

Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero

N° 12 - Abril 1999

ESTIMACION DEL NIVEL OPTIMO DE MORTALIDAD POR PESCA Y RIESGO DE SOBREEXPLOTACION DE LA CASTAÑETA (*Cheilodactylus bergi*) *

por

OTTO C. WÖHLER ¹ y HECTOR D. CORDO ²

¹ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

² Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP),
Paseo Victoria Ocampo N° 1, 7600 Mar del Plata, Argentina

SUMMARY

Estimation of optimum F and risk of overfishing of castañeta (*Cheilodactylus bergi*). Yield-per-recruit model was applied to the stock of castañeta (*Cheilodactylus bergi*) in the Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone (Southwest Atlantic, among 34° and 39°30' S), in order to estimate the range of $F_{0,1}$ values resulting from the uncertainty in the parameters of the model. Simulations with variations in natural mortality and recruitment were carried out, in order to estimate the risk of overfishing associated with different fishing mortality levels. The criterion that spawning stock biomass be maintained over 35% of its unexploited level was adopted.

For an optimum age of first capture of 4 years, the range of calculated $F_{0,1}$ values was of 0.17 to 0.35 with a mean value of 0.25. The risk of overfishing associated with this range was between 0 and 9% for a 60% random variation in recruitment. It is recommended that initial levels of fishing mortality do not exceed 0.25, in order to minimize the risk of recruitment overfishing. Caution is advisable because of the difficulty to anticipate the impact of the fishery on a recently exploited population with overfishing antecedents, and because of the unknown stock-recruitment relationship, which is fundamental to define rightly the critical spawning stock biomass level.

RESUMEN

Se aplicó el modelo de rendimiento por recluta al stock de castañeta (*Cheilodactylus bergi*) presente en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (Atlántico sudoccidental, entre 34° y 39°30' S) con la finalidad de estimar el rango de valores de $F_{0,1}$ resultante de la incertidumbre en los parámetros de ingreso al modelo. Mediante la utilización del modelo predictivo de Thompson & Bell se llevaron a cabo simulaciones, en función de las variaciones en la mortalidad natural y en el reclutamiento, con el objeto de estimar el riesgo de sobreexplotación asociado a la elección de una determinada F. Para ello se adoptó el criterio de mantenimiento de la biomasa reproductiva a un nivel no inferior al 35% de la biomasa reproductiva virgen.

Para una edad óptima de primera captura de 4 años, el intervalo de $F_{0,1}$ calculado fue de 0,17 a 0,35 con un valor medio de 0,25. El riesgo de sobreexplotación asociado a este rango, resultó entre 0 y 9% para una variación al azar en el reclutamiento del 60%. Se recomienda establecer como nivel inicial de explotación una mortalidad por pesca no superior a 0,25, con el fin de minimizar el riesgo de sobrepesca del reclutamiento. Esta precaución es aconsejable por tratarse de una población al inicio de la explotación, y con antecedentes de sobreexplotación, para la cual es difícil prever el nuevo impacto de la pesquería y también, por el desconocimiento de la relación *stock-recluta*, fundamental para definir apropiadamente el nivel crítico de biomasa reproductiva.

Palabras clave: Mortalidad por pesca, rendimiento por recluta, $F_{0,1}$, riesgo de sobrepesca, *Cheilodactylus bergi*, ASW.

Key words: Fishing mortality; yield per recruit, $F_{0,1}$, risk of overfishing, *Cheilodactylus bergi*, ASW.

INTRODUCCION

El manejo de una pesquería requiere del conocimiento de la respuesta de un *stock* a diferentes niveles de explotación. Resulta necesario entonces, predecir el comportamiento medio del efectivo sometido a distintos niveles de mortalidad por pesca y edad de primera captura, dado que estos factores pueden ser regulados.

El modelo de rendimiento por recluta en equilibrio (Beverton & Holt, 1957) provee una estimación del rendimiento potencial de un stock como función de esas dos variables, por lo que constituye una herramienta de gran utilidad en el análisis y caracterización de una pesquería, fundamentalmente en las etapas iniciales de explotación, cuando no existe información acerca de la respuesta de la población sometida a la pesca.

La castañeta (*Cheilodactylus bergi* Norman, 1937), fue explotada intensamente en la década del 60 por parte de Rusia y Argentina, mostrando una posterior disminución muy marcada en su abundancia (Cotrina, 1971), que determinó el cese de la actividad extractiva. Recientemente ha comenzado nuevamente la explotación dirigida a esta especie debido a una alta demanda de mercados no tradicionales. El manejo actual se realiza en base al establecimiento de una cuota global de captura establecida mediante el modelo de Beddington & Cook (1983) y por el momento, las capturas están muy por debajo de la captura máxima permisible (CMP).

