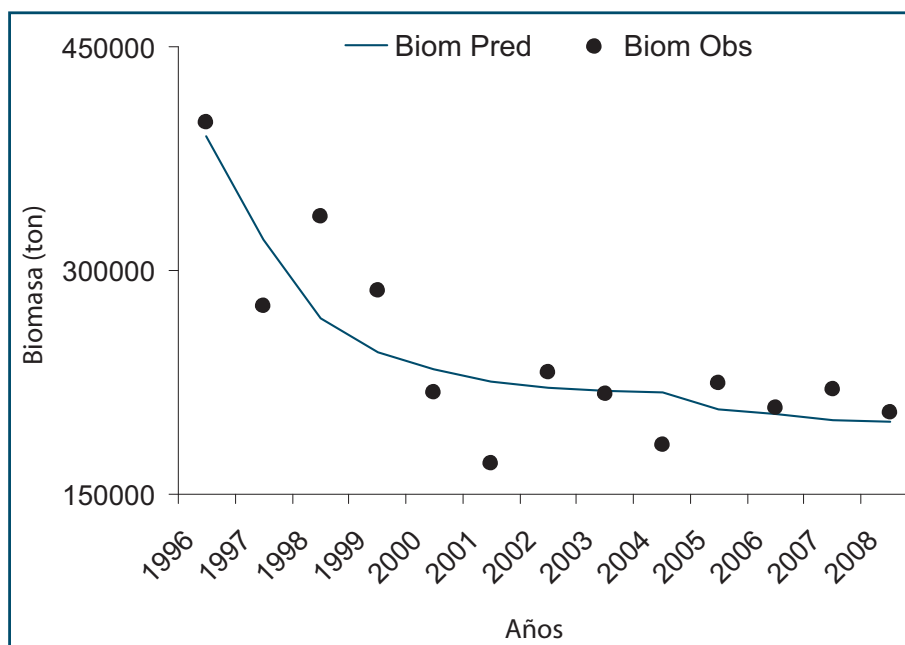


Figura 10. Biomasa observada (●) y predicha (línea continua) por el modelo de Fox, en función del ajuste a los datos de capturas totales de pescadilla en la ZCPAU y CPUE (ton/h) estandarizada según el MLG.

Considerando el RMS de 19571 ton obtenido por el modelo, la población se mantendría por encima del PBR establecido ($0.25B_0$). Al considerar un incremento de RMS del 10%, la población disminuiría entre 10 y 25% (Fig. 11A). Una disminución de la captura para el año 2008, tanto en un 5 como un 10%, generaría biomazas que se mantienen por encima del PBR establecido (Fig.11B).

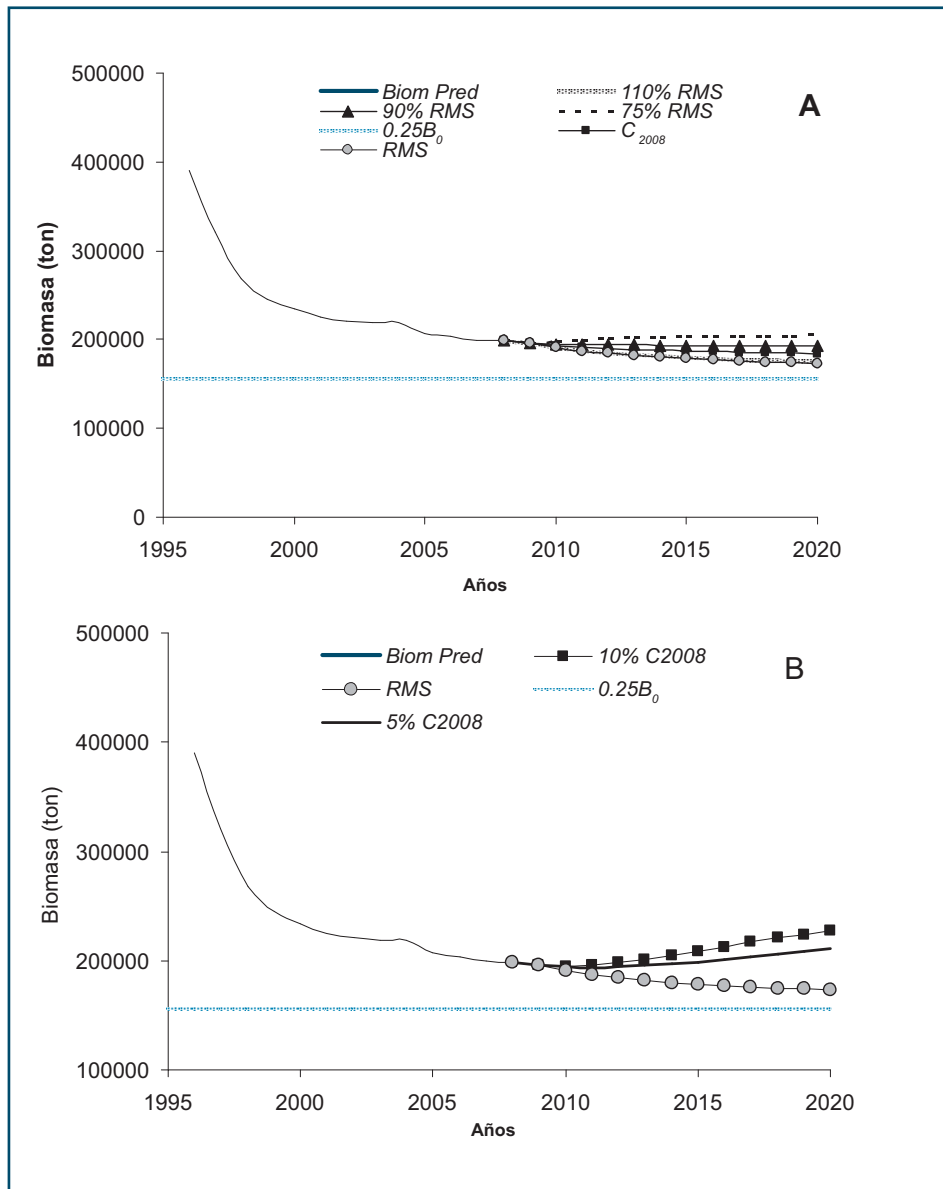


Figura 11. (A) Proyecciones de la biomasa de pescadilla para el período 2009-2020 según el modelo de Fox (1970) considerando distintas proporciones del rendimiento máximo sostenible. (B) Disminución de la captura 2008 en 5 y 10%. Biom Pred: biomasa predicha (ton), RMS : Rendimiento Máximo Sostenible (ton), $0.25B_0$: punto de referencia límite.

En la Figura 12 se observan las curvas de producción excedente para los modelos de Schaefer y Fox en relación a la biomasa poblacional (Sparre & Venema 1998). Fox aportó una biomasa óptima (102638 ton) menor que la de Schaefer. Para pescadilla, el estimado de B_{RMS} por el

modelo de Schaefer se considera menos riesgoso que el de Fox, ya que corresponde a un nivel de B_{RMS} mayor para un menor valor de RMS (Fig. 12). Al considerar U_{RMS} , la producción excedente según el modelo de Schaefer alcanzó su máximo ($U_{RMS} = 0.11$; $RMS = 18063$ ton) cuando $U_{RMS} = r/2$. El valor máximo de la producción excedente en el modelo de Fox fue $U_{RMS} = r = 0.16$ (Fig. 13).

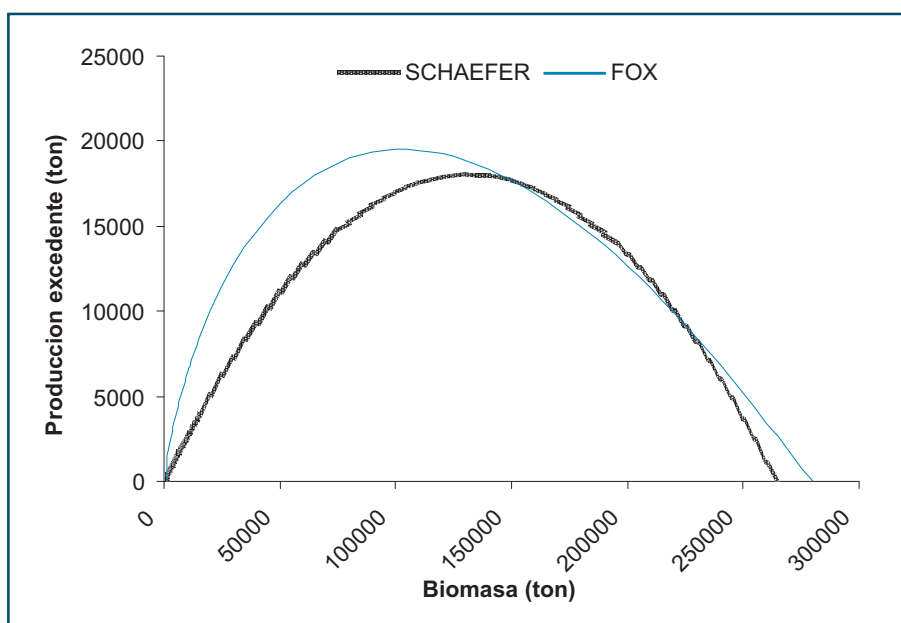


Figura 12. Producción excedente en función del tamaño poblacional de pescadilla para los modelos de Schaefer (1954) y Fox (1970), incluyendo valores de B_{RMS} (ton) y RMS (ton).

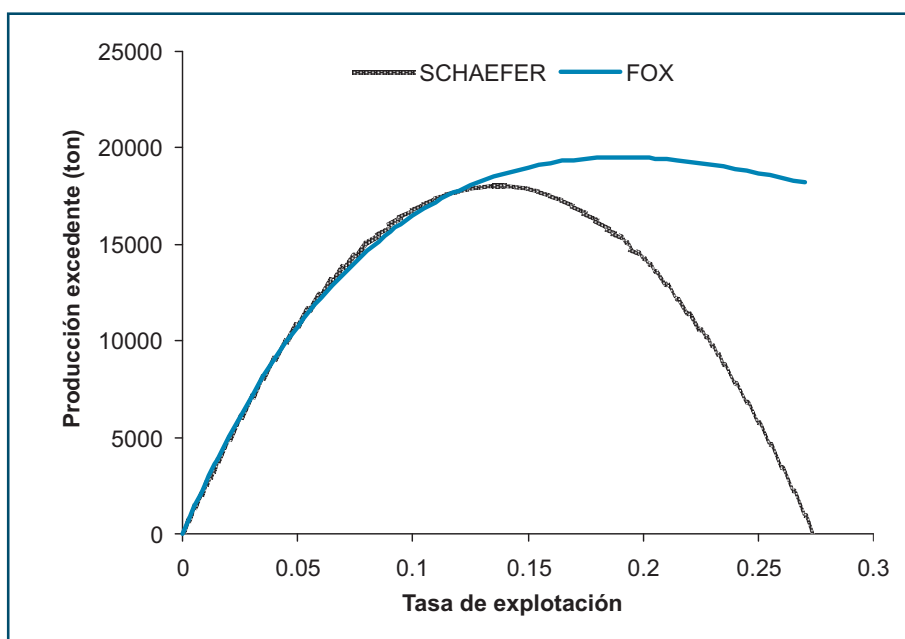


Figura 13. Relación entre producción excedente (ton) de pescadilla y tasa de explotación para los modelos de Schaefer y Fox.

3.4. MODELO EDAD – ESTRUCTURADO

El modelo EE con distintos valores de vulnerabilidad, selectividad y fecundidad generó un valor de $h = 0.6$. La tasa de depleción disminuyó de 0.42 a 0.27 al considerar valores extremos de mortalidad de, respectivamente 0.20 y 0.40 año⁻¹. Con el valor de M asignado (0.33 año⁻¹, tasa de supervivencia igual a 0.72), se observó una tasa de depleción de 0.40 (Tabla 4).

Tabla 4. Ajuste del modelo EE a distintos valores de supervivencia (S) de pescadilla correspondientes a valores de mortalidad natural $M= 0.20; 0.25; 0.30; 0.33; 0.35$ y 0.40 año⁻¹, a y b parámetros de la función de reclutamiento, R_0 reclutamiento virgen, h parámetro "steepness", TD : tasa de depleción; $0.4B_0$.

M	S	h	R_0	a	β	TD	$0.4B_0$
0.20	0.82	0.60	42.81	0.0038	0.0194	0.420	43727
0.25	0.78	0.60	51.83	0.0032	0.0162	0.410	34777
0.30	0.74	0.60	61.80	0.0026	0.0135	0.410	28483
0.33	0.72	0.60	68.32	0.0024	0.0121	0.401	25526
0.35	0.70	0.60	72.83	0.0023	0.0114	0.398	23807
0.40	0.67	0.60	84.90	0.0019	0.0098	0.271	16513

En la Figura 14 se observa el ajuste del modelo EE para los datos de CPUE (1996-2008). Se determinó una disminución de la CPUE ajustada por el modelo hasta el año 1999, año a partir del cual se mantuvo constante alrededor de 0.48 ton/h, para posteriormente disminuir hacia el final del periodo hasta 0.42 ton/h.

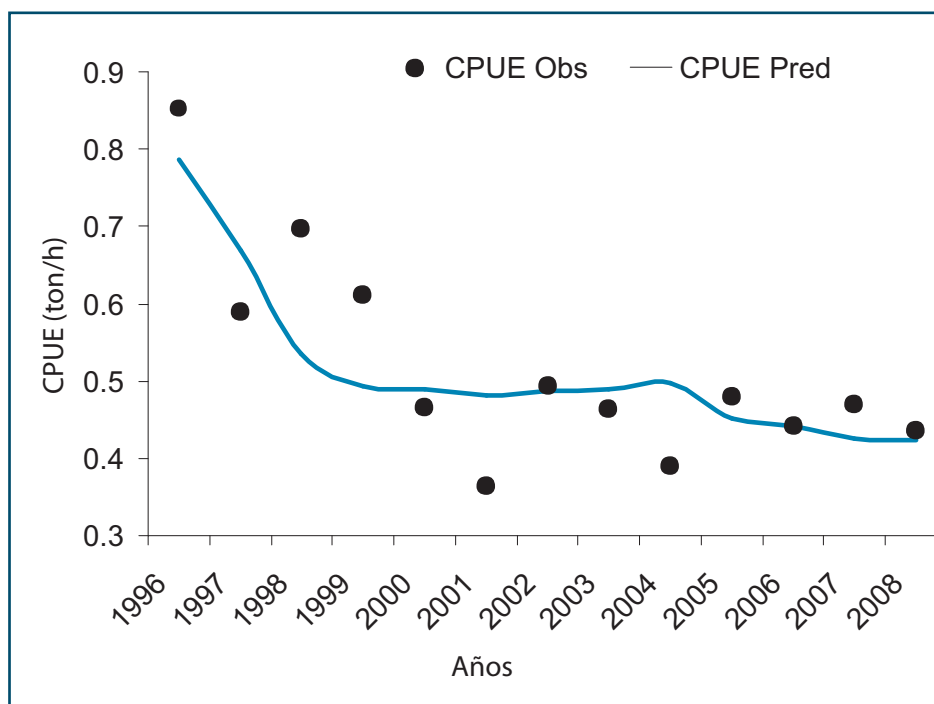


Figura 14. Ajuste del modelo edad-estructurado de pescadilla a las observaciones de CPUE (ton/h).

Las variaciones en la U_{RMS} predicha por el modelo se reflejaron en una disminución de la biomasa reproductora en los primeros años de explotación y en una disminución de menor intensidad en el período 2005-2007 (Fig. 15).

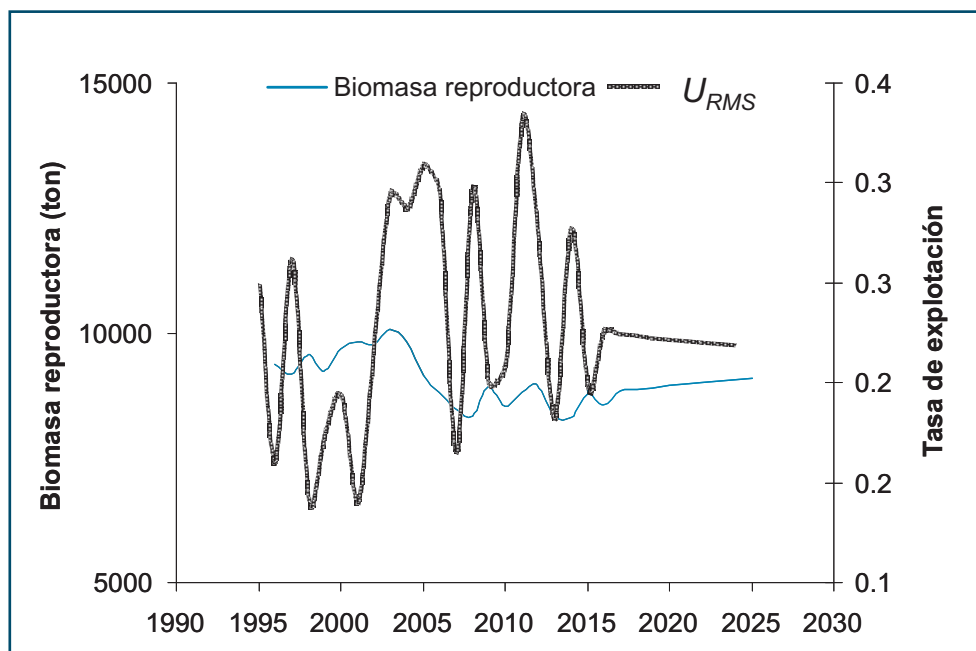


Figura 15. Relación entre la biomasa reproductora y la tasa de explotación (U_{RMS}) de pescadilla, predicha por el modelo edad-estructurado.

4. Discusión

Los modelos dinámicos utilizados para evaluar el estado actual de la pescadilla sugieren que para mantener el estado actual del recurso se debiera considerar un RMS entre 18063 y 19571 ton. De no ser así, el recurso se verá afectado a corto plazo, disminuyendo su biomasa por debajo del punto biológico de referencia límite ($0.25B_0$). De mantenerse la captura tan solo un 10% mayor al RMS , la biomasa disminuirá rápidamente en no más de 3 años.

El modelo de Schaefer se ajustó mejor a los datos observados que el modelo de Fox, lo cual puede deberse a que la relación lineal entre la captura y el esfuerzo que supone el modelo es más congruente con el tipo de distribución del recurso. Sin embargo, la validación estadística está sujeta a la aplicación de criterios de evaluación de modelos, como por ejemplo el Criterio de Información de Akaike.

Arena & Gamarra (2000) evaluaron el período 1986-1996 tomando como referencia los rendimientos de una flota tipo, y observando una disminución de los rendimientos de un 35% en el periodo analizado. Asimismo, obtuvieron valores de 21513 ton de RMS con el modelo de Schaefer y 21166 ton con el modelo de Fox en sus versiones estáticas y determinísticas, asumiendo

una situación de equilibrio. En el presente estudio se actualizaron dichos valores al haberse considerado una serie de capturas más extensa, así como aproximaciones dinámicas, las cuales se consideran más congruentes con las características dinámicas intrínsecas de los sistemas y recursos pesqueros.

Teniendo en cuenta los altos porcentajes de juveniles (individuos < 27 cm) en las capturas desembarcadas recientemente documentados (Lorenzo 2009), se recomienda no superar el *RMS* de 18000 ton.

Referencias

- Alagaraja K (1984) Simple method for estimation of parameters for assessing exploited fish stocks. *Indian J Fish* 31:177-208
- Arena G, Gamarra M (2000) Captura máxima sostenible de pescadilla. En: Rey M, Arena G (Eds) Modelos de producción excedente aplicados a los recursos corvina y pescadilla. Proyecto URU /92/003, p 78-103
- Aubone A, Wöhler OC (2000) Aplicación del Método de Máxima Verosimilitud a la estimación de parámetros y comparación de curvas de crecimiento de von Bertalanffy. *INIDEP Inf Téc* 37
- Bertalanffy L von (1938) A quantitative theory of organic growth. *Hum Biol* 10: 181-243
- Beverton RJH, Holt SJ (1957) On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food G.B. (2 Sea Fisheries)* 19: 533 p
- Cadima EL (2000) Manual de avaliação de recursos pesqueiros. *FAO Doc Téc Pesca* Nº 393. FAO, Roma
- Cordo HD (1986) Estudios biológicos sobre peces costeros con datos de dos campañas de investigación realizadas en 1981. La pescadilla de red (*Cynoscion striatus*). *Publ Com Téc Mix Fr Mar* 1:15-27
- Fox WW (1970) An exponential surplus yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans Am Fish Soc* 99:80-88
- Hilborn R, Mangel M (1997) *The ecological detective: confronting models with data*. Monographs in population biology 28. Princeton University Press, Princeton
- Hilborn R, Walters CJ (1992) *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Chapman & Hall, New York
- Haimovici M (1997) Recursos pesqueiros demersais da região sul. Avaliação do potencial sustentável de recursos vivos da zona econômica exclusiva. *REVIZEE*, Brasil
- Haimovici M, Pereira SD, Vieira PC (1989) La pesca demersal en el sur de Brasil en el período 1975–1985. *Fr Mar* 5:151-163
- Hernández DR (2004) Estimación de índices de abundancia relativa, estimación del poder de pesca y estandarización del esfuerzo a partir de modelos multiplicativos. Revisión y ampliación de notas de 2002. *Notas de Divulgación INIDEP, Mar del Plata*.

- Hoening JM (1983) Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. Fish Bull 82:898-902
- Lorenzo MI (2009) Estructura por edad, crecimiento y mortalidad de la pescadilla *Cynoscion guatucupa* en la Zona Común de Pesca Argentina-Uruguay. Inf Téc FAO-DINARA
- Menezes NA, Figueiredo JL (1980) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Universidade São Paulo, Brazil
- Nion H (1998) Fishes of the Rio de la Plata and some aspects of their ecology. 1996. En: Vizziano D, Puig P, Mesones C, Nagy GJ (Eds) The Rio de la Plata. An environmental overview. An EcoPlata Project Background Report. Programa EcoPlata Montevideo, Uruguay, p 71-84
- Pauly D (1984) Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculator. ICLARM Studies and Reviews 8. Manila, Philippines
- Perrotta R, Hernandez D, Carozza C (2003) Estimación de un índice de abundancia relativa anual estandarizado para corvina (*Micropogonias furnieri*), período 1989-2002. Inf Téc DNI-INIDEP N° 66/03
- Ruarte CO, Aubone A (2001) Diagnóstico y evolución poblacional de la pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) período 1975-2000. DNI – INIDEP, Inf Téc N° 63/01
- Ruarte CO, Perrotta R (2006) Estimación de un índice de abundancia anual para la pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) en dos áreas de su distribución argentina y análisis de la estructura poblacional, periodo 1992-2003. En: Salas Cabrera MA, Ramos J, Flores D, Sánchez J (Eds) Memorias Primera Conferencia de Pesquerías costeras en América Latina y el Caribe. Evaluando Manejo y Balanceando Acciones. Mérida, Yucatán, p 51-64
- Ruarte CO, Lasta CA, Carozza CR (2004) La pesquería de pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), período 1975-1999. DNI – INIDEP, Inf Téc N° 58/01
- Schaefer MB (1954) Some aspect of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. Bull Inter-Am Trop Tuna Comm 1:25-56
- Sparre P, Venema SC (1998) Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales Parte 1. Manual FAO Doc Téc Pesca N° 306/11, FAO, Roma
- Villwock De Miranda L, Haimovici M (2007) Changes in the population structure, growth and mortality of striped weakfish *Cynoscion guatucupa* (Sciaenidae, Teleostei) of southern Brazil between 1976 and 2002. Hydrobiologia 589:69–78



Evaluación de la corvina (*Micropogonias furnieri*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya

María Inés Lorenzo, Marco Scavino y Ernesto Chiesa

RESUMEN

La corvina *Micropogonias furnieri* es considerada la principal especie entre los recursos demersales costeros de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU). Para evaluar el stock de corvina y realizar proyecciones a largo plazo de la pesquería se utilizaron datos de capturas totales y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota pesquera que opera en toda la ZCPAU para el periodo 2002-2008. La dinámica de la población fue analizada mediante el modelo de producción excedente de Schaefer (1954) y por un modelo edad-estructurado. Los resultados indicarían la necesidad de aplicar medidas de manejo precautorias, tales como considerar capturas entre 39668 y 42329 ton de rendimiento máximo sostenible. De no ser así, el recurso se verá afectado a corto plazo, disminuyendo su biomasa por debajo del punto biológico de referencia límite (0.4 de la biomasa virgen).

1. Introducción

La corvina constituye un recurso pesquero costero tradicional en el Río de la Plata y la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU), siendo la primera especie costera en volumen de captura comercial en Uruguay. Esta especie es capturada por la flota industrial y artesanal de Uruguay y Argentina. Los artes de pesca utilizados son la red de arrastre de fondo, el palangre y el malle común. De estos tres artes, el primero obtiene mayores capturas y es exclusivo de la flota comercial industrial, tanto en los barcos de portones como en parejas. Los otros dos métodos utilizados son exclusivos de la flota artesanal y sus capturas son mucho menores.

De acuerdo al Tratado del Río de la Plata, los volúmenes de captura por especie dentro de la ZCPAU se distribuyen entre ambos países “en forma equitativa, evaluada en base a criterios científicos y económicos” (Art. 74); y en el Art. 82 se establece que la Comisión Técnica Mixta del Río de la Plata y su Frente Marítimo (CTMFM), creada por el mencionado Tratado en su Art. 80, “fijará los volúmenes de captura por especie y los distribuirá entre las Partes, de conformidad establecido en el Art. 74”. Tales volúmenes de captura deberán ser ajustados en forma periódica, ante posibles cambios en los estados de los recursos. De este modo, la estimación de puntos biológicos de referencia (PBR) se considera fundamental para un correcto manejo del recurso.

La sobreexplotación de los recursos pesqueros en todo el mundo ha originado la necesidad de examinar estrategias de manejo que minimicen la probabilidad de ocurrencia de dos hechos fundamentales: 1) que el rendimiento pesquero se presente a un nivel más bajo que el máximo sustentable o Rendimiento Máximo Sostenible (*RMS*: riesgo de la pesquería); y 2) que el stock caiga debajo de cierto nivel de biomasa (riesgo del stock). Una de las posibilidades para lograr estos objetivos es utilizar *PBR* dentro del contexto de manejo precautorio de pesquerías (FAO 1993; Caddy & Mahon, 1996).

Los *PBR* clásicos como el *RMS*, estimados fundamentalmente a partir de modelos de captura-esfuerzo (Schaefer 1954; Fox 1970) y de rendimiento por recluta (Beverton & Holt 1957), han sido ampliamente utilizados a efectos de observar el comportamiento de una pesquería en el largo plazo. El desarrollo teórico de los modelos de producción excedente relaciona la tasa instantánea de producción excedente con la biomasa actual de una población de peces. Schaefer (1954) complementa y aporta viabilidad práctica para la estimación de la producción excedente anual de una población de peces, relacionando la tasa de captura (i.e., indicador de abundancia) con el esfuerzo pesquero total (f), medida que pretende ser directamente proporcional a la tasa de mortalidad por pesca (F) ejercida en la población. El objetivo original es la determinación del nivel óptimo de esfuerzo de pesca en situaciones estabilizadas del mismo, es decir, aquel que produce la captura máxima sostenible sin afectar la productividad del stock en el largo plazo. Como resultado de la aplicación de estos modelos, tanto en su forma estática original como en la forma dinámica más actual y apropiada para estimar *PBR* (Caddy & Mahon 1996), las estadísticas de largo plazo de captura y esfuerzo pesquero resultan una aproximación estándar para la evaluación de las pesquerías. Los modelos estructurados por edades son una opción usada con frecuencia en la evaluación de stocks, particularmente donde se cuenta con datos relativamente simples disponibles para algunas pesquerías, lo cual permite probar diferentes escenarios de manejo de la pesquería. Las entradas para este tipo de modelos incluyen series de tiempo de las capturas, índices de abundancia como la captura por unidad de esfuerzo (*CPUE*), peso medio de los individuos, estimaciones de la mortalidad natural, parámetros de crecimiento y selectividad en la pesquería. Se asume que la población es cerrada y se parte de una relación stock-reclutamiento conocida. Esto permite estimar el tamaño de la población vulnerable a la pesca así como total en biomasa y en número de individuos por edad en el tiempo (Hilborn & Walters 1992).

En este trabajo se desarrolla un modelo dinámico de producción excedente y un modelo edad-estructurado para evaluar el recurso corvina y sugerir medidas para su manejo. Se aplicó el

modelo de Schaefer (1954) a datos *CPUE* estandarizado para las flotas que operan en la ZCPAU en el período 2002 - 2008 y un modelo edad-estructurado que consideró las capturas de la especie en el periodo 1975-2009.

2. Materiales y métodos

Para el modelo dinámico de Schaefer (1954) se utilizaron los datos de captura de corvina expresada en toneladas correspondiente al período 2002-2008 correspondiente a la ZCPAU y Aguas Jurisdiccionales. En el caso del modelo edad-estructurado se utilizaron las capturas entre los años 1975-2009 (Fig. 1). En ambos casos se utilizó el esfuerzo (expresado en ton/h de arrastre) de la pesquería de corvina de la flota pesquera que opera en la ZCPAU entre los años 2002-2008.

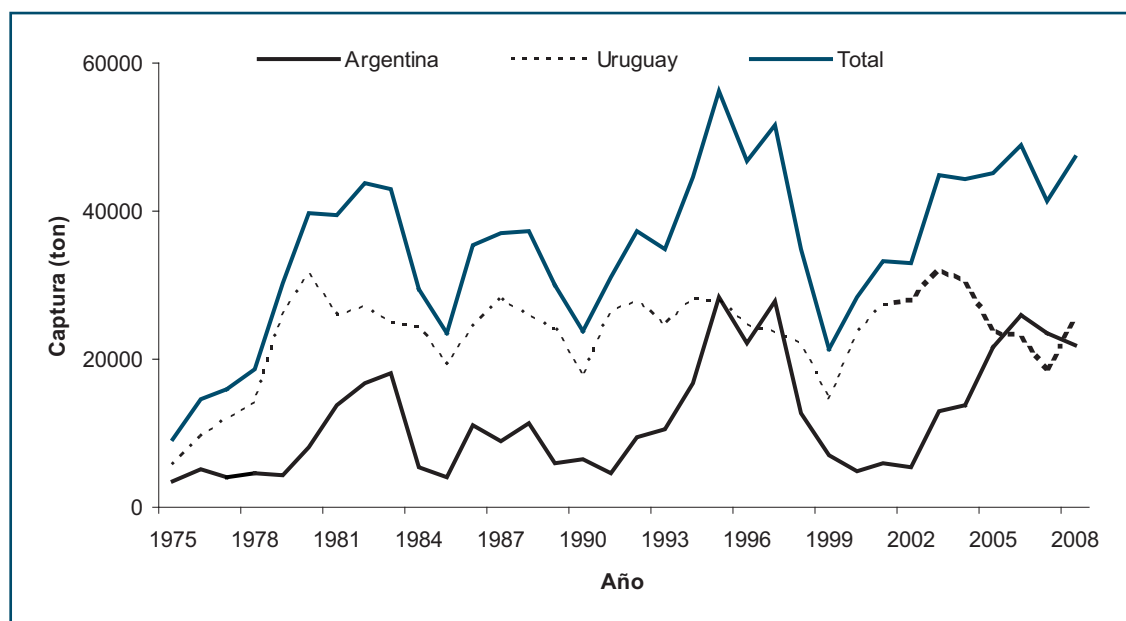


Figura 1. Evolución de las capturas desembarcadas (ton) de corvina por Argentina y Uruguay en la ZCPAU y para el total del área en el período 1975-2009.

2.1. MODELO DINÁMICO DE PRODUCCIÓN EXCEDENTE

Se utilizó el modelo logístico de biomasa excedente de Schaefer (1954) para determinar indicadores de productividad del stock: rendimiento máximo sostenible (*RMS*) y la biomasa que lo mantiene B_{RMS} . Asimismo, se estimaron indicadores del estado presente del stock: la fracción de biomasa actual, B_{2008} en función de B_{RMS} y la fracción de la biomasa actual en función de la biomasa virgen (Cadima 2000).

El modelo de Schaefer (1954) en su versión dinámica se expresa como:

$$B_{t+1} = \left[B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{k} \right) - C_t \right]$$

Para el modelo a los efectos de definir un modelo estadístico con los datos observados (captura y CPUE) se supuso que:

$$I_t = qB_t \exp(\varepsilon_t)$$

Donde ε_t es el error de observación y tiene distribución normal centrada con varianza σ y q es el coeficiente de capturabilidad. De esta manera se consideró un modelo de Schaefer con incertidumbre en la observación (Hilborn & Mangel 1997) en el cual el negativo del logaritmo de la verosimilitud de la muestra ($\log I_{2002}, \dots, \log I_{2008}$) es:

$$7 \log \sigma \sqrt{2\pi} + \frac{1}{2\sigma^2} \sum_{t=2008}^{t=2002} [\log(I_t) - \log(\hat{I}_t)]^2$$

Se construyó la correspondiente función de log-verosimilitud de la muestra llevándose a cabo la optimización de la misma por medio del algoritmo de optimización Solver disponible en Excel (Microsoft Office). Para estimar la función de máxima verosimilitud se minimizó el negativo del logaritmo de dicha función.

Dados r, K y $n=7$, la estimación de q que minimizó el negativo del logaritmo de la verosimilitud fue calculada analíticamente de la siguiente manera:

$$\hat{q} = \exp\left(\frac{1}{n} \sum \ln\left(\frac{I_t}{\hat{B}_t}\right)\right)$$

A partir de los índices anuales de CPUE y de los datos de captura, el ajuste del modelo se efectuó de la siguiente manera:

Considerando $B_0 = K$:

1. Inclusión de los valores iniciales de los parámetros r, q, K y σ .
2. Estimación de los valores de dichos parámetros minimizando el negativo del logaritmo de la verosimilitud de la muestra y empleando las predicciones \hat{B} y \hat{I} , las cuales se obtuvieron a partir de las ecuaciones que definen el modelo de Schaefer y el índice de abundancia en función de la biomasa.

Una vez estimados K y r , se determinó la biomasa predicha por el modelo y se evaluaron de manera analítica q y σ .

Para las proyecciones de la biomasa, el modelo se extrapoló 7 años manteniendo constante el valor de *RMS*, realizándose estimaciones de la biomasa reduciendo hasta un 25% e incrementando la misma hasta un 10%.

Se consideró sobrepesca cuando la biomasa total actual cayera por debajo del 40% de la biomasa virgen respectiva.

2.2. MODELO EDAD - ESTRUCTURADO

En un modelo Edad-Estructurado (EE), la respuesta dinámica a la explotación es tratada independientemente para cada clase de edad, siendo la respuesta global la suma de las respuestas parciales de cada una de las clases de edad.

Los datos utilizados para la elaboración del modelo EE fueron los siguientes:

1. Capturas totales (ton) de Argentina y Uruguay y CPUE (ton/h) correspondiente a la flota a corvina que operó en la ZCPAU en el período 1975-2009.
2. Parámetros de crecimiento calculados a través del modelo de crecimiento de von Bertalanffy (1938) en base a la lectura de otolitos de corvina correspondientes al año 2005 (Carozza & Sáenz en prensa). Los parámetros de las curvas de crecimiento se estimaron mediante la aplicación del método de máxima verosimilitud (Aubone & Whöler 2000). La edad de primera madurez (t_{50}) fue estimada a través del modelo inverso de von Bertalanffy (Sparre & Venema 1998).
3. Mortalidad natural (*M*), calculada por los métodos de Hoenig (1983), Pauly (1984), Taylor (1960) y Alagaraja (1984). Al considerar el error en los parámetros de entrada se apreció que el modelo de Pauly (1984) generó el mayor coeficiente de variación, seguido por el modelo de Taylor (1960). Los modelos más precisos fueron Hoenig (1983) y Alagaraja (1984). En base a esto se consideró un valor de $M = 0.15 \text{ año}^{-1}$.

Los insumos estimados del modelo fueron los siguientes:

1. Patrón de fecundidad por edad f_a proporcional al peso $W_{a'}$
2. Patrón de vulnerabilidad logístico $v_{a'}$ expresado como

$$v_a = \frac{1}{1 + \exp(-\delta(a - a_{50}))}$$

Donde

- δ : parámetro que expresa la tendencia creciente de la curva,
 a_{50} : edad del individuo a la primera mitad de la biomasa explotada.

3. Parámetros de la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt. Se reconstruyó dicha relación en función del "steepness", definido como la fracción de R_0 que se espera si la biomasa desovante es reducida al 20% de su biomasa virgen (Hilborn & Walters 1992).

4. Pendiente de la función logística.
5. Tasa de explotación durante el año y .

A efectos de construir el modelo EE, para el primer año de la serie de datos de captura (1975) se estableció el valor inicial para la edad 1 igual a R_0 . Para las restantes clases de edad se consideró la supervivencia en relación a la clase de edad.

Se determinaron las condiciones iniciales que corresponden a una población en condiciones de pre-explotación de equilibrio de la siguiente manera:

$$N_{1975,a} = \begin{cases} R_0 & \text{si } a = 1 \\ N_{1975,a-1} S_{a-1} & \text{si } 2 \leq a \leq 14 \\ N_{1975,14} S_{14} / (1 - S_{15}) & \text{si } a = 15 \end{cases}$$

Los valores de α y β fueron determinados a partir del reclutamiento virgen, R_0 , y el parámetro "steepness" de la relación stock-reclutamiento (RSR). Reestructurando la RSR de Beverton-Holt en función de "steepness" se despejaron los parámetros a y b a incluir en el modelo:

$$hR_0 = \frac{0.2\alpha B_0}{\beta + 0.2B_0}, \text{ de modo que } \beta = \frac{B_0(1-h)}{5h-1} \text{ y } \alpha = \frac{4hR_0}{5h-1}.$$

En este trabajo se asignó valores semillas a h y R_0 igual a 1.

Posteriormente se calculó la biomasa desovante para el año inicial (1975) de la siguiente manera:

$$\tilde{B}_y = \sum_{a=a_m}^x w_a N_{y,a}$$

Donde:

\tilde{B}_y : biomasa desovante al inicio del año y

a_m : edad de madurez sexual

w_a : peso de un pez de edad a , definido por la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy que incluye los parámetros alométricos e y f como sigue:

$$w_a = e \{ \ell_\infty (1 - \exp(-\kappa(a - t_0))) \}^f$$

La ecuación poblacional para los individuos de edades a mayores que el grupo de edad inicial 1 y menores que el grupo de edad máxima n es:

$$N_{a+1,t+1} = N_{a,t} (1 - u_t v_a) s_a \text{ para } 1 < a < n$$

Donde

$N_{a,t}$: número de individuos de edad a en el tiempo t ,

$s_a = \exp(-M)$: supervivencia a la mortalidad natural de los individuos de edad a , siendo M la tasa de mortalidad natural instantánea,

v_a : vulnerabilidad de explotación de los individuos de edad a

u_t : fracción de explotación del recurso en el tiempo t , determinada mediante el cociente entre la captura anual C_t y la biomasa explotable (es decir vulnerable al arte de pesca) en el tiempo t ,

$$VB_t = \sum_a v_a N_{a,t} w_a.$$

El número de individuos en el grupo de edad máxima n fue expresado mediante la ecuación:

$$N_{n,t+1} = (N_{n,t} + N_{n-1,t})(1 - u_t v_n) s_n$$

Para el ajuste del modelo EE se estimaron los valores de R_0 y h mediante el criterio de los mínimos cuadrados aplicado a las desviaciones entre los términos de la serie observada del índice de captura por unidad de esfuerzo y los términos correspondientes predichos por el modelo. En dicho ajuste se dejó variable el coeficiente de capturabilidad q , que de forma alternativa puede ser también calculado de manera analítica.

La formulación matemática aquí considerada permitió, una vez ajustado el modelo, disponer a la vez de la evolución estimada de la biomasa explotable, de la biomasa total y de la captura para el año 2009.

La tasa de explotación se asumió como las capturas extraídas de la biomasa vulnerable:

$$F_y = C_y / B_y$$

Donde:

C_y : captura en peso durante el año y

B_y : biomasa vulnerable al inicio del año y

$$B_y = \sum_{a=0} w_a V_a N_{y,a}$$

Los parámetros del modelo se ajustaron por el método de mínimos cuadrados (SSQ) proveniente de la información de tasas de captura:

$$SSQ_{total} = \sum_y (\ln I_y - \ln(q_{CPUE} B_y))^2$$

Donde :

I_y : índice de capturas para el año y

q_{CPUE} : coeficiente de capturabilidad que relaciona la biomasa con la tasa de captura

B_y : estimación de biomasa para el año y

3. Resultados

3.1. MODELO DE BIOMASA EXCEDENTE DE SCHAEFER (1954)

Considerando las capturas totales en el área entre los años 2002-2008 y la CPUE estandarizada para las flotas que operan en la ZCPAU, se realizaron tres proyecciones. Como resultado de los mismos, los parámetros $K=460271$ ton y $r=0.37$ fueron los que mejor ajustaron al modelo de Schaefer ($LL=-6.17$), estimándose un RMS de 42329 ton y una TE de 0.18 (Tabla 4).