El modelo de rendimiento por recluta requiere de la estimación previa de una serie de parámetros propios del *stock*, tales como las constantes de crecimiento de von Bertalanffy (L_{∞} , K y t_0) y de la relación longitud-peso, la mortalidad natural (M) y la edad de reclutamiento al arte de pesca. A pesar de sus supuestos restrictivos, provee una estimación de puntos de referencia biológicos útiles en el manejo de pesquerías. Sin embargo, en la mayoría de los casos no se ha tenido en cuenta la incertidumbre de los parámetros de ingreso y el posible efecto que ella produce, particularmente en la estimación del nivel de mortalidad por pesca óptimo.

La tasa de mortalidad $F_{0,1}$ definida como la mortalidad por pesca correspondiente al punto sobre la curva de rendimiento cuya pendiente es un décimo de la pendiente en el origen (Gulland & Boerema, 1973), es sumamente útil para establecer un criterio de explotación de un recurso del que no se dispone de información sobre su respuesta a la explotación. Si bien el nivel del diez por ciento es arbitrario, la utilización de la $F_{0,1}$ se justifica por ser más conservativa, comparada con la aplicación de la $F_{m\acute{a}x}$, ya que tiende a disminuir los efectos negativos de la explotación sobre el reclutamiento (Patterson, 1991). Este nivel ha sido considerado

como un punto de referencia biológico recomendado como objetivo en una política de manejo pesquero (FAO, 1993a). Sin embargo, su aplicación también puede conducir a errores si no es evaluado el riesgo de producir sobrepesca del reclutamiento.

Generalmente la $F_{0,1}$ es utilizada como un valor estimado sin error, lo cual no es aconsejable debido a que existe incertidumbre en su estimación, relacionada a la varianza de algunos de los parámetros de ingreso, tales como K , t_0 y M . Por ello, conviene considerar el riesgo de sobrepesca asociado a dicha incertidumbre y las consecuencias que ello puede tener sobre la definición de las capturas máximas permisibles.

Con tal finalidad, se aplicó el modelo de rendimiento por recluta teniendo en cuenta la incertidumbre en los parámetros que afectan la estimación de la $F_{0,1}$. Posteriormente se llevaron a cabo una serie de simulaciones mediante la utilización del modelo de Thompson & Bell (1934), en función de variaciones de la mortalidad natural y la tasa de reclutamiento, con el objeto de establecer la F óptima dentro del intervalo de $F_{0,1}$ obtenido a fin de minimizar el riesgo de sobrepesca. Para esto se adoptó el criterio de mantenimiento de la biomasa reproductiva (BR) por encima de un valor crítico, el cual permite mantener al *stock* en un nivel óptimo de producción explotable en el largo plazo (Shepherd, 1982; Sissenwine & Shepherd, 1987; Goodyear, 1989; Mathews, 1991; Patterson, 1991; Jakobsen, 1992; Patterson, 1992; Mace & Sissenwine, 1993; Maguire & Mace, 1993; Mace, 1994; Myers *et al.*, 1994).

MATERIAL Y METODOS

Los parámetros básicos y sus intervalos de confianza (Tabla 1) fueron tomados de Wöhler (1997). La información fue obtenida a partir de muestras colectadas en una campaña de investigación realizada en la Zona Común de Pesca Argentino Uruguayo, durante mayo-junio de 1991 y de muestreos del desembarque en el Puerto de Mar del Plata correspondientes al año 1989. Los parámetros de crecimiento fueron estimados mediante la metodología de máxima verosimilitud, realizando el ajuste por mínimos cuadrados generalizados (Kimura, 1980) y los intervalos de confianza de los parámetros fueron obtenidos mediante el cociente de verosimilitudes (Aubone & Wöhler, en prensa).

Tabla 1. Parámetros utilizados en el modelo de rendimiento por recluta (tomados de Wöhler, 1997). W_{∞} , K , t_0 = constantes de crecimiento de von Bertalanffy; M = mortalidad natural; t_r = edad de reclutamiento al área de pesca.

Table 1. Parameters of the yield per recruit model (from Wöhler, in press). W_{∞} , K , t_0 = von Bertalanffy growth function parameters; M = natural mortality; t_r = age of recruitment to the fishing ground.

Parámetro	Valor medio	I.C. ($\alpha=0,05$)
W_{∞}	403,17	374,82 - 436,21
K	0,39	0,34 - 0,45
t_0	0,03	-0,25 - 0,25
M	0,17	0,12 - 0,22
t_r	2,0	-

La estimación de M fue realizada mediante la linealización de la curva de captura (Figura 1, tomada de Wöhler, 1997). Dado que en ese momento se trataba de un stock inexplorado, se asumió que M era igual a la tasa de mortalidad total (Z). El intervalo de confianza de M (Tabla 1) fue estimado a partir del desvío de la pendiente de la curva de captura.

Los rendimientos por recluta fueron calculados mediante la expresión de Beverton & Holt (1957):

$$Y/R = F * e^{-M*(t_c-t_r)} * W_{\infty} * [1/Z - 3S/(Z+K) + 3S^2 / (Z+2K) - S^3 / (Z+3K)]$$

donde $S = e^{-K*(t_c-t_0)}$ y $Z = M + F$.

y F representa la mortalidad por pesca, M la mortalidad natural y Z la mortalidad total; t_c es la edad de primera captura; t_r es la edad de reclutamiento al área; K , t_0 son parámetros de crecimiento en longitud del modelo de von Bertalanffy; y W_{∞} representa el peso correspondiente a la longitud asintótica (L_{∞}).

La biomasa reproductiva por recluta se calculó mediante:

$$BR/R = \sum (Y_j/R) * P_j / F$$

donde P es la proporción de individuos maduros por clase de edad j , la cual fue calculada a partir de las muestras obtenidas en campañas de investigación (Tabla 2).

Tabla 2. Proporción de individuos maduros por edad (P), estimada a partir de muestras provenientes de campañas de investigación.

Table 2. Proportion of mature fish by age (P) estimated from research surveys.

Edad	1	2	3	4	5	6	7	8-15
P	0,00	0,30	0,70	0,82	0,93	0,97	0,99	1,00
N	46	10	155	272	171	114	156	673

Una vez obtenidas las curvas de rendimiento por recluta en función de la edad de primera captura y de la mortalidad por pesca, se calculó el nivel de F que produce el máximo rendimiento y la $F_{0,1}$ mediante la aplicación del programa de computación LFSA (Sparre, 1987). A partir de los límites de los intervalos de confianza de los parámetros que afectan la estimación de $F_{0,1}$ (K , t_0 y M), se calculó el rango de valores de $F_{0,1}$ generado por el modelo.

Con el objeto de analizar el riesgo de colapso poblacional asociado a la aplicación de distintos valores de F , en principio dentro del rango de $F_{0,1}$, se realizaron una serie de simulaciones para evaluar la relación entre la BR y la BRV . Se asumió colapso cuando la F adoptada produjo una disminución de esta relación por debajo del 35%, de acuerdo con las conclusiones de Goodyear (1989), Clark (1991), Mathews (1991) y Patterson (1991). La BRV fue estimada a partir de un valor medio de M de 0,17 y un número arbitrario de mil reclutas, en ausencia de mortalidad por pesca.

Las simulaciones se llevaron a cabo proyectando los distintos niveles de F , considerados constantes en el tiempo, por un lapso de 17 años. Se estableció el estado inicial de la población estimándose la numerosidad por edad sin incertidumbre en M ni en R y considerando al stock como inexplorado ($F = 0$). Para los años posteriores se consideró la existencia de variabilidad en M y en R .

Los valores de M se generaron aleatoriamente en función de su valor medio y desvío (Tabla 1), bajo el supuesto de una distribución normal, a partir de valores aleatorios uniformemente distribuidos, para lo cual se aplicó la transformación de Box & Müller (1958):

$$M_i = \sigma_M * (-2 \ln X_{iM1})^{1/2} * \cos(2 \pi X_{iM2}) + \mu_M$$

donde X_{iM1} y X_{iM2} son las variables aleatorias independientes distribuidas uniformemente y M_i es la variable normalizada, de media μ_M y desvío σ_M .

Respecto del reclutamiento, se planteó un rango de variación de un 60%, como indican las bandas de predicción (99%) estimadas para la relación entre el número de individuos y la edad de los peces (Figura 1). Para la generación de

los valores de reclutamiento se asumió una distribución log-normal (Beyer, 1989), generada como

$$R_i = \exp(\sigma_R * (-2 \ln X_{iR1})^{1/2} * \cos(2 \pi X_{iR2}) + \mu_R$$

donde X_{iR1} y X_{iR2} son valores independientes generados aleatoriamente con distribución uniforme, $\mu_R = 1000$, $\sigma_R = 0,356$ y R_i representa el reclutamiento generado con distribución log-normal.