Tabla 4. Parámetros del modelo de Schaefer para las tres proyecciones realizados (a, b y c): K capacidad de carga (ton), r tasa intrínseca de crecimiento; q coeficiente de capturabilidad, σ : varianza del error del modelo. RMS , en toneladas, rendimiento máximo sostenible, B_{RMS} biomasa correspondiente al RMS . La tasa de explotación (TE) se define como la relación entre biomasa actual en función de la capacidad de carga (K , ton) y la B_{RMS} .

Parámetro	Estimaciones		
	a	b	c
K	221549	306868	460271
r	0.716	0.570	0.368
q	9.8E-07	7.2E-07	4.7E-07
σ	0.484	0.285	0.108
LL	4.355	0.638	-6.174
RMS	39668	43736	42329
B_{2008}	193750	235750	289653
B_{RMS}	110774	153434	230135
B_{2008}/K	0.87	0.77	0.63
B_{2008}/B_{RMS}	1.75	1.54	1.26
TE	0.358	0.285	0.184

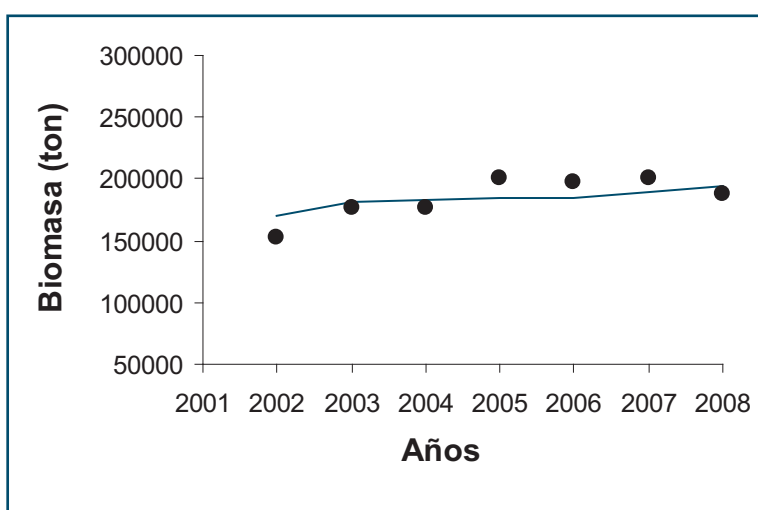


Figura 2. Ajuste de los datos de biomasa (ton) totales de corvina según el modelo de Schaefer. Línea sólida: biomasa predicha por el modelo (ton). Puntos: biomasa observada (ton).

Considerando el valor de RMS de 42329 ton obtenido por el modelo, la población se mantiene por encima del nivel precautorio establecido al $0.4B_0$. Sin embargo, tan solo un incremento del 10% de dicho valor produce una disminución por debajo del umbral precautorio en un período de 5 años (Fig. 3).

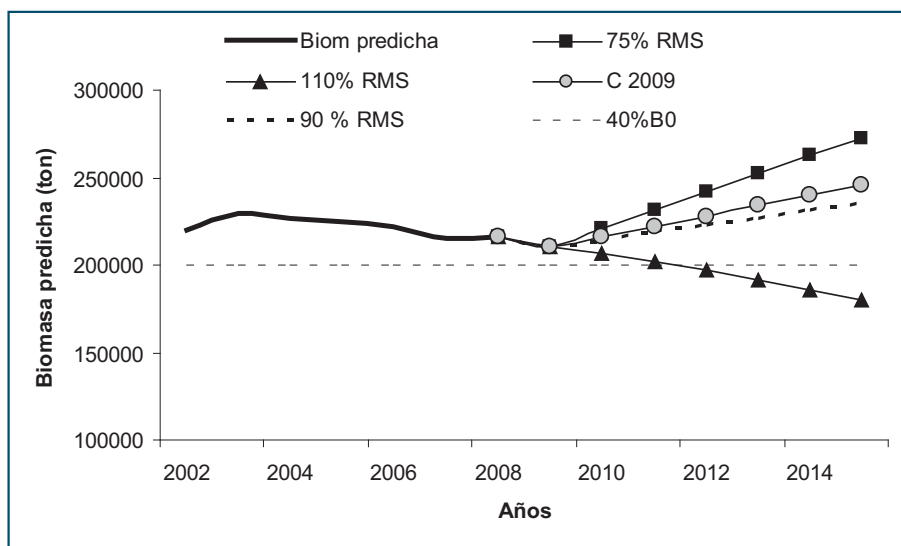


Figura 3. Proyecciones de la biomasa de corvina para el período 2009-2015 considerando distintas proporciones del RMS . Biom Pred: biomasa predicha (ton), RMS : Rendimiento Máximo Sostenible (ton), $0.4B_0$: punto de referencia límite (línea punteada).

3.2. MODELO EDAD - ESTRUCTURADO

Considerando el ajuste del modelo mediante mínimos cuadrados, en la Figura 4 se presenta la serie del índice de abundancia observado y predicho por el modelo EE entre los años 2002 y 2009. Se determinó una disminución de la CPUE ajustada por el modelo a partir del año 2003, que se mantuvo entre 0.16 y 0.13 ton/h. Las biomásas de reproductores y total descendieron a partir del año 2003, con un consecuente aumento de la tasa de explotación (Fig. 5).

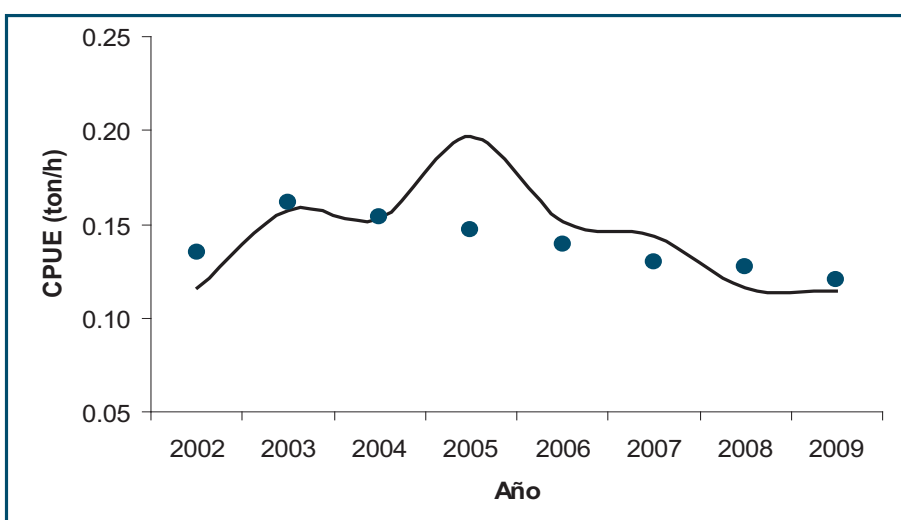


Figura 4. Ajuste del modelo estructurado por edad a los datos de CPUE (ton/h) de corvina. CPUE observada (puntos), CPUE predicha por el modelo (línea).

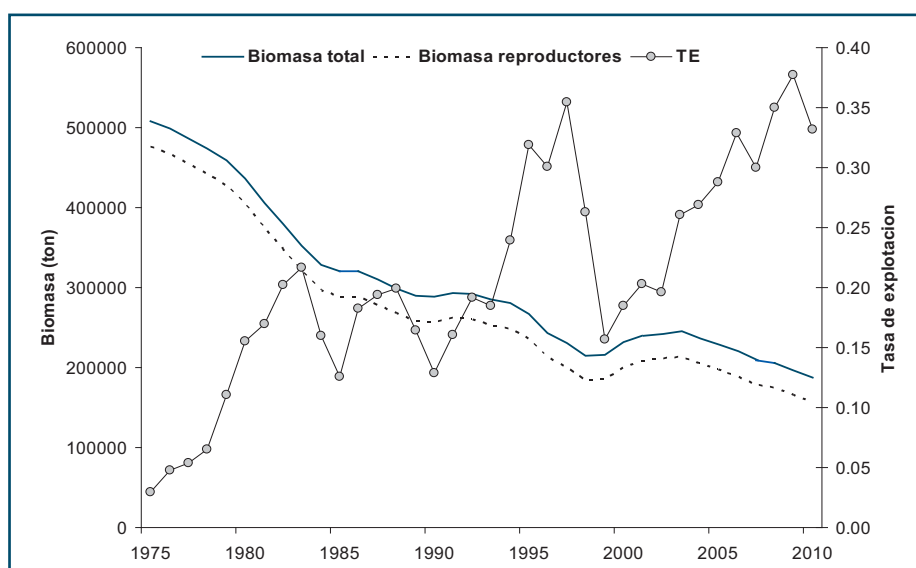


Figura 5. Tendencia de la biomasa total y la reproductora de corvina, así como su tasa de explotación predicha por el modelo edad-estructurado.

A partir de la captura total para el año 2010, el modelo estimó para dicho año una tasa de explotación (TE) de 0.33 inferior a la correspondiente al año 2009 ($TE=0.38$). Considerando la TE para 2010 se puede inferir para 2011 que, de mantenerse la misma tasa, la captura estimada sería del orden de las 40000 ton, mientras que mantenerse una TE similar a la estimada para 2009 la captura sería del orden de las 44000 ton. Sin embargo, el utilizar un valor de captura de 44000 ton implicaría exponer el recurso a la tasa de explotación más elevada estimada por el modelo (Fig. 6).

4. Discusión

La evaluación de recursos pesqueros tiene dos objetivos principales, 1) conocer el estado 'actual' y la productividad del stock bajo estudio, y 2) analizar las consecuencias (riesgos y recompensas) de aplicar diferentes estrategias y opciones de manejo (McAllister et al. 1994; Punt & Hilborn 1997, 2001). El primer punto es lo que se conoce como evaluación del stock, cuyos resultados son expresados en términos de la situación relativa de un aspecto de la población respecto al objetivo de manejo (i.e., la biomasa actual (B_{act}) y su situación respecto a la biomasa en que se maximiza la producción excedente (B_{RMS}). En el segundo punto se utilizan conceptos de la teoría de decisiones, que en resumen implica analizar las consecuencias de diferentes opciones de manejo. Una vez tomada la decisión de la opción con mayor probabilidad de ocurrencia, el proceso continúa mediante el seguimiento del comportamiento de las acciones tomadas, actualizando la evaluación en función a los resultados y se modifican o ratifican las estrategias y opciones de manejo. En este proceso están implícitos los conceptos de manejo adaptativo (Walters & Hilborn 1976), los puntos de referencia límites y puntos de referencia objetivo presentados de manera formal por Caddy & Mahon (1996), el enfoque precautorio, la incorporación de la incertidumbre y el análisis de riesgo en la evaluación de recursos pesqueros (Hilborn & Walters 1992).

Los modelos dinámicos utilizados para evaluar el estado actual de la corvina sugieren que para mantener el estado actual del recurso se debería considerar un RMS entre las 39668 y 42329 ton. De no ser así, el recurso se verá afectado a corto plazo, disminuyendo su biomasa por debajo del punto biológico de referencia límite ($0.4B_0$). En este trabajo se analizó la tendencia temporal del recurso a través de proyecciones a largo plazo con el propósito de evaluar estrategias globales de ordenación más que para la toma de decisiones. Se considera necesario estudiar las consecuencias de las medidas de ordenación bajo diferentes supuestos plausibles sobre la condición del stock.

Si bien el ajuste y estimación se efectúan casi simultáneamente, los mismos deberían ser tratados por separado. El ajuste de un modelo a datos consiste en hacer pasar los valores predichos por el modelo lo más cercano posible a los datos observados, mientras que la estimación es la asignación de valores numéricos a los parámetros del modelo (Gilchrist 1984). En este trabajo, el modelo de Schaefer se ajustó mediante la optimización de una función objetivo (máxima verosimilitud) obteniéndose un *estimador* de ese parámetro *verdadero* y sus intervalos de confianza, asumiendo que los datos son observaciones aleatorias de una población estadística desconocida (Chen & Fournier 1999; Nielsen & Lewy 2002). Se recomienda a futuro, considerar el enfoque Bayesiano el cual asume que no existe un único, constante y verdadero, valor para el parámetro, sino que éste puede variar aleatoriamente. El concepto Bayesiano aborda de manera robusta problemas de variabilidad natural con datos incompletos, donde el grado de credibilidad sobre los parámetros se actualiza conforme se dispone de nuevos datos para estimar la incertidumbre y riesgos en los parámetros y puntos de referencia de interés para el manejo.

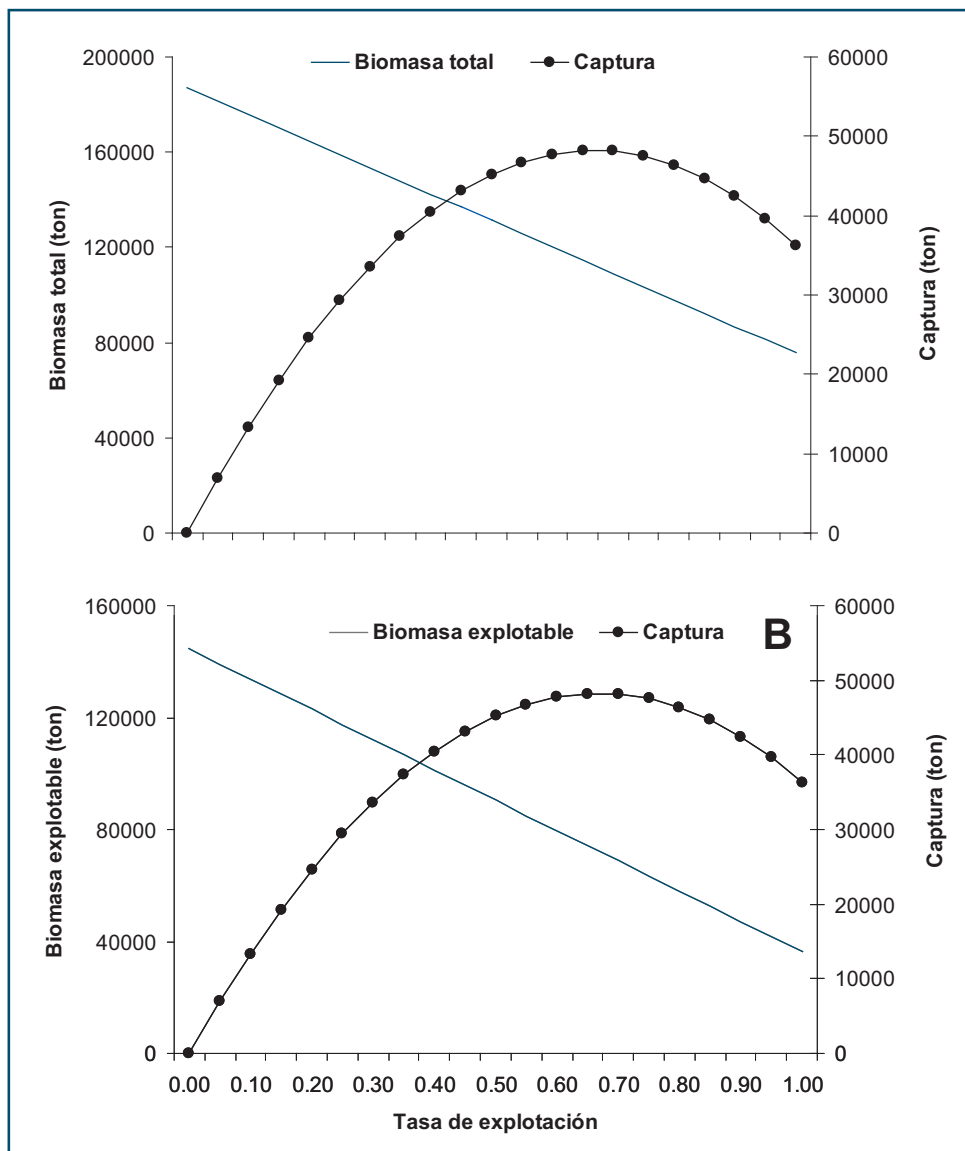


Figura 6. Tendencia de la captura, biomasa total (A) y explotable (B) en función de la tasa de explotación de la corvina.

5. Bibliografía

- Alagaraja K (1984) Simple method for estimation of parameters for assessing exploited fish stocks. *Indian J Fish* 31:177-208
- Aubone A, Wöhler OC (2000) Aplicación del Método de Máxima Verosimilitud a la estimación de parámetros y comparación de curvas de crecimiento de von Bertalanffy. INIDEP Informe Técnico 37
- Beverton RJH, Holt SJ (1957) On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food G.B. (2 Sea Fisheries)* 19: 533 p
- Bertalanffy L von (1938) A quantitative theory of organic growth. *Hum Biol* 10: 181-243
- Cadima EL (2000) Manual de avaliação de recursos pesqueiros. FAO Documento Técnico sobre as Pescas. N° 393. FAO, Roma
- Caddy, JF, Mahon R (1996) Reference points for fishery management. FAO Fisheries Technical Paper N° 347: 83 p.
- Chen Y, Fournier D (1999) Impacts of atypical data on Bayesian inference and robust Bayesian approach in fisheries. *Can J Fish Aquat Sci* 56:1525-1533
- Fox WW (1970) An exponential surplus yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans Am Fish Soc* 99:80-88
- Gilchrist W (1984) Statistical modelling. John Wiley and Sons New York
- Hilborn R, Mangel M (1997) The ecological detective: confronting models with data. *Monographs in Population Biology* 28. Princeton University Press, Princeton
- Hilborn R, Walters CJ (1992) Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman & Hall, New York
- Hoenig JM (1983) Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fish Bull* 82:898-902
- McAllister M K, Pikitch EK, Punt AE, Hilborn R (1994) A Bayesian approach to stock assessment and harvest decisions using the sampling/importance resampling algorithm. *Can J Fish Aquat Sci* 51: 2673-2687
- Menezes NA, Figueiredo JL (1980) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Universidade São Paulo, Brazil
- Nielsen A, Lewy P (2002) Comparison of the frequentist properties of Bayes and the maximum likelihood estimators in an age-structured fish stock assessment model. *Can J Fish Aquat Sci* 59: 136-146
- Nion H (1998) Fishes of the Rio de la Plata and some aspects of their ecology. En: Vizziano D, Puig P, Mesones C, Nagy G.J (Eds) *The Rio de la Plata. An environmental overview. An EcoPlata Project Background Report. Programa EcoPlata Montevideo, Uruguay* p 71-84
- Pauly D (1984) Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculator. ICLARM Studies and Reviews 8. Manila, Philippines
- Punt AE, Hilborn R (1997) Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. *Rev Fish Biol Fish* 7: 35-63

Punt AE, Hilborn R (2001) Bayes-SA. Bayesian stock assessment methods in fisheries-user manual. FAO Computerized Information Series N° 12: 56 p.

Schaefer MB (1954) Some aspect of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. Bulletin Inter-American Tropical Tuna Comm 1:25-56

Sparre P, Venema SC (1998) Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales Parte 1. Manual FAO, Documento Técnico N° 306/11. FAO, Roma

Walters CJ, Hilborn R (1976) Adaptive control of fishing system. J Fish Res Board Can 33:145-59

Evaluación de la merluza (*Merluccius hubbsi*) mediante un modelo dinámico de producción excedente

Oscar Galli, Walter Norbis, Laura Paesch y César Rodríguez

RESUMEN

En este trabajo se analizaron datos de captura de las flotas uruguaya y argentina dirigidas a la merluza *Merluccius hubbsi* dentro de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya para el período 1980-2000. Se ajustó un modelo dinámico de producción excedente de Schaefer, obteniéndose un rendimiento máximo sostenible (*RMS*) de 91430 ton y una tasa de explotación en *RMS* de 0.27. La biomasa en el año 2000 fue estimada en 289223 ton, con una captura de reemplazo algo menor al *RMS* y un valor de depleción de 0.43. Esto indica que durante el período de estudio existió una disminución del 43% de la biomasa inicial. Dado que la especie presenta un amplio rango de distribución que se extiende más allá de la zona de estudio y que también es un migrador transzonal, futuros estudios deberán incluir necesariamente información de todo el rango de distribución del recurso, a efectos de obtener resultados confiables acerca de su dinámica de largo plazo.