La numerosidad por edad (j) al comienzo del año (i) se estimó como:

$$N_{ji} = N_{j-1, i-1} * \exp(-(F * S_j) + M_i)$$

donde $N_{j-1, i-1}$ es la numerosidad de la edad j al comienzo del año anterior y S_j representa la selectividad para cada clase de edad (Tabla 3).

Para cada año se calculó la BR de la siguiente manera:

$$BR = S(W_j * P_j * N_j * \exp(-(F * S_j) + M_i))$$

donde W_j representa el peso medio por edad y P_j , como ya se mencionó, es la proporción de individuos maduros por clase de edad.

El proceso de simulación se repitió 100 veces obteniéndose la media aritmética y el desvío de BR para cada año. El riesgo o la probabilidad de colapso se midió como la proporción de casos en que la relación de BR/BRV fue inferior a 0,35 (35%).

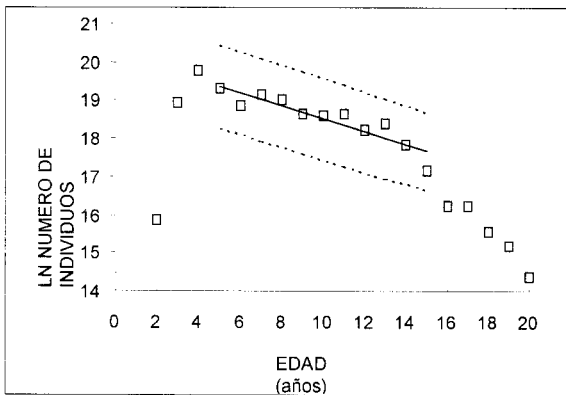


Figura 1. Curva de captura linealizada correspondiente al total de la población de castañeta (Tomado de Wöhler, 1997). Se ha dibujado el intervalo de predicción (99%).

Figure 1. Linearized catch curve of the castañeta population (From Wöhler, 1997). Prediction interval(99%) was drawn.

RESULTADOS

Aplicación del modelo de rendimiento por recluta

Las isopletras de rendimiento por recluta resultantes del modelo de Beverton & Holt (Figura 2), muestran un rápido incremento a bajos valores de mortalidad por pesca en la primera mitad del rango de edad de primera captura (t_c). A niveles de F mayores a 0,3, los rendimientos tienden a estabilizarse.

La edad 4 resultó ser la óptima de primera captura. Esto coincide con la t_c estimada a partir de la curva de captura analizada en función de las tallas y generada por la misma malla utilizada por la flota comercial (Tabla 3).

El nivel de F que origina el máximo rendimiento ($F_{m\acute{a}x}$) fué establecido en 1,25 (Figura 3), mientras que el valor correspondiente a $F_{0,1}$ fué 0,25. El intervalo de $F_{0,1}$ observado en función de la varianza de los parámetros de ingreso al modelo y que afectan su estimación (K , t_0 y M) fué de 0,17 a 0,35.

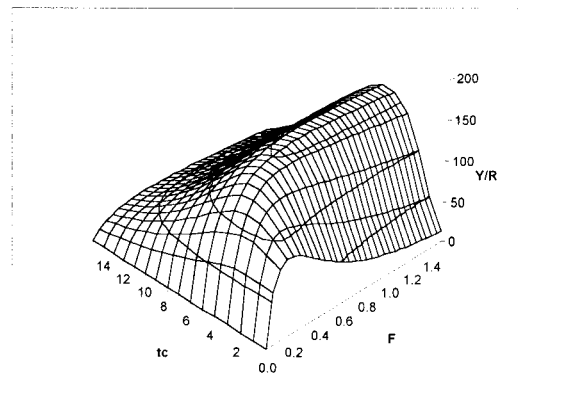


Figura 2. Isopletras de rendimiento por recluta (Y/R) de la castañeta en función de la edad de primera captura (t_c) y de la mortalidad por pesca (F), según el modelo de Beverton & Holt (1957).

Figure 2. Yield per recruit isopleths (Y/R) of castañeta related to age of first capture (t_c) and fishing mortality (F).

Tabla 3. Selección de la red de arrastre de fondo en función de la edad de la castañeta, para una luz de malla en el copo de 100 mm, estimada a partir de la curva de captura mediante el programa LFSA. (PR: proporción retenida).