1. Introducción

1.1. LA ESPECIE

La merluza *Merluccius hubbsi* se distribuye en el Atlántico Sudoccidental desde la latitud 25°00'S (Cabo Frío, Brasil) hasta la latitud 55°00'S (Plataforma patagónica, Argentina), entre los 50 y 400 m de profundidad (Angelescu & Prenskey 1987). Las mayores concentraciones se encuentran entre las latitudes 35°00'S (Frente Oceánico del Río de la Plata) y 45°00'S (Plataforma patagónica, Argentina) (Ehrhardt et al. 1977, 1979, Otero et al. 1982, Nión 1985). Dentro de su área de distribución, la merluza realiza migraciones estacionales de carácter trófico – reproductivo

directamente influenciadas por la circulación hidrográfica de la Corriente de Malvinas (Otero 1986, Angelescu et al. 1958, Angelescu & Prenskey 1987, Ubal et al. 1987a, 1987b, Podestá 1989).

Se han descrito dos áreas de cría bien diferenciadas: una al norte en el Frente Oceánico del Río de la Plata (Rey et al. 1996, Norbis et al. 1999) y otra al sur, en el sector de Isla Escondida (Ciechomski et al. 1975, Angelescu & Prenskey 1987, Bezzi & Dato 1993). Dentro de la Zona Común de Pesca Argentino – Uruguay (ZCPAU), los individuos de talla menores de 25 cm se encuentran durante todo el año entre 35°00' - 37°00' S y entre 70 y 150 m de profundidad (Ubal et al. 1987b, Rey et al. 1996), pudiendo alcanzar latitudes menores (Haimovici et al. 1993). Entre las latitudes 41°00'S - 43°00'S, correspondientes al sector de Isla Escondida, los juveniles se encuentran a profundidades menores de 80 m (Angelescu & Prenskey 1987). Los adultos se distribuyen a lo largo de toda el área de distribución de la especie, presentando una segregación diferencial por sexos con una mayor distribución de machos en aguas más someras, proporciones similares en profundidades intermedias y predominio de hembras en aguas profundas (Ehrhardt et al. 1977, 1979, Angelescu & Prenskey 1987, Ubal et al. 1987b). La edad máxima observada para la especie es de 15 años.

Dentro de su principal área de distribución, la biomasa estimada por el método de área barrida en diferentes prospecciones y utilizando diferentes buques de investigación ha mostrado valores muy variables (Ehrhardt et al. 1977, 1979, Otero et al. 1982, Bezzi et al. 1995). En la ZCPAU, los máximos de abundancia ocurren en invierno y los mínimos en verano (Ehrhardt et al. 1977, 1979, Arena et al. 1986, Bezzi et al. 1986, Rey & Grundwaldt 1986). En general las máximas densidades se localizan entre 36° y 38°S, a profundidades comprendidas entre 100 y 200 m, presentando variaciones espaciales a lo largo de un ciclo anual debido al comportamiento migratorio de la especie (Arena et al. 1986, Angelescu & Prenskey 1987, Ubal et al. 1987c). Las mayores densidades se observan entre 7 y 10 °C de temperatura de fondo, en general bajo la influencia de aguas de características subantárticas aportadas por la Corriente de Malvinas (Gregorio & Prenskey 1986, Angelescu & Prenskey 1987, Podestá 1989).

1.2. LA PESQUERÍA

La pesquería de merluza en Uruguay se inició a mediados de la década del 70, a partir de la Ley de Pesca de 1969 y de la ejecución del Plan Pesquero, ya que con anterioridad la actividad tenía escasa significación económica. En noviembre de 1973 se estableció entre Uruguay y Argentina el Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo, mediante el cual las flotas uruguayas obtuvieron acceso a los recursos pesqueros en la ZCPAU comprendida entre 34°S y 39°30'S. Estos hechos facilitaron el desarrollo de la pesquería de merluza, impulsada por una política general de promoción a las exportaciones mediante incentivos fiscales y crediticios disponibles en aquella época.

La flota merlucera uruguaya está constituida por barcos arrastreros con portones, que durante el período 1977-2000 han fluctuado entre 16 y 41 unidades. Los desembarques anuales por parte

de ambos países entre 1974 y 1997 en la ZCPAU, oscilaron entre 100000 y casi 170000 ton, los cuales a partir de 1999 descendieron a valores menores a 50000 ton (Fig. 1).

La merluza ha sido declarada plenamente explotada por Uruguay, autorizándose para su captura redes de mallas de 120 mm entre nudos opuestos y una talla mínima de desembarque de 35 cm de longitud total (Decreto 149, MGAP, 1997).

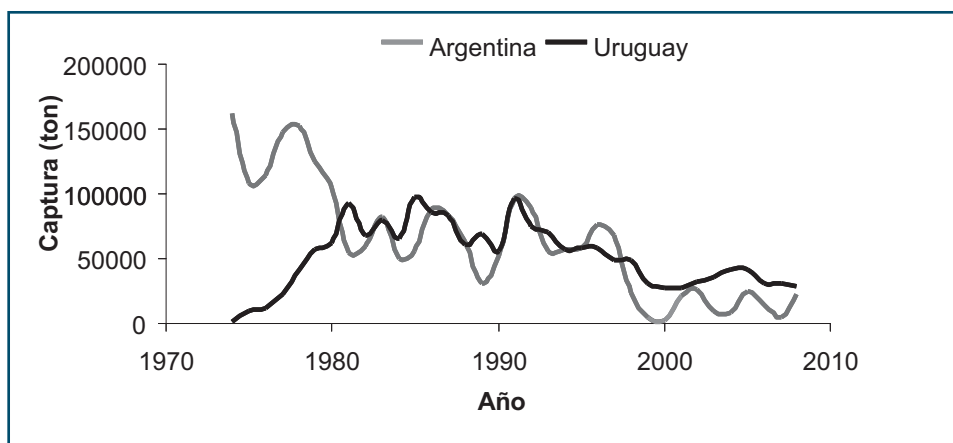


Figura 1. Capturas de merluza en toneladas realizadas por Uruguay y Argentina dentro de la ZCPAU en el período 1974-2008.

1.3. EL PROBLEMA

Durante la década del 90, particularmente en los años 1995, 1996 y 1997, las capturas de merluza fuera de la ZCPAU se llegaron a duplicar, pasando de 250000 ton a desembarques superiores a las 500000 ton (Fig. 2). Este aumento de las capturas y del esfuerzo se reflejó en la disminución de los desembarques dentro de la ZCPAU, con una caída creciente entre los años 1990-2000. Esto sería un fuerte indicio de que la fracción de la población que se explota dentro de la ZCPAU fue vulnerada por las grandes capturas efectuadas fuera de la zona.

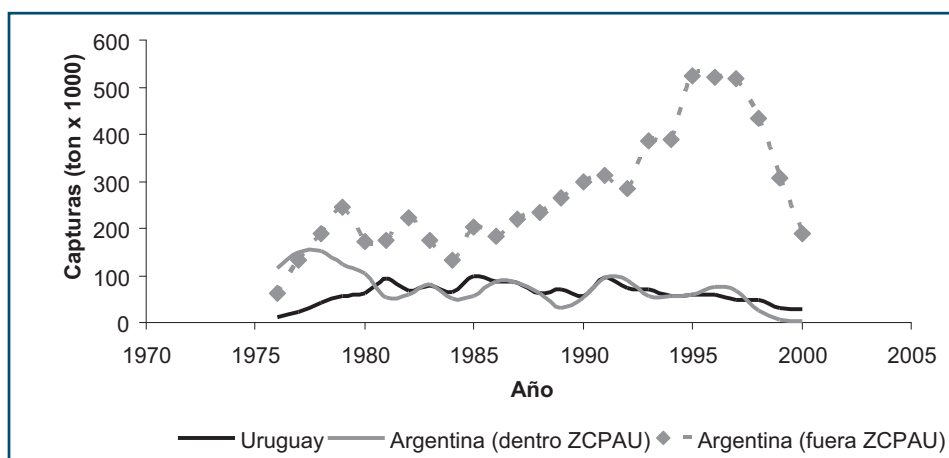


Figura 2. Capturas en toneladas realizadas por Uruguay y Argentina dentro de la ZCPAU y por Argentina fuera de la ZCPAU en el período 1974-2000.

Si bien en la ZCPAU solo es posible acceder a una fracción de un recurso que es altamente migratorio, con importantes cambios en su disponibilidad a lo largo de un ciclo anual, los modelos de evaluación basados en datos de captura-esfuerzo provenientes de la pesquería realizada dentro de la ZCPAU podrían reflejar el impacto que produjo el desarrollo de la pesca durante un corto período de tiempo fuera de la ZCPAU. Teniendo en cuenta la problemática anteriormente mencionada, el objetivo del presente trabajo fue estimar puntos biológicos de referencia para merluza dentro de la ZCPAU a partir del ajuste de un modelo de producción dinámico de biomasa excedente de Schaefer (Hilborn & Walters 1992).

A efectos de cumplir con el objetivo mencionado, se utilizaron datos de captura y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de los desembarques realizados por la flota uruguaya y las capturas argentinas durante el período 1980-2000 dentro de la ZCPAU. El modelo se ajustó a dos series de datos: (i) serie completa y (ii) los últimos 10 años.

2. Métodos

La serie de capturas y los índices de abundancia se indican en la Tabla 1.

Tabla 1. Capturas totales de merluza por año realizadas por la flota merlucera uruguaya y argentina dentro de la ZCPAU y CPUE (ton/h) de la flota uruguaya.

Año	Captura (ton)		CPUE (ton/h)
	Uruguay	Argentina	
1980	62309	104600	1.6
1981	92268	54500	1.9
1982	68029	59300	1.7
1983	79692	81800	1.7
1984	65051	49800	1.7
1985	97150	56000	2.2
1986	86213	87731	1.8
1987	83693	83860	2.0
1988	60736	62505	1.5
1989	69330	30823	1.3
1990	55751	52644	1.5
1991	95890	96534	1.7
1992	74509	89458	1.6
1993	69910	55972	1.3
1994	56981	57190	1.4
1995	57874	58880	1.3
1996	57937	75837	1.3
1997	48367	67783	1.0
1998	49111	24366	0.9
1999	31393	4481	0.8
2000	27198	2930	0.9

Modelo dinámico de biomasa

Se utilizó la función de producción de Schaefer (1954) a efectos de estimar variaciones dinámicas de la biomasa según la fórmula:

$$B_{t+1} = \left[B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) - C_t \right]$$

$$B_0 = K$$

$$\hat{I}_t = qB_t \rightarrow B_t = \frac{\hat{I}_t}{q}$$

Donde:

B_t : biomasa al comienzo del año t

B_{t+1} : biomasa al año $t+1$

r : tasa intrínseca de crecimiento de la población

K : biomasa virgen o biomasa en equilibrio, antes o al comienzo de la explotación (en este trabajo $K=B_0=B_{1980}$)

C_t : captura en el año t

I_t : índice de abundancia en el año t

q : coeficiente de capturabilidad

Se estimó el rendimiento máximo sostenible $RMS = r*K/4$, siendo la tasa de explotación que produce el RMS , $U_{RMS} = r/2$. Se calculó la captura de reemplazo Cr y el nivel de "depleción" para el año 2000 (cociente entre B_{2000} y B_0). Se construyeron perfiles de máxima verosimilitud para los parámetros r y K . El ajuste se realizó variando la biomasa virgen ($K = B_{1980}$) y r . El coeficiente de capturabilidad (q) se calculó analíticamente, según la fórmula (Hilborn & Walters 1992):

$$\hat{q} = \exp\left(\frac{1}{n} \sum \ln\left(\frac{I_t}{\hat{B}_t}\right)\right)$$

El ajuste para la estimación de los parámetros se realizó minimizando el logaritmo negativo de la función de máxima verosimilitud, según las fórmulas:

$$L(v_i | r, k, q, \sigma) = \frac{1}{\sigma_v \sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{(v_i)^2}{2\sigma_v^2}\right)$$

donde: $v_i = \ln(I_i) - \ln(\hat{I}_i)$

$$\hat{\sigma}_v = \sqrt{\frac{\sum (v^2)}{n-1}}$$

El modelo dinámico de biomasa fue calibrado con índices de abundancia de la flota merlucera uruguaya y valores de biomasa obtenidos mediante métodos de evaluación directa con el buque de investigación para el período 1980 – 2000.

3. Resultados y discusión

Para el período de 20 años, el modelo dinámico de Schaefer no presentó un buen ajuste, pero éste mejoró sensiblemente al considerar los últimos 10 años (Fig. 3).

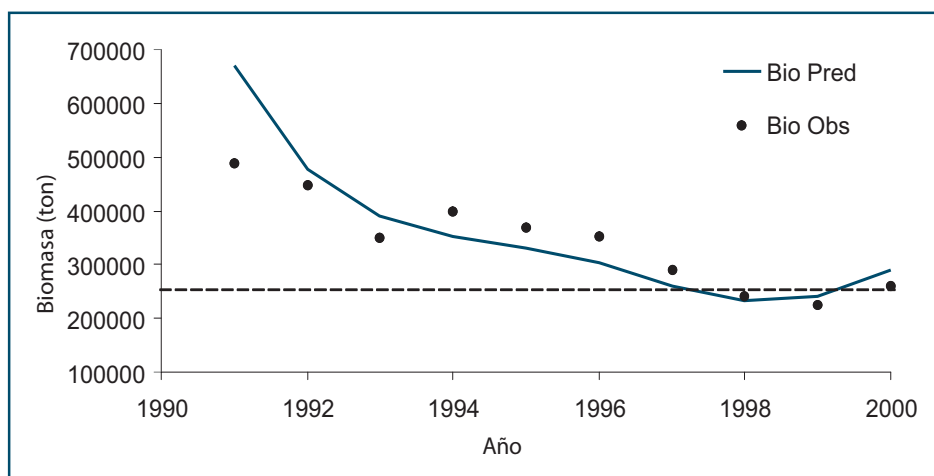


Figura 3. Biomosas observadas (Bio Obs, *círculos negros*) y predichas (Bio Pred, *línea continua*) de merluza por el modelo dinámico de Schaefer. La línea punteada indica el 40% de la biomasa virgen estimada por el modelo.

La estimación de K fue 670780 ton, 182203 ton más que la biomasa estimada por el método de área barrida (488577 ton, Arena et al. 2005). El 40% de la biomasa virgen (B_0) asumida por el modelo fue de 268312 ton. Entre 1991 y 1999 se observó un descenso de las biomosas y un leve incremento en el año 2000. Hasta 1997 las biomosas se mantuvieron por encima del 40% de la B_0 , en 1998 y 1999 por debajo y superando este nivel en el año 2000 (Fig. 3). En la Tabla 2 se indican los valores obtenidos en el modelo.

Tabla 2. Parámetros estimados mediante el modelo dinámico de biomasa aplicado a la merluza de la ZCPAU. Las abreviaturas están definidas en el texto.

Parámetro	Estimado
RMS (ton)	91430
U_{RMS}	0.27
r	0.545
K (ton)	670780
q	$3.53 \cdot 10^{-8}$
B_{2000} (ton)	289223
Captura de reemplazo (ton)	89662
Depleción	0.43

El RMS fue estimado en 91430 ton, con una tasa de explotación en RMS de 0.27 año^{-1} . La biomasa en el año 2000 fue estimada en 289223 ton, con una captura de reemplazo algo menor al RMS y un valor de depleción de 0.43. Esto indica que durante el período de estudio existió una disminución del 43% de la biomasa inicial considerada.

Los perfiles de máxima verosimilitud de los parámetros r y K mostraron que los mejores valores que ajustan el modelo estuvieron comprendidos entre 0.53 - 0.55 para r y 665000 - 680000 ton para K (Fig. 4).

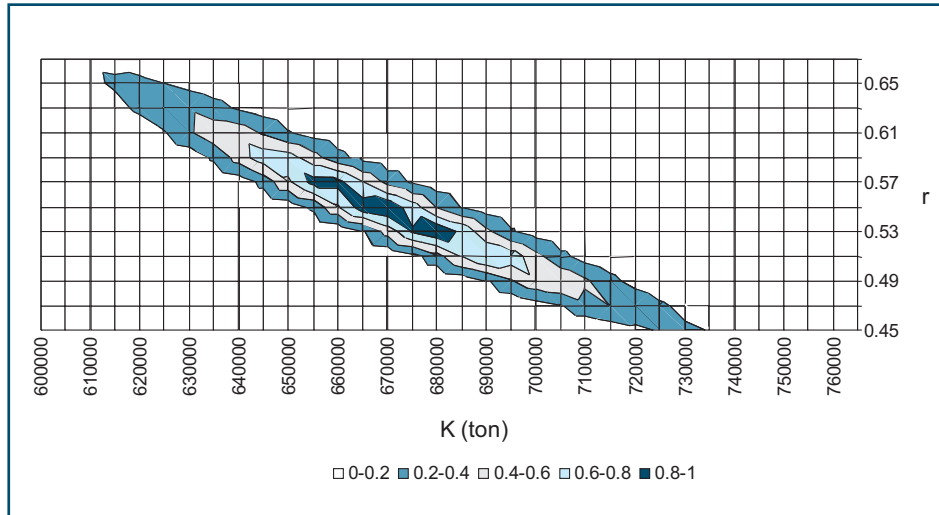


Figura 4. Perfiles de máxima verosimilitud de los parámetros r y K de merluza.

Entre los años 1991 y 1997 las capturas realizadas por Argentina y Uruguay superaron ampliamente al RMS . Probablemente como consecuencia de esto, durante el período 1991-2000 las capturas de ambos países disminuyeron, particularmente entre 1998 y 2000. Esta situación se vio reflejada en el porcentaje que representaron las capturas con respecto al RMS (Fig. 5, Tabla 3).

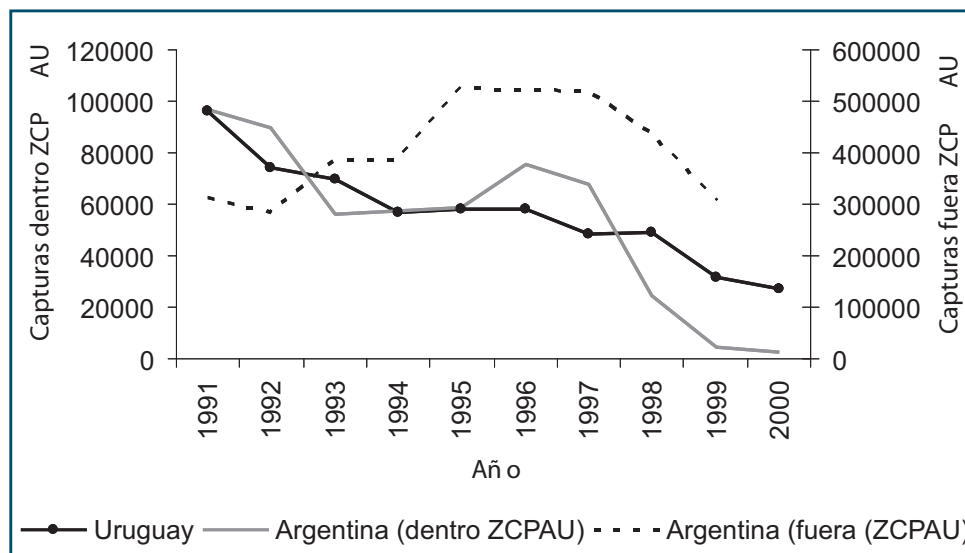


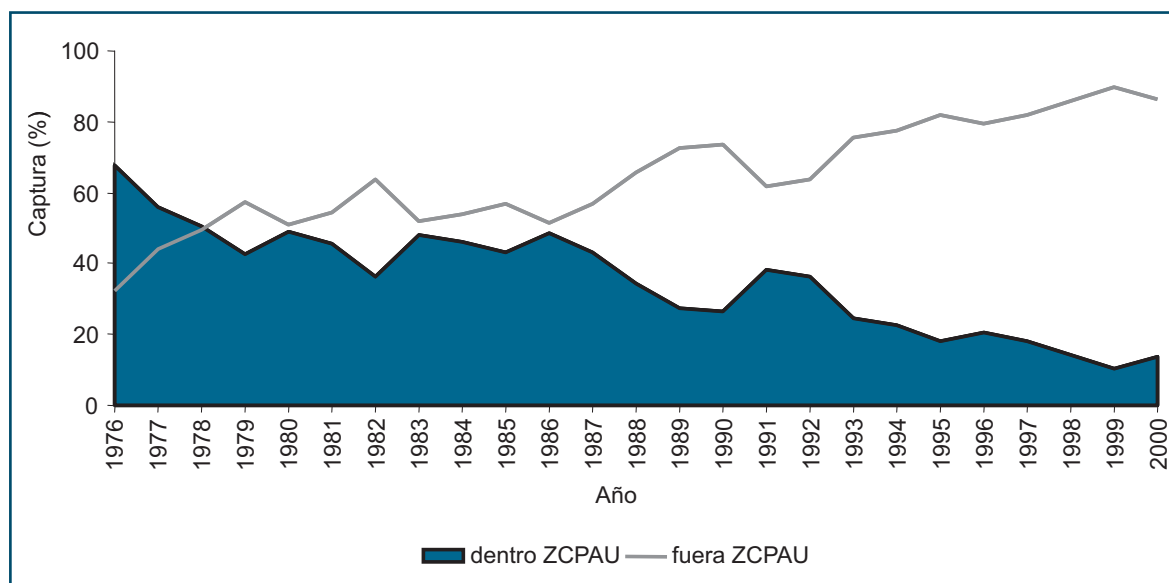
Figura 5. Capturas (en toneladas) de merluza, realizadas por Uruguay y Argentina dentro de la ZCPAU y por Argentina fuera de la ZCPAU para el período 1991-2000.