Table 3. Bottom trawl net selectivity by age for castañeta for a 100 mm codend mesh, estimated through catch curve with the LFSA software.

Edad	1	2	3	4	5	6	7	8-15
PR	0,00	0,06	0,31	0,47	0,81	0,92	0,98	1,00

Relación BR/BRV obtenida por simulación y riesgo de sobrepesca

Los mínimos valores promedio anuales y sus correspondientes desvíos, obtenidos para la BR durante el período de simulación y para cada nivel de F, pueden observarse en la Tabla 4. Se incluyen en la misma tabla los valores medios de BR/BRV y el riesgo de sobrepesca.

El riesgo asociado al rango de $F_{0,1}$, resultó entre 0 y 9%, mientras que llega al 100% al evaluar la aplicación de $F_{m\acute{a}x}$ (Tabla 4 y Figura 4). Para un nivel de 0,25 ($F_{0,1}$ media) los resultados indicaron la ausencia de riesgo, permaneciendo la relación BR/BRV a un nivel promedio de 0,52 (Figura 5).

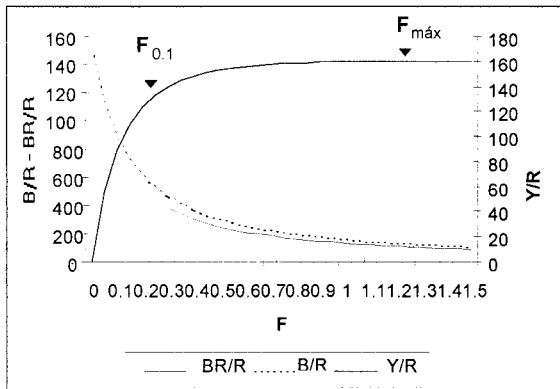


Figura 3. Curvas de rendimiento por recluta (Y/R), biomasa por recluta (B/R) y biomasa reproductiva por recluta (BR/R), para una $t_c = 4$ años. Se indican los puntos de referencia $F_{0,1}$ y $F_{m\acute{a}x}$.

Figure 3. Yield per recruit (Y/R), biomass per recruit (B/R), and spawning biomass per recruit curves, for $t_c = 4$ years. Reference points $F_{0,1}$ and $F_{m\acute{a}x}$ are shown.

Tabla 4. Riesgo porcentual, valores medios y coeficientes de variación de la relación BR/BRV obtenida por simulación, en función de F.

Table 4. Percentage of risk, mean values and coefficients of variation of BR/BRV ratio, related to F.

F	BR/BRV	CV(%)	Riesgo (%)
0,17	0,62	13,97	0
0,25	0,52	13,73	0
0,31	0,46	14,19	5
0,35	0,43	15,04	9
0,45	0,38	13,21	34
0,55	0,34	16,04	61
0,70	0,29	16,17	90
1,25	0,21	19,99	100

DISCUSION

La curva de Y/R de la castañeta correspondiente a una edad de primera captura de 4 años es del tipo domo aplanado, resultando en un $F_{m\acute{a}x} = 1,25$ (Figura 3). La consideración de dicha estimación carece de sentido al compararla con la tasa de mortalidad natural M de 0,17. La $F_{0,1}$ estimada en 0,25 podría resultar también un valor demasiado elevado, dado que su aplicación correspondería a una tasa de explotación $E = F/Z = 0,60$. En recursos longevos de alto nivel en la trama trófica puede aceptarse que $F \geq M$ (FAO, 1993a); sin embargo, la castañeta no es un predador de máximo nivel (Wöhler & Sánchez, 1994) por lo que valores de E mayores de 0,5 podrían afectar a largo plazo al stock reproductor y aumentar la probabilidad de generar sobrepesca del reclutamiento.

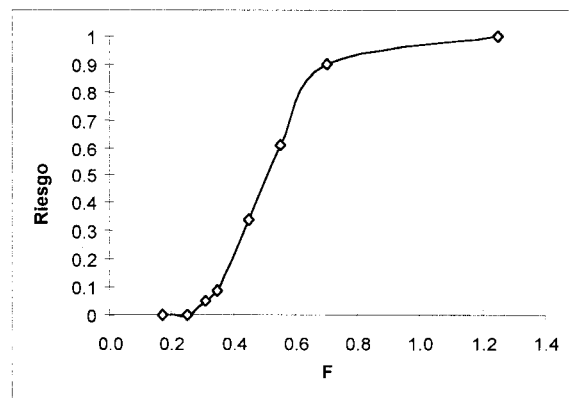


Figura 4. Riesgo de sobreexplotación asociado a los distintos niveles de mortalidad por pesca.