Si bien durante el período 1991-1997 las flotas uruguaya y argentina realizaron capturas que superaron con creces el RMS , la evolución de las realizadas por Argentina fuera de la ZCPAU superó en más de tres veces el RMS (Fig. 5).

Tabla 3. Capturas argentinas, uruguayas y totales dentro de la ZCPAU para el período 1991-2000 y % del RMS estimado por el modelo.

Año	CAPTURA(ton)			% del RMS	
	Argentina	Uruguay	Total	Argentina	Uruguay
1991	96534	95890	192424	105.6	104.9
1992	89458	74509	163967	97.8	81.5
1993	55972	69910	125882	61.2	76.5
1994	57190	56981	114171	62.6	62.3
1995	58880	57874	116754	64.4	63.3
1996	75837	57937	133774	82.9	63.4
1997	67783	48367	116150	74.1	52.9
1998	24366	49111	73477	265.6	53.7
1999	4481	31393	35874	4.9	34.3
2000	2930	27198	30128	3.2	29.7

Desde el año 1979 las capturas de merluza fuera de la ZCPAU aumentaron con respecto a aquellas en la zona. Particularmente durante el período 1991-1999, las capturas fuera de la ZCPAU aumentaron del 60 al 90%, respectivamente (Fig. 6). Dentro de la ZCPAU el nivel de depleción representó el 43%, aunque la mayoría del recurso fue capturado fuera de la misma.

**Figura 6.** Evolución del porcentaje de las capturas de merluza desembarcadas dentro y fuera de la ZCPAU para el período 1976-1999.

Es importante considerar que este recurso posee un área amplia de distribución (Otero 1986, Angelescu & Prenskey 1987) y, al ser un migrador estacional (Ubal et al. 1987 a, b y c), una fracción importante del mismo que debería ingresar a la ZCPAU en otoño e invierno estaría accesible por

las flotas que operan en aguas argentinas fuera de dicha zona, contribuyendo de esta manera a la disminución de la disponibilidad dentro de la ZCPAU.

Dentro de la ZCPAU durante el período 2001-2008, las capturas de ambas flotas no superaron las estimaciones de *RMS* y *Cr*, estimadas con en base a información que cubre hasta el año 2000 (Fig. 1). Los resultados obtenidos no permiten realizar un diagnóstico más actualizado sobre la condición del recurso, pues al momento de escribir este trabajo no se contó con información sobre el esfuerzo realizado por ambas flotas dentro de la ZCPAU durante los años 2001 - 2008. A efectos de obtener estimaciones más robustas sobre la dinámica del recurso a largo plazo, se debería incluir toda la información pesquera generada dentro y fuera de la ZCPAU.

Referencias

- Angelescu V, Gneri F, Nani A (1958) La merluza del mar argentino. Biología y taxonomía. Servicio de Hidrografía Naval, Buenos Aires Publicación H1004
- Angelescu V, Prenskey B (1987) Ecología trófica de la merluza común del mar argentino (*Merluccius hubbsi*). Parte 2. Dinámica de la alimentación analizada sobre la base de las condiciones ambientales, la estructura y las evaluaciones de los efectivos en su área de distribución. INIDEP, Mar del Plata, Contribución 561
- Arena G, Ubal W, Grunwaldt P, Fernández A (1986) Distribución latitudinal y batimétrica de la merluza (*Merluccius hubbsi*) y otros organismos demersales de su fauna acompañante, dentro de la zona común de pesca Argentino - Uruguay. Publ Com Téc Mix Fr Mar 1: 253-280
- Arena G, Paesch L, Lorenzo MI (2005) Análisis de 27 campañas de evaluación de merluza, discriminadamente por sector de la Zona Común de Pesca (período 1980-1999). Fr Mar 20: 11-25
- Bezzi SI, Renzi MA, Dato CV (1986) Evaluación de los recursos pesqueros demersales del Mar Argentino y sector uruguayo en la Zona Común de Pesca. Período noviembre 1982-julio 1983. Publ Com Téc Mix Fr Mar 1: 409-438
- Bezzi SI, Dato C (1993) Distribución estacional de los juveniles de merluza (*Merluccius hubbsi*) en la Zona Común de Pesca. Período otoño 1986 - verano 1987. Fr Mar 14: 7-22
- Bezzi SI, Verazay GA, Dato CV (1995) Biology and fisheries of Argentine hakes (*M. hubbsi* and *M. australis*). En: Alheit J, Pitcher TJ (Eds) Hake: fisheries ecology and markets, Chapman & Hall, London
- Ciechomski J, Cassia MC, Weiss G (1975) Distribución de huevos, larvas y juveniles de peces en los sectores sur bonaerense, patagónico y fueguino del mar epicontinental argentino, en relación con las condiciones ambientales, en noviembre 1973 - enero 1974. ECOSUR 2, p 219-248
- Ehrhardt, N, Arena G, Abella A, Varela Z, Sánchez E, Ríos C, de Moratorio NB (1977). Evaluación preliminar de los recursos demersales en la Zona Común de Pesca Argentino - Uruguay. INAPE, Montevideo InfTéc 11
- Ehrhardt, N, Arena G, Abella A, Ríos C, de Moratorio NB, Rey M (1979) Evaluación preliminar de los recursos demersales en el Área Común de Pesca Argentino - Uruguay. INAPE, Montevideo InfTéc 13

- Gregorio CG, Prenski B (1986) Un nuevo procedimiento de análisis de datos aplicado a la biología pesquera. Publ Com Téc Mix Fr Mar 1: 559-566
- Haimovici M, Martins A, Teixeira ERL (1993) Distribución, alimentación y observaciones sobre la reproducción de la merluza (*Merluccius hubbsi*) en el sur de Brasil. Fr Mar 14: 33-40
- Hilborn R, Walters CJ (1992) Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics, and uncertainty. Chapman & Hall, London
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca-Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (1997) Decreto 149/997 Ajústase y actualízase la reglamentación referente a la explotación y dominio sobre riquezas del mar. Montevideo
- Nión H (1985) Análisis de la investigación biológico pesquera en el Uruguay. CIEDUR Montevideo Ser Inv 22
- Norbis W, Torres G, Lorenzo I (1999) Intra-annual growth variations of young-of-the-year hake (*Merluccius hubbsi*) of the Uruguayan continental shelf based on otoliths analysis. Fish Res 44: 129-137
- Otero H, Bezzi SI, Renzi MA, Verazay GA (1982) Atlas de los recursos pesqueros demersales del Mar Argentino. INIDEP, Mar del Plata, Contribución 423
- Otero H (1986) Determinación del ciclo migratorio de la merluza común (*Merluccius hubbsi*) mediante el análisis de índices de densidad poblacional y concentración del esfuerzo de pesca. Publ Com Téc Mix Fr Mar 1: 75-92
- Podestá G (1989) Migratory pattern of Argentine hake *Merluccius hubbsi* and oceanic processes in the Southwestern Atlantic Ocean. Fish Bull 88: 167-177
- Rey M & Grunwaldt P (1986) Evaluación de la merluza (*Merluccius hubbsi*) en la Zona Común de Pesca Argentino - Uruguaya. Publ Com Téc Mix Fr Mar 1: 121- 34
- Rey M, Bezzi S, Verazay G, Oribe Stemmer J (1996) Áreas de veda para la protección de los juveniles de merluza (*Merluccius hubbsi*) en la Zona Común de Pesca, hasta diciembre de 1993. Fr Mar 16: 7- 28
- Schaefer MB (1954) Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bull Inter-Am Trop Tuna Comm 1: 27-56
- Ubal W, Norbis W, Bosch B, Pagano D (1987a) Principales factores determinantes de la abundancia de la merluza (*Merluccius hubbsi*) en otoño en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Publ Com Téc Mix Fr Mar 3: 7-14
- Ubal W, Norbis W, Bosch B, Pagano D (1987b) Estudio del stock desovante de la merluza (*Merluccius hubbsi*) en la Zona Común de Pesca Argentino - Uruguaya. Publ Com Téc Mix Fr Mar 3: 59-66
- Ubal W, Norbis W, Bosch B, Parietti M, Pagano D (1987c) Migración de la merluza (*Merluccius hubbsi*) por seguimientos de rangos de longitud en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Publ Com Téc Mix Fr Mar 3: 15-24

Modelo edad-estructurado de la almeja amarilla (*Mesodesma mactroides*) con la inclusión de variables ambientales en los procesos de su dinámica poblacional

Leonardo Ortega y Diego Lercari

RESUMEN

La almeja amarilla *Mesodesma mactroides* presenta una fuerte asociación con las variables ambientales, lo cual hace que experimente fuertes fluctuaciones en su abundancia y eventos de mortalidades masivas. En este trabajo se implementaron dos versiones de modelos edad-estructurados (MEE). El primer MEE no consideró el efecto de la anomalía de temperatura superficial del océano en la sobrevivencia del recurso, constatándose un ajuste pobre. El segundo MEE consideró la sobrevivencia del recurso como función de la anomalía de temperatura superficial del océano. La inclusión de esta función permitió una mejora importante en el ajuste del modelo. No obstante, en ninguno de los dos casos no se logró un ajuste razonable para la totalidad de la serie temporal analizada. Esto se atribuye a que los MEE desarrollados pueden considerarse demasiado simples para representar la compleja dinámica del recurso. Los resultados sugieren la importancia de integrar variables ambientales, en especial la temperatura, al momento de modelar la dinámica de la población y para obtener indicadores y puntos de referencia para el manejo del recurso.

1. Introducción

La almeja amarilla *Mesodesma mactroides* (Bivalvia: Mesodesmatidae) habita playas arenosas de la costa atlántica de América del Sur, entre Brasil (23°S) y Argentina (41°S) (McLachlan et al. 1996, Fiori & Defeo 2006). En Uruguay, la distribución de la población principal está limitada por dos descargas de agua dulce, el Arroyo Chuy al norte y otra artificial al sur, el Canal Andreoni, ocupando un arco de playa de 22 km de extensión con características disipativas, definidas por una suave pendiente, arena fina y fuerte acción del oleaje (Defeo 1987, 1989) (Fig. 1).

La pesca artesanal o recreacional de *Mesodesma mactroides* se desarrolla en los tres países que abarca su distribución (Brasil, Uruguay y Argentina). El producto es usado principalmente para consumo humano (Defeo 1996, 1998, Defeo et al. 1993, McLachlan et al. 1996). En Uruguay constituyó durante mucho tiempo el segundo recurso malacológico más explotado, después de *Mytilus edulis platensis* (Defeo 1989). La dinámica de la población de *Mesodesma mactroides* la playa Barra del Chuy es afectada por la pesca y por la descarga del Canal Andreoni (Defeo 2003). Dicha descarga afecta también la dinámica poblacional de otras especies, tales como *Emerita brasiliensis* (Lercari & Defeo 1999) y *Donax hanleyanus* (Defeo & de Alava 1995). En la cercanía del canal, la almeja amarilla presenta altas tasas de mortalidad, baja longevidad y bajos niveles de abundancia y reclutamiento (Defeo 1993, 1998). Se ha demostrado que la actividad humana juega un importante rol en las fluctuaciones a largo plazo de esta población (Defeo & de Alava 1995, Defeo 1996, 1998, Lima et al. 2000). Además del efecto obvio que provoca la explotación sobre la población, el estrés físico (disturbios del sedimento) y los daños generados por la técnica de recolección con palas, aumenta la mortalidad natural de las almejas que están por debajo de la talla mínima legal para la explotación comercial (< 50mm) (Defeo 1996a, 1998).

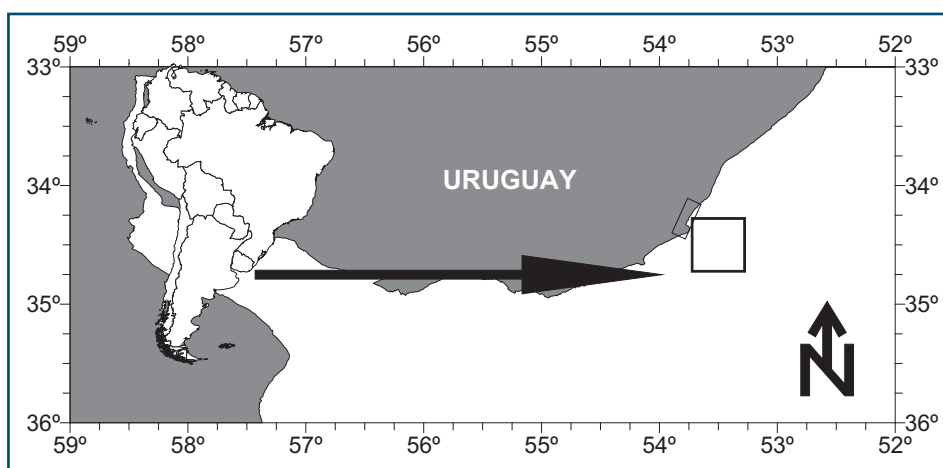


Figura 1. Ubicación del área de estudio, resaltándose la distribución de *Mesodesma mactroides* entre La Coronilla y Barra del Chuy (zona sombreada) y la zona oceánica (rectángulo) para la cual se obtuvieron los datos de temperatura y su anomalía.

Varios factores físicos actúan en la dinámica poblacional de *Mesodesma mactroides* en el corto plazo. Por ejemplo, la temperatura es un factor preponderante en las oscilaciones del crecimiento, el cual es mínimo durante el otoño tardío e invierno (a bajas temperaturas) y aumenta en primavera y verano en concurrencia con aumentos de la temperatura (Defeo et al. 1992). Además, durante el período de mínimo crecimiento hay una migración hacia la zona sublitoral, para evitar escasez de alimento y temperaturas extremas (Defeo et al. 1986). Lima et al. (2000) sugirieron que el comportamiento en el largo plazo de esta población estaría siendo afectado además por condiciones oceanográficas y anomalías térmicas. No obstante, no existen estudios de largo plazo que evalúen la relevancia de dichos factores en la demografía y dinámica poblacional de la almeja amarilla.

Lo anterior resalta la necesidad de desarrollar estudios de largo plazo para evaluar tendencias demográficas y de la dinámica poblacional de la macrofauna que habita playas arenosas. Esto cobra especial importancia si se considera que un reciente análisis continental ha mostrado que la almeja amarilla se encuentra comprometida debido a la ocurrencia sistemática de mortalidades masivas a lo largo de miles de kilómetros de la costa atlántica, incluyendo Brasil, Uruguay y Argentina (Fiori et al. 2004, Fiori & Defeo 2006). Sin embargo, no existen estudios detallados que muestren variaciones en el largo plazo en esta especie en particular, y en poblaciones de playas arenosas a nivel mundial en general (Defeo & McLachlan 2005).

1.1. EL PROBLEMA

Las estimaciones de abundancia de almeja muestran una tendencia decreciente en el tiempo. Teniendo en cuenta que la pesquería fue cerrada en 1994, la pesca no puede explicar esta tendencia. Los datos históricos de abundancia de almeja amarilla muestran altas variaciones interanuales conjuntamente con una caída sistemática en el tiempo, y esta disminución en la abundancia concuerda con un sostenido aumento de las anomalías de temperatura observadas para la zona (Fig. 2). Por tanto, se postula que la declinación de la especie podría ser explicada por un efecto conjunto de la pesca y de la temperatura o anomalías de temperatura superficial del agua de mar (SSTA por sus siglas en inglés).

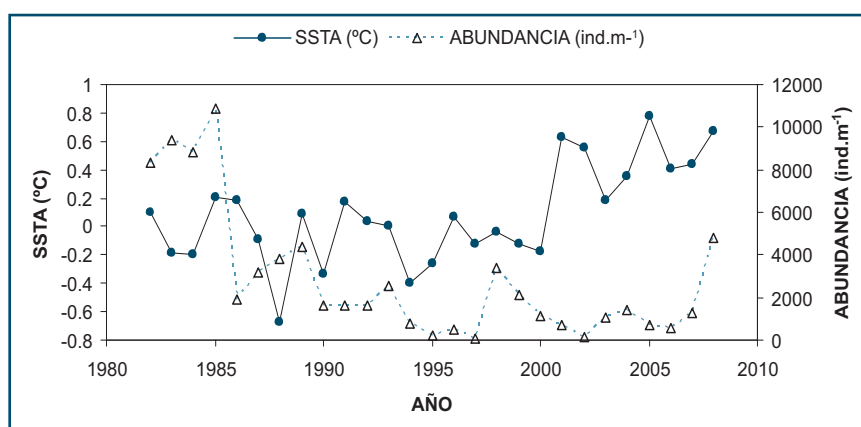


Figura 2. Series temporales de abundancia de *Mesodesma mactroides* y de anomalías de temperatura superficial del agua de mar (SSTA) para el área de estudio.

1.2. OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo consistió en el desarrollo de un modelo edad estructurado (MEE) para el stock de *Mesodesma mactroides* de la playa de La Coronilla – Barra el Chuy.

Particularmente se buscó:

1. Obtener estimaciones de biomasa por clases de talla.

2. Estimar la biomasa explotable del stock.
3. Ajustar los parámetros del modelo para obtener una representación realista de la tendencia histórica del stock.
4. Incluir una variable exógena (anomalía de temperatura) en la estructura del modelo.
5. Evaluar el impacto de la pesca sumado a la variabilidad ambiental (anomalías de temperatura) en la abundancia de *Mesodesma mactroides*.

1.3. ESTRATEGIA

Se evaluó la evolución histórica de la abundancia-biomasa de la almeja amarilla mediante un MEE, el cual fue construido seleccionando variables de la dinámica poblacional de *Mesodesma mactroides*. Para esto se siguió la siguiente estrategia:

1. Identificación de las preguntas a formular:
 - a. ¿Cuáles son las series temporales de biomasa por componentes poblacionales del stock?
 - b. ¿Cuál es la serie temporal de la biomasa explotable del stock?
 - c. ¿Cuál es la importancia de la anomalía de temperatura en la explicación de los patrones temporales de biomasa?
2. Selección de supuestos sobre los cuales formular el modelo:
 - a. La pesca ocurre al comienzo del año.
 - b. No hay emigración o inmigración.
 - c. La fecundidad, mortalidad natural, peso individual y vulnerabilidad no cambian con el tiempo.
 - d. La vulnerabilidad y el peso individual no cambian con cambios en la intensidad de pesca (i.e. los parámetros no son dependientes de la densidad).
 - e. La fecundidad, mortalidad natural, peso individual y vulnerabilidad se consideran constantes para todas las edades.
3. Selección del valor de los parámetros (ajuste del modelo a los datos).
 - a. Evaluación de las tendencias y consistencia de las predicciones del modelo, incluyendo información auxiliar.
4. Modificación del modelo basándose en los resultados del paso 3.

2. Métodos

La metodología seguida en este trabajo comprendió 3 etapas: 1) recopilación de información; 2) implementación del MEE; y 3) ajuste del modelo.

2.1. RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN

El MEE necesita como insumos a diversos parámetros poblacionales del recurso, los que fueron recopilados de comunicaciones personales y publicaciones (Tabla 1).

Tabla 1. Insumos del MEE de almeja amarilla y fuentes consultadas.

Insumos	Fuente
Serie temporal de capturas pesqueras	Defeo, O. com pers
Serie temporal de evaluación poblacional	Defeo, O. com pers
Parámetros de crecimiento (L_∞ ; K ; t_0)	Defeo (1998)
Coefficientes alométricos	Defeo (1998)
Sobrevivencia	Brazeiro & Defeo (1999)
Edad-longitud	Brazeiro & Defeo (1999)
Vulnerabilidad	Defeo, O. com pers
Fertilidad	Brazeiro & Defeo (1999)
Serie de anomalía de temperatura (SSTA)	Smith et al. (2008)

2.2. IMPLEMENTACIÓN DEL MEE

Se construyó un MEE básico con la formulación que se detalla a continuación. La dinámica poblacional de los individuos de edad 0 y mayores estuvo dada por:

$$N_{y+1,a+1} = \begin{cases} (\tilde{B}_{y+1} / \tilde{B}_0) / \{\alpha + \beta(\tilde{B}_{y+1} / \tilde{B}_0)\} & \text{para } a = 0 \\ N_{y,a}(1 - V_a F_y) S_a & \text{para } 1 \leq a \leq x - 1 \\ N_{y,x}(1 - V_x F_y) S_x + N_{y,x-1}(1 - V_{x-1} F_y) S_{x-1} & \text{para } a = x \end{cases}$$

donde

- $N_{y,a}$: número de individuos de edad a al comienzo del año y
- x : grupo de edad agrupado (grupo 1+)
- V_a : vulnerabilidad de una almeja de edad a , asumiendo una función de filo de cuchillo
- F_y : tasa de explotación durante el año y
- S_a : tasa de supervivencia para individuos de edad a
- β, α : parámetros de la relación stock-reclutamiento
- \tilde{B}_y : biomasa desovante/reproductora al inicio del año y , la cual se expresa como:

$$\tilde{B}_y = \sum_{a=a_m}^x w_a N_{y,a}$$

- a_m : edad de madurez sexual
- w_a : peso a la edad a , definido por la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy (e y f son los parámetros alométricos):

$$w_a = e \{ \ell_\infty (1 - \exp(-\kappa(a - t_0))) \}^f$$

Las capturas se asumen extraídas de la biomasa vulnerable:

$$F_y = C_y / B_y$$

Donde:

C_y : captura en peso durante el año y
 B_y : biomasa vulnerable al inicio del año y

$$B_y = \sum_{a=0} w_a V_a N_{y,a}$$

Los valores de α y β (modelo de stock-reclutamiento de Beverton & Holt 1956) fueron determinados a partir del reclutamiento virgen, R_0 , y el parámetro "steepness" de la relación stock-reclutamiento. Steepness (h) se define como la fracción de R_0 que se espera si la biomasa desovante es reducida al 20% de su biomasa virgen. El modelo de Beverton & Holt (1956) fue reestructurado en función de "steepness" y se despejaron los parámetros a y b a incluir en el modelo:

$$b = \frac{5h-1}{4hR_0} \quad a = \left(\frac{1-h}{R_0 4h} \right)$$

Cabe mencionar que si bien existe para la población un ajuste del modelo de reclutamiento de Ricker (1958) (Defeo 1998) las pruebas iniciales del ajuste no fueron satisfactorias, por lo que se utilizó el modelo de Beverton & Holt (1956).

2.3. AJUSTE DEL MODELO

El ajuste de los modelos a los datos proveyó las bases para determinar los valores de los parámetros del modelo y por ende calcular los valores de las variables de estado/interés. Asimismo, permitió evaluar si el MEE puede replicar los datos existentes en forma adecuada. La metodología genérica seguida para el ajuste del MEE comprendió:

- Definir la función $f(\theta)$ que determinó la "diferencia" entre los datos observados y los predichos por el modelo. Esta función midió la bondad de ajuste del modelo a los datos.
- Seleccionar los valores de los parámetros de forma tal de minimizar la diferencia entre las observaciones y estimaciones. La función de suma de cuadrados (SC) fue utilizada para evaluar el ajuste óptimo de los parámetros del modelo (i.e. minimizar la diferencia de los valores residuales) y estuvo definida en este caso por dos componentes: uno proveniente de la información generada por el modelo y el otro proveniente de los datos de las campañas de investigación.

$$SC = \sum_y (\ln B_y - \ln \hat{B}_y)^2$$

Donde :

B_y : estimación de biomasa en la campaña de investigación para el año y ,
 \hat{B}_y : predicción de biomasa del modelo.

En primera instancia se intentó ajustar el modelo utilizando los 26 años en los cuales se realizaron evaluaciones del recurso (1982 - 2008). Sin embargo, la serie incluye un período en el cual la especie registró mortalidades masivas y por lo tanto la abundancia (biomasa) fue nula. Esto hizo imposible ajustar el modelo a los datos observados, por lo que se ajustó el modelo a la información comprendida entre 1982 y 1991, con abundancias obtenidas de las campañas de evaluación y capturas declaradas para cada año. El MEE fue desarrollado: 1) sin incluir la SSTA; y 2) adicionando a la SSTA como variable exógena de forma que la supervivencia para cada clase de edad a se dio por la ecuación:

$$Sa = \alpha + \beta \cdot \left(\frac{SSTA}{T}\right)^\gamma$$

Donde T es la temperatura media de la serie, y α , β y γ son parámetros. Finalmente la función de SC fue minimizada mediante un método de cómputo de optimización no lineal (Solver), estimándose los parámetros R_σ , h y los parámetros de la relación supervivencia-SSTA a efectos de minimizar la diferencia entre los valores observados y estimados.

3. Resultados

En la Figura 3 se muestra el ajuste inicial del modelo, sin incluir el efecto de la SSTA en la supervivencia del recurso. Se observó una pobre concordancia entre las predicciones del MEE y las observaciones. Por el contrario, el modelo que incluyó el parámetro supervivencia-SSTA permitió un mejor ajuste a los valores observados (Fig. 4), obteniendo una SC sensiblemente menor que el modelo más simple (3.01 y 2.85 respectivamente).

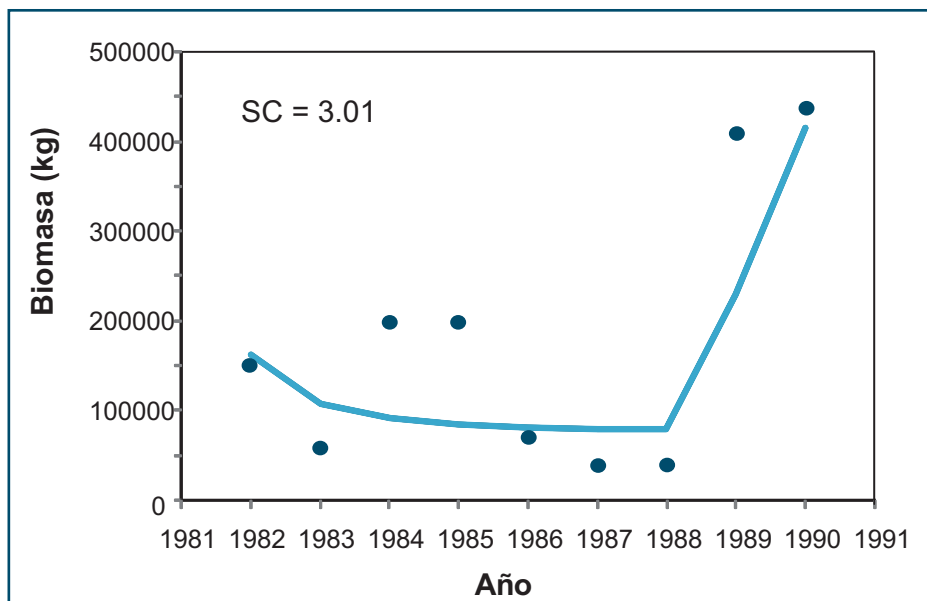


Figura 3. Serie temporal de biomasa de almeja amarilla predicha por el modelo preliminar (línea continua) ajustado a los datos observados (círculos). SC = Suma de cuadrados.

En la Tabla 2 se muestran los resultados del mejor MEE obtenido para *Mesodesma mactroides*, que incluye la función sobrevivencia-SSTA (Fig. 4).

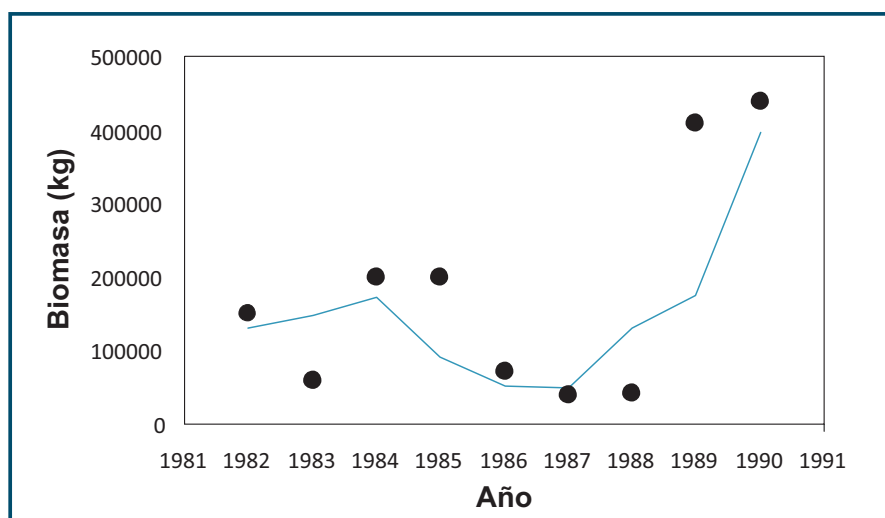


Figura 4. Serie temporal de biomasa de almeja amarilla predicha por el mejor MEE que incluye la función sobrevivencia-SSTA (línea continua) ajustado a los datos observados (círculos). SC = Suma de cuadrados.

Tabla 2. Estimaciones del MEE implementado para *Mesodesma mactroides*.

Año	Biomasa explotable (kg)	Sobrevivencia	Biomasa desovante (kg)	Tasa de explotación
1981	32134	0.21	45435148	0.99
1982	18990	0.23	31302387	0.99
1983	21389	0.38	35249628	0.99
1984	24907	0.39	41045887	0.99
1985	13244	0.18	21826698	0.99
1986	7544	0.19	12431859	0.99
1987	7281	0.32	11999747	0.99
1988	18853	0.87	31070362	0.00
1989	25273	0.23	35573338	0.00
1990	57245	0.48	81154802	0.90
1991	30901	0.19	49773647	0.99

4. Discusión

La amplia distribución latitudinal del recurso determina que existan diferencias en las características ambientales a que están expuestos (e.g. régimen térmico) y en la estrategia de vida, observándose una temporada de reclutamiento casi continuo en las poblaciones del límite norte de distribución, mientras que el reclutamiento estacional es mínimo en las poblaciones del límite sur. Asimismo, la expectativa de vida y la talla individual de la especie tienden a aumentar con la latitud (Fiori & Defeo 2006). Además, la almeja amarilla exhibe fuertes oscilaciones en su abundancia

a nivel local, probablemente asociadas a la variabilidad ambiental. Por tanto, para una adecuada modelación deben considerarse en forma conjunta las actividades pesqueras y alteraciones del hábitat. En particular, la degradación del hábitat costero sumado a las presiones causadas por el cambio climático determinan impactos ecológicos sin precedentes (Defeo et al. 2009).

La fuerte asociación del recurso con las variables físicas hace que experimente, además de las fluctuaciones antes mencionadas, eventos de mortalidades masivas. La modelación de estos eventos se hace difícil por los métodos clásicos, por lo cual para un manejo racional deben conjugarse no solo los principios básicos de manejo ecosistémico, y un estricto monitoreo biológico-ambiental, y el compromiso de los tomadores de decisiones para mantener ese hábitat lo menos alterado posible y los monitoreos en el tiempo.

El ajuste del MEE sin la inclusión del efecto de la SSTA en la sobrevivencia del recurso no fue satisfactorio. En contraste, cuando la sobrevivencia del recurso se estimó en función de la SSTA, se logró un mejor ajuste del modelo. Esto demarca por un lado el efecto sustancial que esta variable ambiental puede tener sobre la especie y también indica la necesidad de considerarla al momento de modelar su población para obtener indicadores y puntos de referencia para el manejo del stock.

Es necesario realizar un análisis comparativo más detallado sobre las dos versiones del modelo. En este sentido, si bien el modelo que incluye la SSTA presentó un mejor ajuste, presenta un mayor número de parámetros, por lo que las bondades de uno u otro deberían ser evaluadas considerando este hecho. Para esto sería conveniente ajustar el modelo utilizando la función de máxima verosimilitud a efectos de seleccionar los valores de los parámetros de forma tal que el modelo generado reproduzca la tendencia temporal de las observaciones de la mejor manera posible. Contando con un ajuste de este tipo y adicionando los perfiles de SC y máxima verosimilitud, es posible realizar una comparación estadística del ajuste de los modelos en base al número de parámetros en cada uno.

Las limitaciones de los modelos implementados se hacen evidentes al no lograr un ajuste razonable para la totalidad de la serie temporal de datos (26 años). La existencia de períodos en los que el recurso tuvo muy baja o nula presencia en el área de estudio condujo a que las estimaciones del modelo no fueran realistas. Esto podría deberse principalmente a que la estructura del modelo considera las capturas de un año (mediante la tasa de explotación) en la estimación de la biomasa explotable del año siguiente, por lo que al "pasar" por un período de varios años sin captura se predicen incrementos en la biomasa predicha. Sin embargo, la disminución de las capturas se debió a la virtual desaparición de la especie en el área, hecho constatado en las campañas de evaluación del recurso. De aquí se genera una contradicción entre los datos observados y estimados, que en definitiva lleva a no lograr el ajuste del modelo en los períodos en que las capturas y las biomásas observadas fueron nulas.

En conclusión, el MEE aplicado al stock de *Mesodesma mactroides* resultó apropiado para la serie temporal de datos analizada, pero puede considerarse demasiado simple para representar la complejidad de la dinámica del recurso. En este sentido sería necesario incluir los fenómenos de mortalidades masivas (catástrofes) en la estructuración del modelo, identificando las causas que las producen.

Referencias

- Beverton RJH, Holt SJ (1956) A review of methods for estimating mortality rates in exploited fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. *Rapp P.-V. Réun Cons Int Explor Mer* 140: 67-83
- Defeo O (1987) Consideraciones sobre la ordenación de una pesquería en pequeña escala. *Biol Pesq (Chile)* 16: 47-62
- Defeo O (1989) Development and management of artisanal fishery for yellow clam *Mesodesma mactroides* in Uruguay. *Fishbyte* 7: 21-25
- Defeo O, Ortiz E, Castilla JC (1992) Growth, mortality and recruitment of the yellow clam *Mesodesma mactroides* on Uruguayan beaches. *Mar Biol* 114: 429-437
- Defeo O, de Alava A (1995) Effects of human activities on long-trends in sandy beach populations: the wedge clam *Donax hanleyanus* in Uruguay. *Mar Ecol Prog Ser* 123: 73-82
- Defeo O (1996) Experimental management of an exploited sandy beach bivalve population. *Rev Chil Hist Nat* 69: 605-614
- Defeo O (1998) Testing hypotheses on recruitment, growth, and mortality in exploited bivalves: an experimental perspective. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* 125: 257-264
- Defeo O (2003) Marine invertebrate fisheries in sandy beaches: an overview. *J Coast Res* 35: 56-65
- Defeo O, McLachlan A (2005) Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Mar Ecol Prog Ser* 295: 1-20
- FAO 2008. Climate change and fisheries and aquaculture. High Level Conference on World Food Security- Background Paper HLC/08/BAK/6. FAO: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/meeting/013/ai787e.pdf>
- Fiori S, Vidal-Martínez V, Simá Álvarez R, Rodríguez-Canul R, Aguirre-Macedo ML, Defeo O (2004) Field and laboratory observations of the mass mortality of the yellow clam *Mesodesma mactroides* in South America: the case of Isla Jabalí, Argentina. *J Shellfish Res* 23: 451-455
- Fiori S, Defeo O (2006) Biogeographic patterns in life-history traits of yellow clam, *Mesodesma mactroides*, in sandy beaches of South America. *J Coast Res* 22: 172-180
- Lima M, Brazeiro A, Defeo O (2000) Population dynamics of yellow clam *Mesodesma mactroides*: recruitment variability, density-dependence and stochastic processes. *Mar Ecol Prog Ser* 207: 97-108
- Lercari D, Defeo O (1999) Effects of freshwater discharge in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Estuar Coast Shelf Sci* 49: 457-468
- McLachlan A, Dugan JE, Defeo O, Ansell AD, Hubbard DM, Jaramillo E, Penchaszadeh P (1996) Beach clam fisheries. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 34:163-232
- Ricker WE (1958) Handbook of computation for biological statistics of fish populations. *Bull Fish Res Board Can, Ottawa* 191: 382 p
- Smith TM, Reynolds RW, Peterson TC, Lawrimore J (2008) Improvements to NOAA's historical merged land-ocean surface temperature analysis (1880-2006). *J Climate* 21: 2283-2296

Dinámica de la población de hembras de lobo fino sudamericano (*Arctocephalus australis*) en Uruguay

Enrique Páez

RESUMEN

Se realizó un modelo estructurado con 14 clases de edad (0 a 13+años) para la población de hembras de lobo fino sudamericano en Uruguay, a efectos de simular el número de crías nacidas entre 1987 y 2006. Las estimaciones derivadas del modelo fueron contrastadas con las estimaciones de abundancia de crías para los mismos años. El crecimiento poblacional estuvo regulado por los cambios interanuales de la sobrevivencia (0 a 2 años) y la preñez (2 a 5 años). La población modelada tuvo un crecimiento de 2% anual, con rangos similares en sus parámetros demográficos a otras poblaciones del mismo género. Sin embargo, con valores promedio del modelo estructurado introducidos en un modelo matricial, la población de hembras decrecería anualmente un 1%. La proyección simulada de la población para dos escenarios de 10 y 100 años indicó que la población podría descender a nivel crítico a largo plazo.

1. Introducción

1.1. LA ESPECIE

Los lobos marinos, como el resto de los pinnípedos, son mamíferos pelágicos que necesitan retornar a tierra para reproducirse. La selección de estos sitios es crítica para la reproducción y la protección de las crías (Payne 1979). Los asentamientos reproductivos deben ser accesibles desde el mar y tener una relativa protección de las adversidades meteorológicas para amortiguar

la mortalidad de las crías. Otros factores relevantes son la cercanía de las áreas de forrajeo y la disponibilidad y calidad de alimento necesarios para la producción de la leche para alimentar las crías (Andrewartha & Birch 1954, White 1978). Cuando ambos factores están presentes, la población tendría todo el potencial para crecer hasta alcanzar su máximo poblacional. En este contexto, la información de las variaciones en abundancia a largo plazo es trascendental para analizar la dinámica de estas poblaciones (MacArthur & Wilson 1967, May 1976), así como los factores que la afectan (Andrewartha & Birch 1954, Krebs 1972, Caughley 1977, Begon et al. 1986, Royama 1992).

En el Océano Atlántico, Uruguay representa el límite norte de las áreas reproductivas del lobo fino sudamericano o lobo de dos pelos (*Arctocephalus australis*), el cual tiene una amplia distribución hasta Tierra del Fuego, Argentina, continuándose en el Océano Pacífico hasta el sur del Perú, Bonner 1981, Majluf & Trillmich 1981, Vaz-Ferreira 1982). En las costas uruguayas cerca de la mitad de la población se encuentra en la Isla e islote de Lobos (35°01'38"S, 53°52'55" W) frente a Punta del Este (Departamento de Maldonado). El resto se reparte entre las islas de Torres del grupo Castillo Grande (Rasa, Encantada e Islote: 34°24'08"S, 54°52'55"W) frente a Cabo Polonio y en la Isla del Marco (grupo de Islas de Castillo Grande) al SW de la desembocadura del Arroyo Valizas (Departamento de Rocha) (Vaz-Ferreira 1950, 1982, 1987).

Arctocephalus australis presenta dimorfismo sexual, alcanzando un ejemplar macho adulto los 200 cm y un peso de 160 kg, en tanto las hembras no superan los 150 cm con un peso promedio de 60 kg. Las crías que nacen en diciembre luego de un período de gestación de 11 meses pesan entre 3 y 7 kg (Vaz Ferreira 1982). Las hembras jóvenes se caracterizan por altos valores de sobrevivencia, con poca variabilidad interanual en adultos, altos valores en tasas reproductivas y senescencia (Lima & Páez 1995).

La población de *A. australis* se ha incrementado desde 1950 a la fecha. A fines de la década de los 90 esta población estaba entre los 250000 y 280000 animales, en situación estable y creciendo entre 1.4% (Lima & Páez 1997) y 2% anual (Páez 2006).

1.2. LA EXPLOTACIÓN

Los primeros registros de explotación de las loberías de Uruguay se remontan al descubrimiento del Río de la Plata. En 1949 el Estado uruguayo se hizo cargo de la explotación directa de lobos y su comercialización. La estrategia de manejo de la población de lobos marinos utilizada en Uruguay desde fines de la década de los 40 hasta fines de los 70 se basó en la protección de las hembras. Esta estrategia fue considerada como factor crítico para la recuperación de la población, basada en el sistema de apareamiento poligínico de los machos hacia los inicios de 1950. Se sacrificaron hembras entre la década de los 80 hasta la última zafra comercial en 1991, aunque en los últimos 3 años del período el número no superó las 4000 hembras. Entre 1965 y 1991 fueron sacrificados 234000 ejemplares con fines comerciales.

1.3. EL PROBLEMA

A pesar de la toma de decisión del modelo conceptual como estrategia de manejo, no existió una cuantificación ni de la abundancia poblacional ni de los cambios provocados en las estructuras de edades. Datos básicos de estimaciones de abundancia o tamaños poblacionales son extremadamente escasos o parciales, excepto los realizados por Vaz-Ferreira et al. (1984) en Isla de Lobos y Ximénez (1973) en Cabo Polonio. Si bien la población creció, no se disponía de estimaciones de abundancia ni de parámetros demográficos en el largo plazo. Hacia fines de 1987 se inicia un programa de muestreo, realizándose estimaciones de abundancia de cachorros como índice de abundancia y sacrificio de hembras para conocer parámetros demográficos de la población en Uruguay. Los últimos parámetros demográficos obtenidos datan de hace más de 15 años (Lima & Páez 1997), lo que dificulta aún más plantearse una estrategia de manejo basada en la biología de la especie y su dinámica poblacional.

1.4. OBJETIVO Y ESTRATEGIA DE INVESTIGACIÓN

El objetivo del estudio fue evaluar la dinámica de la población de hembras de lobo fino sudamericano de Uruguay, sobre la base de los procesos de nacimiento y muerte. A tales efectos se desarrolló un modelo estructurado por edades, proyectándolo a futuro en base a un modelo de matrices de Leslie (1945, 1948).

Para el desarrollo de la presente investigación se empleó la siguiente estrategia:

- Se utilizó información de las estimaciones de abundancia de crías de lobo fino realizadas por la DINARA.
- Se analizó la información, seleccionando un modelo edad-estructurado apropiado para la población analizada, estimándose sus parámetros demográficos.
- Se desarrolló un modelo matricial para proyectar la población en el tiempo.

El modelo de la población de hembras de lobo fino fue desarrollado sobre los principios generales de la dinámica poblacional de mamíferos (Caughley 1977). El supuesto central está basado en que los procesos de nacimiento, mortalidad y migratorios varían en función de recursos limitantes, particularmente referidos a la disponibilidad de alimento y el espacio reproductivo (Caughley 1977, Begon et al. 1986).

2. Métodos

2.1. INFORMACIÓN

Estimaciones de abundancia. Entre 1988 y 2006 se realizaron estimaciones de abundancia de cachorros en las áreas reproductivas de Isla de Lobos y Cabo Polonio, excepto en los años 2000,

2003 y 2005. El método utilizado fue el de marca-recaptura de Chapman & Johnson (1968), para el cual la validez del estimado depende de la aleatoriedad del muestreo (Otis et al. 1978, White et al. 1982, Pollock et al. 1990). El estimador utilizado para el cálculo de abundancia fue el de Chapman (1951), el cual fue seleccionado por pertenecer al grupo de estimados de máxima verosimilitud (Burnham et al. 1987).

Parámetros Demográficos. La información proviene de hembras muestreadas durante la cosecha comercial en Isla de Lobos, entre los meses de junio y agosto para los años 1987, 1988, 1990 y 1991. Se realizó un muestreo no selectivo de 241 ejemplares en 1987, 195 en 1988, 253 en 1990 y 309 en 1991. Los dientes caninos superiores fueron extraídos y la edad fue determinada de acuerdo a las técnicas estándar desarrolladas para otáridos (Anas 1970, Schiavini et al. 1992). Las hembras fueron clasificadas en preñadas y no preñadas de acuerdo a la presencia o ausencia de feto por observación directa del tracto reproductivo para conocer la tasa de preñez por edad. Los estimados de sobrevivencia fueron obtenidos de la distribución de edades de las hembras mayores a 1.5 años de edad (Lima & Páez 1997).

2.2. MODELO POBLACIONAL

Modelo Matemático. La aproximación para comprender la dinámica poblacional en hembras fue la reconstrucción histórica de los estimados de abundancia de cachorros, simulando la producción de nacimientos de cachorros para el periodo 1988 - 2006. El modelo desarrollado para hembras fue espacialmente homogéneo y estructurado en 14 clases de edad (de 0 a 13+ años), no considerándose mecanismos de regulación denso-dependientes. El número de hembras a una edad e en un año determinado a fue designado como $N_{e,a}$. El ciclo anual del modelo determina el número de individuos que sobreviven de un año al siguiente (intervalo a a $a+1$) menos el número total de hembras sacrificadas (N_{hs}):

$$N_{a+1} = \sum_e (N_{e,a} \cdot S_{e,a}) - N_{hs}$$

donde $S_{e,a}$ son las tasas de sobrevivencia por clase de edad en cada año. El número de crías se definió como el número de hembras de una clase de edad en un año dado $N_{e,a}$ multiplicado por la tasa de preñez para esa edad en ese año $p_{e,a}$:

$$C_a = \sum_e N_{e,a} \cdot p_{e,a}$$

El número total de crías fue multiplicado por 0.5 a los efectos de simular una relación de nacimientos 1:1. El modelo completo quedó definido como:

$$N_{e,a} = \begin{cases} 0.5C_a & \text{si } e = 0 \\ N_{e,a-1}^h S_{e,a} & \text{si } 1 \leq e < 13 \\ (N_{13+,a-1} + N_{12,a-1}) S_{e,a-1} & \text{si } e = 13+ \end{cases}$$

El modelo fue ajustado con la rutina *Solver* del programa Excel, minimizando la raíz de la suma de cuadrados de la diferencia (*RSCD*) entre la serie de datos disponibles del número de nacimientos de crías y los valores modelados por medio de la variación automática de los siguientes estimadores:

1. Valor inicial del número de nacimientos en 1987.
2. Proporción de nacimientos machos:hembras para los años 1987-2006.
3. Vector de tasas de sobrevivencia de crías y juveniles (0 a 2 años).
4. Vector de porcentajes de preñez para las edades de 2 a 5 años.

Para proceder a la minimización se ingresaron como valores de inicio o "semillas":

1. 45000 crías.
2. proporción de 1:1 para machos y hembras.
3. 0.7 (edad 0), 0.75 (edad 1) y 0.8 (edad 2) para sobrevivencia.
4. 0.15 (edad 2), 0.60 (edad 3), 0.80 (edad 4) y 0.85 (edad 5) para preñez.

El modelo se sobreajustó para evaluar la variación de las proporciones de machos y hembras en los diferentes años. Se utilizó una prueba G replicada (Sokal & Rohlf 1981) por año y total con los valores sobre ajustados hasta encontrar el valor de proporción que no difiriera significativamente ($\alpha = 0.05$), manteniéndolas fijas luego del procedimiento al ajustar el resto de los parámetros. Las opciones de la rutina *Solver* incluyeron el método lineal de estimación por derivadas progresivas, halladas por el método de Newton y usando escala automática, con una precisión de 10^{-8} , una tolerancia de 5% y convergencia de 10^{-12} .

Se calcularon las tendencias poblacionales para los valores de abundancia de crías estimados y modelados y para la población total de hembras simulada. Con los valores medios para la sobrevivencia por clase de edad y tasas de preñez del modelo, se construyó una matriz de Leslie, del tipo:

$$H = \begin{bmatrix} F_0 & F_1 & \dots & F_n & F_n \\ s_0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & s_1 & \dots & 0 & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & 0 & \dots & s_{n-1} & 0 \end{bmatrix}$$

donde F_n es la proporción del número de crías hembras por clase de edad n y s_n la fracción de hembras que sobrevive de la clase n a $n+1$.

Se calculó el autovalor principal (λ), el valor reproductivo por clase de edad, el largo generacional y la matriz de elasticidad (Caswell 2001) utilizando el paquete POPBIO 2.0 18/09/2009 (Stubben & Milligan 2007). Se calculó el valor reproductivo neto.

Con la estructura de edades estable, donde la proporción por clase de edad se mantiene constante en el tiempo (Caughley 1977), se proyectó la población de hembras para escenarios de 10 y 100 años, con 20 réplicas cada uno.

3. Resultados

La tendencia poblacional para todo el período, calculada a través de las estimaciones de abundancia de cachorros tomadas como índice de abundancia, así como para el modelo, fue de una población en crecimiento con una tasa del 2% anual ($r = 0.023$, tasa finita $\lambda = 1.023$) en ambos casos.

El valor inicial del número de crías nacidas en 1987 fue de 44459 individuos ($RSCD=60614$). En tanto, el rango de proporciones por sexo de crías nacidas fue 0.41 a 0.58 con un valor promedio (\pm desviación estándar) de 0.50 ± 0.042 ($RSCD=58860$) (Fig. 1).

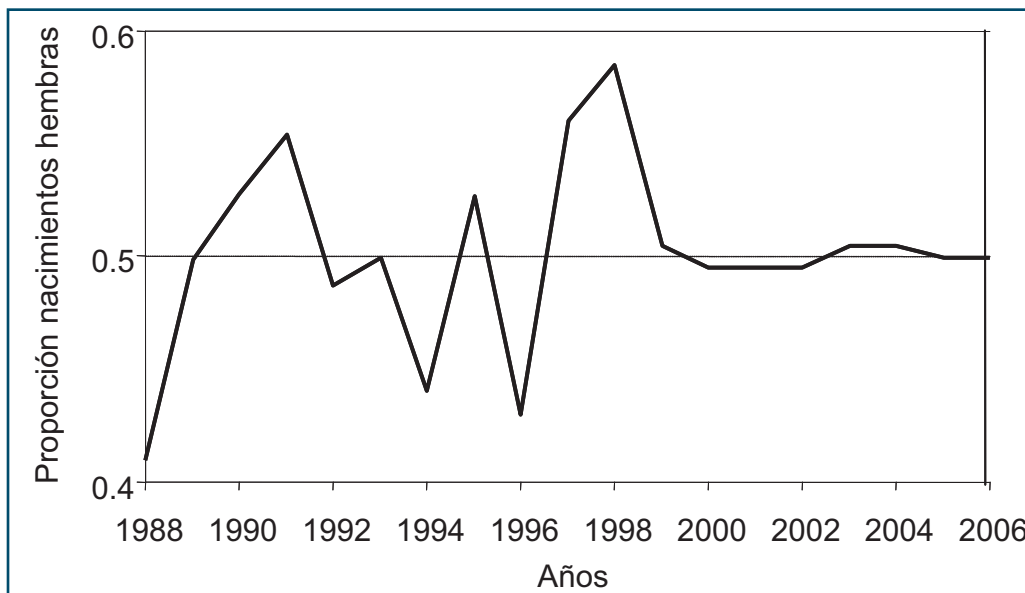


Figura 1. Variación en la proporción de nacimientos de crías hembras por año, luego de haberse calculado el número de nacimientos de cachorros para 1987.

Los valores promedio de la sobrevivencia fueron 0.65 (edad 0), 0.73 (edad 1) y 0.80 (edad 2), no apartándose de los valores semilla iniciales. Los coeficientes de variación en la sobrevivencia descendieron de 16% (edad 0) a 0% (edad 3) (Fig. 2). El promedio de las tasas de preñez fue el

mismo que los valores “semilla” en la edad 2 y edad 5, cambiando de 0.60 a 0.58 en la edad 3 y de 0.80 a 0.77 en la edad 4, pasando la *RSCD* de 58860 a 45930 como valor final. La dinámica de la población de hembras ajustada con los valores de sobrevivencia y tasas de preñez pareció explicar ciertas oscilaciones en el número de crías que nacen año a año en las áreas reproductivas de la especie (Fig. 3), con una distribución balanceada de sus residuales (Fig. 4).

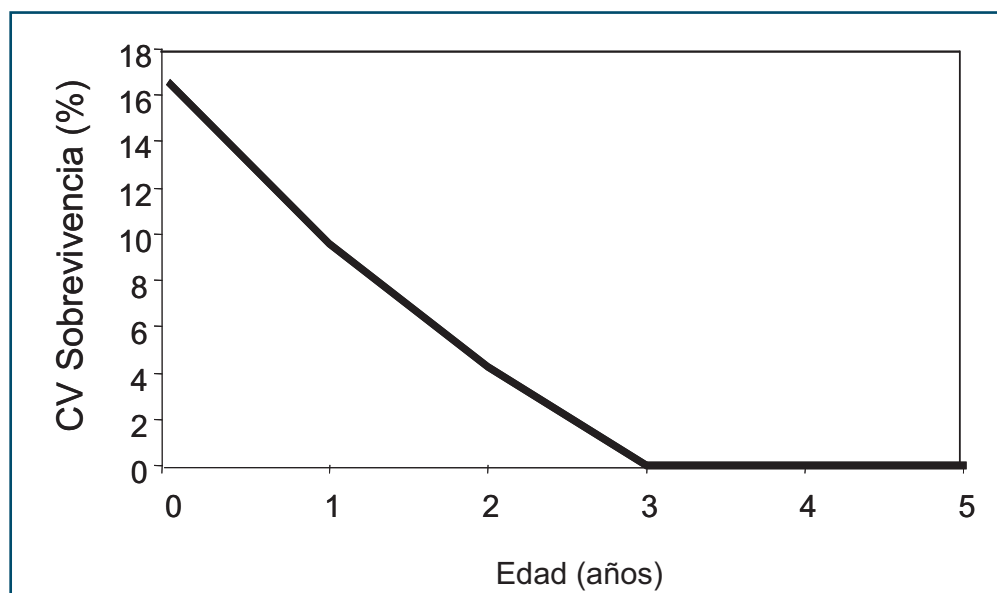


Figura 2. Variación del coeficiente de variación (CV) porcentual de la sobrevivencia promedio, modelado en hembras de lobo fino entre 0 y 3 años de edad para el período 1987 – 2006.

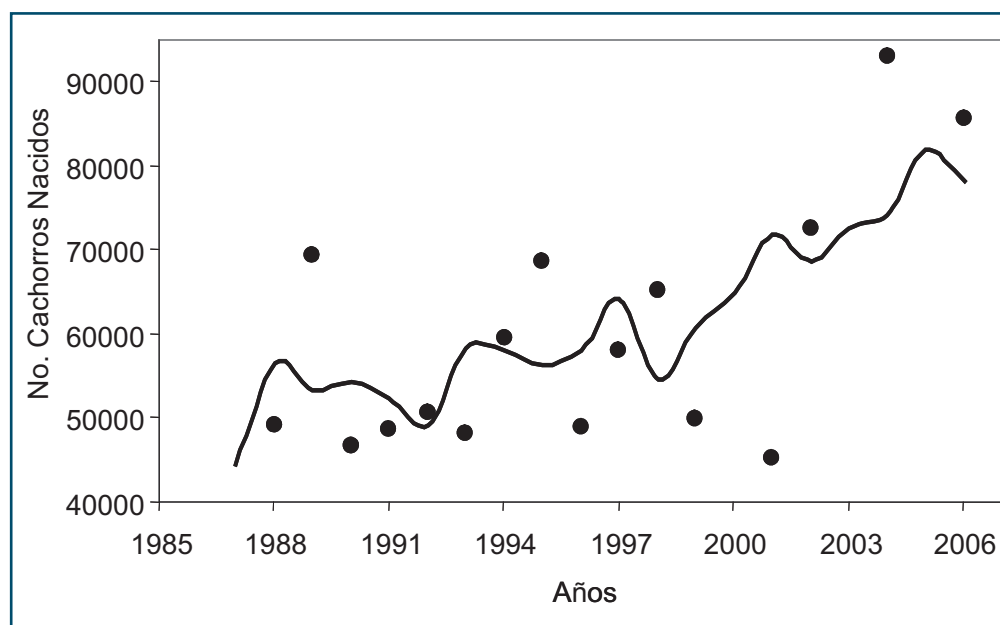


Figura 3. Variación del número de crías de lobo fino en las áreas reproductivas de Uruguay entre 1988 y 2006 (●) y valores estimados a través del modelo estructurado por edad (línea continua).

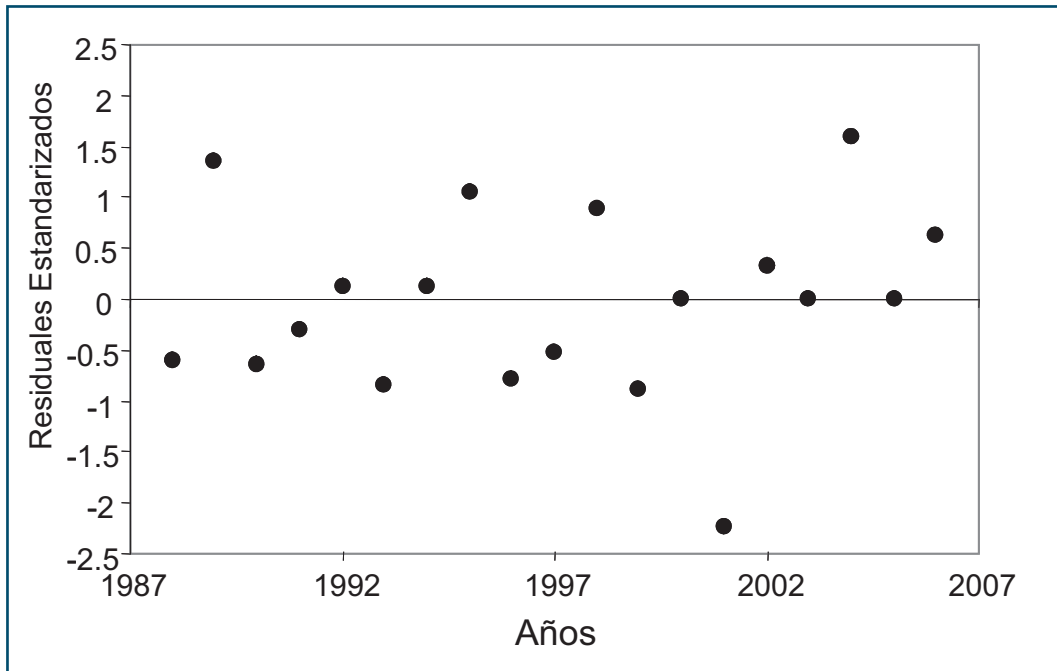


Figura 4. Distribución de los residuales estandarizados para el modelo estructurado por edad en hembras de lobo fino entre 1988 y 2006.

Para el modelo matricial, el autovalor o raíz principal fue el de una población decreciendo a un ritmo del 1% anual ($\lambda = 0.99$), con una tasa reproductiva neta de 0.92. El valor reproductivo por clase edad fue máximo entre 3 y 5 años (2.43, 2.46 y 2.38 respectivamente), descendiendo hasta 0.36 para la clase de 13+ años (Fig. 5), con un largo generacional de 7.7.

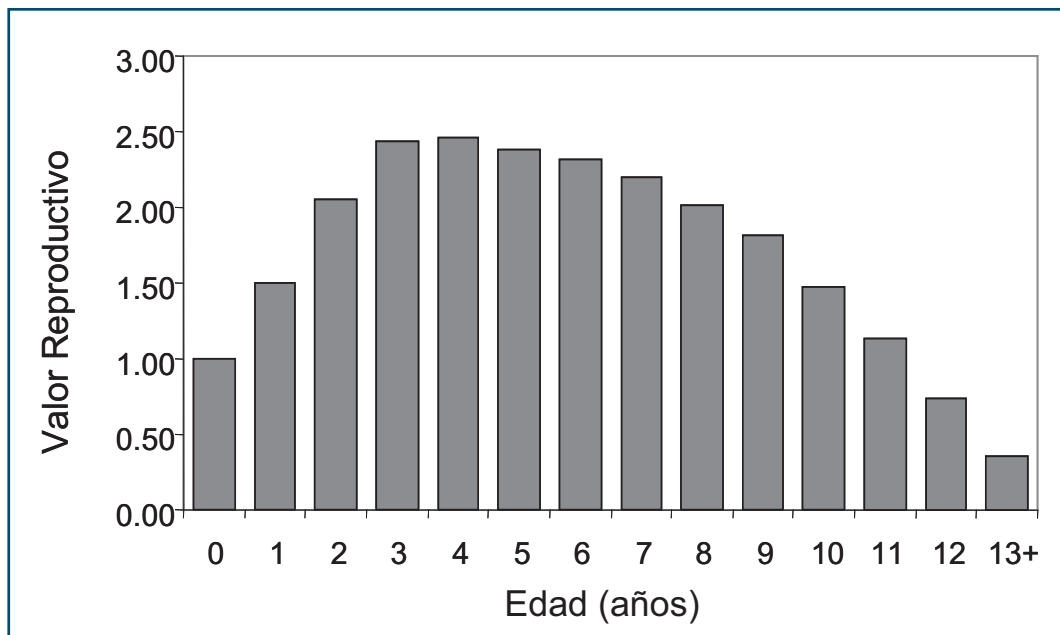


Figura 5. Valores reproductivos por clase de edad, extraídos del modelo matricial en hembras de lobo fino en Uruguay.

Los valores de la matriz de elasticidad adoptaron una forma clásica en poblaciones de mamíferos, donde la sobrevivencia desde crías a subadultos (0 a 2 años) acumuló un 38% del peso total de la matriz (Fig. 6).

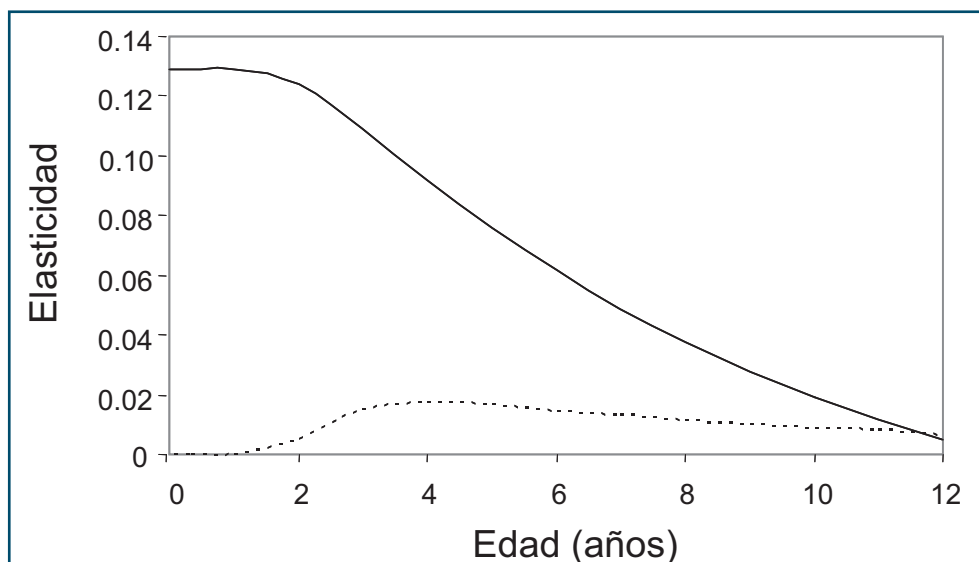


Figura 6. Valores de la matriz de elasticidad del modelo matricial en hembras de lobo fino, para la sobrevivencia (línea continua) y la preñez (línea punteada).

Las crías significaron un 22% de la población en la estructura de edades estables (Fig. 7), por lo que el número total de hembras estimado para los años 2004 y 2006 fue 211325 y 194334, respectivamente. Estos dos estimados son similares a los del modelo estructurado por edad, con 171054 y 180596 ejemplares, diferenciándose en un 20% y un 8%, respectivamente.

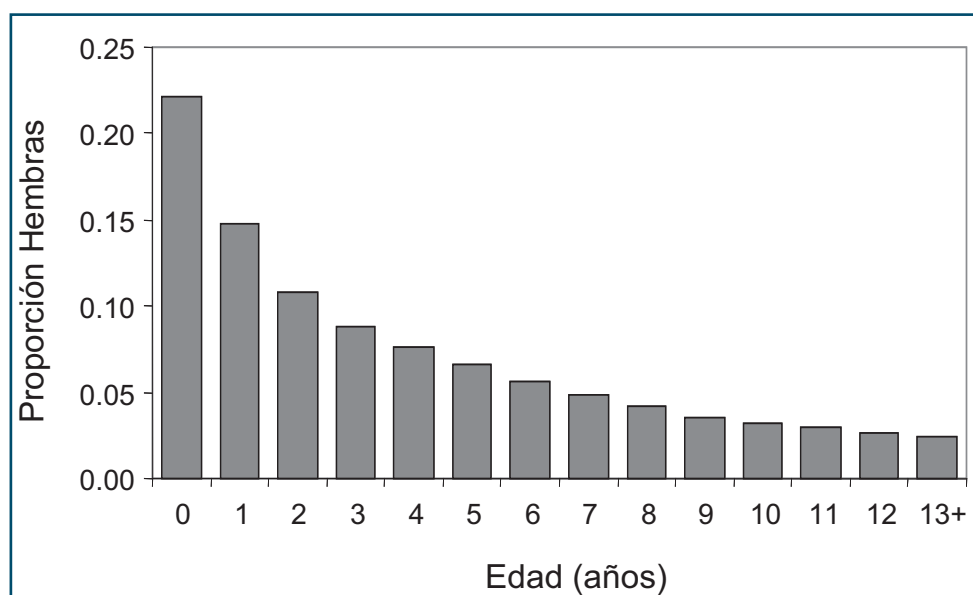


Figura 7. Estructura de edades estables de la población de hembras de lobo fino en Uruguay.

Solo en un 9% de las simulaciones del primer escenario la población fue superior o igual a la inicial. Un 50% del total de las simulaciones fue inferior al 10% de la población inicial en el año 2006 para la proyección hasta el 2016 (Fig. 8). Algo muy similar ocurrió con el segundo escenario: el 9% fue superior, un 44% inferior al 10% y un 2% se extinguiría (Fig. 9).

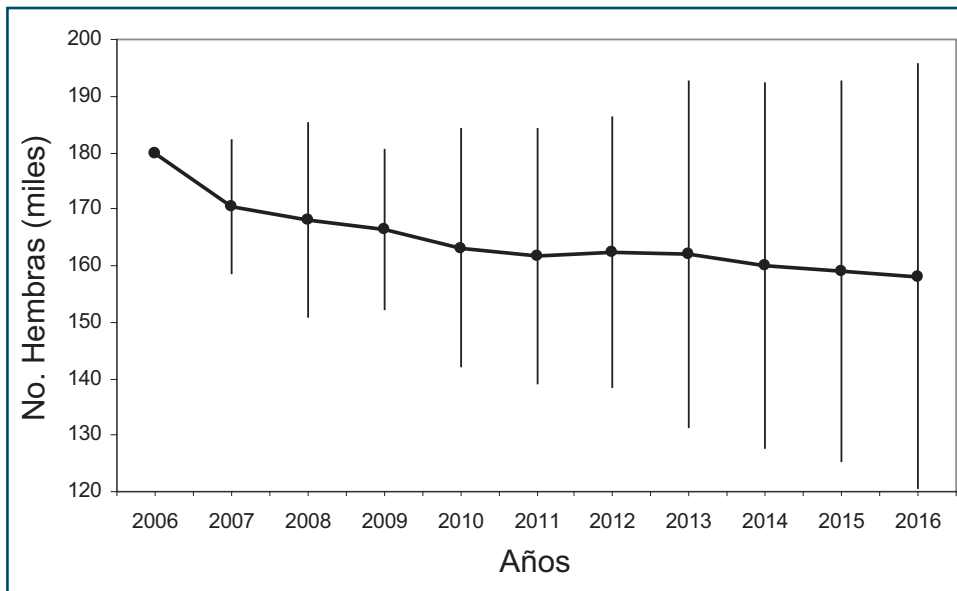


Figura 8. Trayectoria de los valores medios simulados (± 2 desvíos estándar) de hembras de lobo fino para un período de 10 años (primer escenario) comprendidos entre 2006 y 2016.

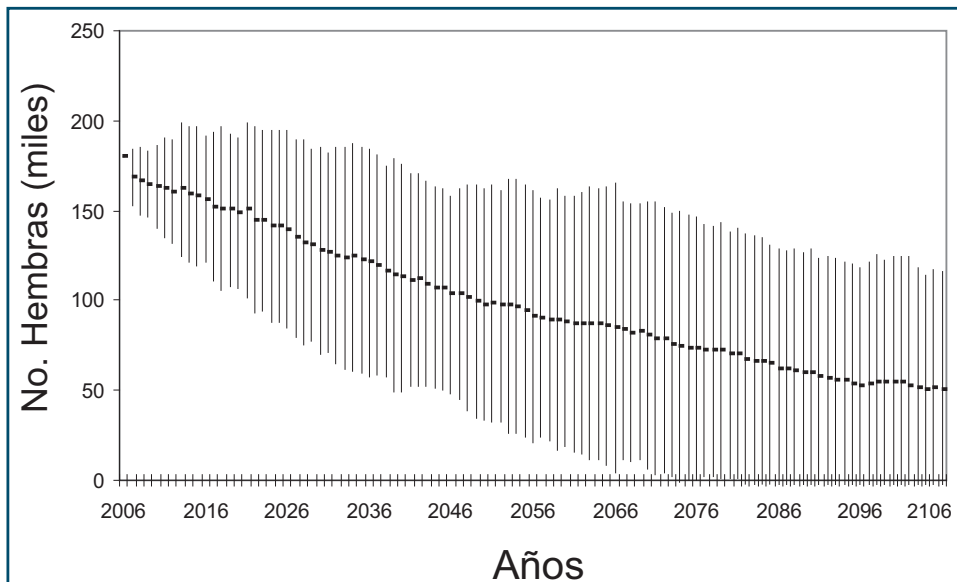


Figura 9. Trayectoria de los valores medios simulados (± 2 desvíos estándar) de hembras de lobo fino para un período de 100 años (segundo escenario) comprendidos entre 2006 y 2106.

4. Discusión

Las tasas de crecimiento para la población de lobo fino son menores a las documentadas en otras poblaciones (*Callorhinus ursinus*, 1.08, York 1987, *Arctocephalus gazella*, 1.16 y 1.11, Boyd et al. 1995). Esto puede haberse producido por los efectos de la cosecha comercial (Lima & Páez 1997). En el lobo fino del norte, la cosecha de hembras justificó hasta un 70% de la declinación del número de cachorros (York & Hartley 1981). Por otra parte, los resultados de las simulaciones del modelo matricial a largo plazo coincidieron con lo expresado por Lima (1998), donde la población de hembras podría tener problemas de conservación con una probabilidad del 2% de reducirse a niveles críticos.

La similitud entre el número de crías observadas y modeladas entre 1988 y 2006 sugiere la concordancia entre los parámetros estimados y la historia de vida de la especie. Cualquier población está sujeta a las fluctuaciones estocásticas, ya que los parámetros demográficos vitales son probabilidades aplicadas a individuos discretos. Pero si los estimados de las tasas de sobrevivencia y fecundidad ajustados en el modelo por clase de edad son similares a los parámetros demográficos verdaderos, entonces el número de crías simulado y las estimaciones de abundancia deberían seguir tendencias similares a las observaciones (Seber 1982), lo cual se constató en este trabajo.

La relación del sexo en los nacimientos y los estimados de sobrevivencia fueron similares a los obtenidos para otras especies de otáridos, como el lobo fino subantártico (*Arctocephalus tropicalis*, Hofmeyr et al. 2007), el lobo fino de Nueva Zelanda (*Arctocephalus forsteri*, Bradshaw et al. 2003), el lobo fino del norte (*Callorhinus ursinus*, York 1994) y el lobo fino antártico (*Arctocephalus gazella*, Boyd et al. 1990, 1995). Las variaciones anuales en la sobrevivencia de crías fueron menores que las encontradas para otras especies del género (Reijnders et al. 1993), aún cuando pudiera existir mayor variabilidad de la sobrevivencia entre las diferentes áreas reproductivas. El solapamiento entre rasgos demográficos y altas tasas de sobrevivencia en adultos es un patrón común en organismos de larga vida (Brault & Caswell 1993). La población de hembras de lobo fino sudamericano estaría caracterizada por altos valores de sobrevivencia entre 1 y 3 años de edad y por presentar senescencia en sus tasas reproductivas (Lima & Páez 1997), lo cual concuerda con lo encontrado en este trabajo. En adultos, varios factores pueden reducir las tasas de sobrevivencia, particularmente los altos costos reproductivos o los efectos de cosechas comerciales no selectivas durante fines de 1970 y mediados de 1980 (Lima & Páez 1997).

Las tablas reproductivas por edad han sido poco documentadas en lobos finos (Wickens & York 1997), aún cuando esta información es crítica en los componentes de los ciclos de vida (Caswell 1989). Los patrones reproductivos en hembras de lobo fino sudamericano fueron estudiados por Lima & Páez (1995), quienes concluyeron que los primeros fueron similares a otras especies (Payne 1979, McLaren 1993). Las tasas reproductivas ajustadas en el modelo, entre los 3 y 4 años, si bien mostraron diferencias interanuales, son de bajo impacto en organismos de larga vida (Caswell 1989), así como también en poblaciones de mamíferos marinos (York 1987, Brault & Caswell 1993).

Los modelos matriciales de Leslie (1945, 1948) utilizan métodos demográficos estándar para proyectar el crecimiento poblacional a partir de la edad y las tasas específicas de mortalidad y reproducción (Caswell 1989). Lima & Páez (1997) estimaron una tasa finita de crecimiento poblacional de 1.014. El valor estimado en este estudio con el mismo método es algo menor (0.98), lo cual resultaría de la utilización de parámetros demográficos simulados promedio. Esto debería ser tomado en cuenta para adoptar estrategias de manejo de la población. La ausencia de datos y parámetros demográficos en hembras de lobo fino podría ser un problema en la toma de decisiones para la administración del recurso, más teniendo en cuenta que simulaciones a largo plazo coinciden con lo encontrado por Lima (1998), donde la población desciende hasta alcanzar niveles críticos para su recuperación.

Referencias

- Anas RE (1970) Accuracy to assigning ages to fur seals. *J Wildlife Manage* 34: 844-852
- Andrewartha HG, Birch LC (1954) *The distribution and abundance of animals*. University Chicago Press, Chicago
- Begon M, Harper JL, Townsend CR (1986) *Ecology: individual populations and communities*. 2nd Ed, Blackwell, Oxford
- Bonner WN (1981) Southern fur seals. En: Ridway SH, Harrison RJ (Eds) *The walrus sea lions fur seals and sea otters*. SH Academic Press, London, p 161-208
- Boyd IL, Croxall JP, Lunn NJ, Reid K (1995) Population demography of Antarctic fur seals: the cost of reproduction and implications for life-histories. *J Anim Ecol* 64:505-518
- Boyd IL, Lunn NJ, Rothery P, Croxall JP (1990) Age distribution of breeding female Antarctic fur seals in relation to changes in population growth rate. *Can J Zool* 68: 2209-2213
- Bradshaw CJA, Harcourt, RG, LS Davis (2003) Male-biased sex ratios in New Zealand fur seal pups relative to environmental variation. *Behav Ecol Sociobiol* 53: 297-307
- Brault S, Caswell H (1993) Pod-specific demography of killer whales (*Orcinus orca*). *Ecology* 74: 1444-1454
- Burnham KP, Anderson DR, White GC, Pollock KH (1987) Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture. *Am Fish Soc Monogr* 5
- Caswell H (1989) *Matrix population models*. Sinauer Associates Inc., Massachusetts
- Caswell H (2001) *Matrix Population Models*. 2nd Ed., Sinauer Associates Inc., Massachusetts
- Caughley G (1977) *Analysis of vertebrate populations*. John Wiley & Sons, New York
- Chapman DG (1951) Some properties of the hypergeometric distribution with application to zoological censuses. *Univ Calif Publ Stat* 1:131-160
- Chapman DG, Johnson AM (1968) Estimation of fur seal pup populations by randomized sampling. *Trans Am Fish Soc* 97:264-270

- Hofmeyr GJG, Bester MN, Pistorius PA, Mulaudzi TW, De Bruyn PJN, Ramunasi JA, Tshithabane HN, McIntyre T, Radzilani PM (2007) Median pupping date pup mortality and sex ratio of fur seals at Marion Island. *S Afr J Wildl Res* 37
- Krebs CJ (1972) *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. Harper & Roe, New York
- Leslie PH (1945) Of the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrics* 33: 183-212
- Leslie PH (1948) Some further notes on the use of matrices in population dynamics. *Biometrika* 33: 213-245
- Lima M (1998) Population persistence and extinction of the South American fur seal at Uruguayan coasts. *Estud Oceanol, Antofagasta* 17:87-94
- Lima M, Páez E (1995) Growth and reproduction patterns in the South American fur seal. *J Mammal* 76: 1249-1255
- Lima M, Páez E (1997) Demography and population dynamics of South American fur seal. *J Mammal* 78: 914-920
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton
- Majluf P, Trillmich F (1981) Distribution and abundance of sea lions (*Otaria byronia*) and fur seals (*Arctocephalus australis*) in Peru. *Z Säuget* 46:384-393
- May RM (1976) *Theoretical ecology: Principles and applications*. WB Saunders Co, Philadelphia
- McLaren IA (1993) Growth in pinnipeds. *Biol Rev* 68:1-79
- Otis DL, Burnham KP, White GC, Anderson DR (1978) Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildl Monogr* 62
- Páez E (2006) Situación de la administración del recurso lobos y leones marinos en Uruguay. En: Menafrá R, Rodríguez-Gallego L, Scarabino F, Conde D (Eds) *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Vida Silvestre, Uruguay, p 577-583
- Payne MR (1979) Growth in Antarctic fur seal *Arctocephalus gazella*. *J Zool* 187:1-20
- Pollock KH, Nichols JD, Brownie C, Hines JE (1990) Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildl Monogr* 107
- Reijnders P, Brasseur S, van der Toorn J, van der Wolf P, Boyd I, Harwood J, Lavigne D, Lowry L 1993 *Seals, Fur seals, sea lions, and walrus: status survey and conservation action plan*. IUCN, Gland, Switzerland
- Royama T (1992) *Analytical population dynamics*. Chapman & Hall, London
- Schiavini ACM, Lima M, Batallés LM (1992) Growth structure of maxillary canines of the southern fur seal *Arctocephalus australis*. *Mar Mamm Sci* 8:89-93
- Seber GAF (1982) *The estimation of animal abundance and related parameters*. 2nd Edition, Macmillan Publishing Company, New York
- Sokal RR, Rohlf FJ (1981) *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. 2nd Edition, Freeman, New York
- Stubben CJ, Milligan BG (2007) Estimating and analyzing demographic models using the popbio Package in R. *J Stat Soft* 22: 1-23

- Vaz Ferreira R (1950) Observaciones sobre la Isla de Lobos. Rev Fac Human Cienc UdelaR Montevideo Uruguay 5: 145-176
- Vaz-Ferreira R (1982) *Arctocephalus australis* (Zimmermann) South American fur seal. UN/FAO/ACMRR- Ad Hoc III/20
- Vaz-Ferreira R (1987) Ecology behavior and survival of the South American fur seal in Uruguay. En: Croxall JP, Gentry RL (Eds) Status biology and ecology of fur seals. Proc Int Symp Cambridge. NOAA/NMFS Tech Rep 51
- Vaz-Ferreira R, Lessa E, Achával F, Melgarejo A (1984) Recuento de cachorros de lobos marinos *Arctocephalus australis* y *Otaria flavescens* Isla de Lobos Uruguay. Bol Soc Zool Urug 2:32-35
- White GC, Anderson DR, Burnham, KP, Otis DL (1982) Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory, Nuevo México
- White TCR (1978) The importance of a relative shortage of food in animal ecology. Oecologia 33: 71-86
- Wickens P, York AE (1997) Comparative population dynamics of fur seals. Mar Mamm Sci 13:69-120
- Ximénez I (1973) Nota preliminar sobre la repoblación de *Arctocephalus australis* en la Isla Rasa Trabajos V Congreso Latinoamericano Zoología 1: 281-288
- York AE (1987) On comparing population dynamics of fur seals. En: Croxall JP, Gentry RL (Eds) Status, biology and ecology of fur seals. Proc Int Symp Cambridge. NOAA/NMFS Tech Rep 51
- York AE (1994) The population dynamics of northern sea lions 1975-1985. Mar Mamm Sci 10:38-51
- York AE, Hartley JR (1981) Pup production following harvest of female northern fur seals. Can J Fish Aquat Sci 38:84-90