Figure 4. Overfishing risk associated with several fishing mortality levels.

La elección del valor crítico de la relación BR/BRV se ha realizado considerando la experiencia recogida en otras especies por no existir información acerca de la relación *stock*-recluta de la castañeta. Goodyear (1989) ha llegado a la conclusión de que en especies longevas un valor de 0,2 constituye un umbral por debajo del cual el reclutamiento disminuye indefectiblemente. El mismo autor ha mencionado que para especies en las que se desconoce la relación *stock*-recluta, un valor cercano a 0,3 podría ser una primera elección razonable, si bien su análisis sobre 33 *stocks* de peces reveló que el nivel conservativo promedio se hallaba entre 0,50 y 0,65.

Los resultados (Tabla 4) muestran que no existe riesgo de sobrepesca al mantener la $F_{0,1}$ igual a 0,25 en el largo plazo, permaneciendo el valor medio de la relación BR/BRV levemente superior a 0,5. La probabilidad de colapso permanece baja dentro de todo el rango de $F_{0,1}$ establecido, y llega al 100% al aplicar $F_{m\acute{a}x}$.

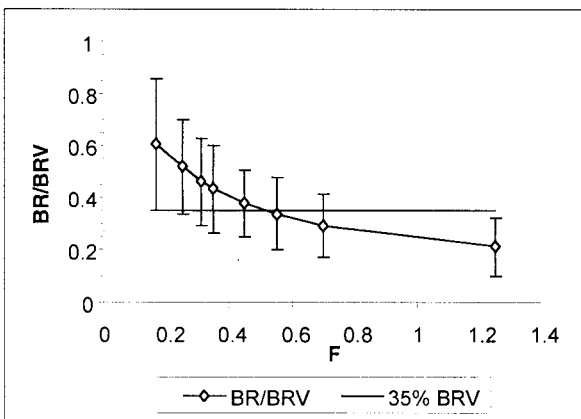


Figura 5. Valores medios y ± 3 desvíos de la relación BR/BRV en función de F, obtenidos mediante las simulaciones.

Figure 5. Mean values and ± 3 standard errors of the BR/BRV ratio related to F, obtained by simulation.

No existe un criterio para la elección del nivel de riesgo aceptable, salvo aquel que indica la razonabilidad de la elección en función del tipo de asesoramiento que se debe realizar y del conocimiento que tiene el investigador respecto a la respuesta del recurso frente a la explotación. En la presente situación, es razonable elegir una F óptima para el inicio de la explotación igual a 0,25.

Existen algunas dudas respecto a los límites de variación establecidos para la mortalidad natural y el reclutamiento, que afectan directamente la estimación de la F óptima. En el primer caso es de esperar que la distribución de los errores de estimación no varíe, aunque sí la media y su

dispersión dada la relación existente entre M y F una vez comenzada la explotación. Por otra parte, haber asumido una variación del reclutamiento del 60% puede no ser correcto una vez comenzada la pesca en forma intensa, ya que las variaciones en este caso suelen ser de mayor magnitud.

Resulta aconsejable iniciar la pesquería con una F de bajo riesgo, para luego incrementarla si existen evidencias concretas de que el recurso puede soportar tal aumento. Dicha recomendación se encuentra dentro de la precaución necesaria en el manejo de un recurso virgen (FAO, 1993b). Por otra parte, la especie presenta características que la hacen muy susceptible a la sobrepesca, tales como una alta longevidad y un comportamiento de agregación en densos cardúmenes localizados en áreas de fácil acceso para la flota. Por ello, teniendo en cuenta que ya fué objeto de sobreexplotación en el pasado, deben extremarse las precauciones para que tal circunstancia no vuelva a ocurrir.

En la mayoría de los casos en que el manejo de una pesquería se traduce en la fijación de una cuota de captura, la subdeclaración de éstas por parte del sector pesquero es una consecuencia previsible e indeseable y ha sido una de las principales causas del fracaso de este tipo de medidas (FAO, 1993a). Ello motiva no sólo el establecimiento de una F de bajo riesgo sino también la implementación de controles estrictos de las capturas.

El análisis del riesgo asociado a la estimación de un punto de referencia biológico como es la $F_{0,1}$, constituye una herramienta de gran utilidad para la toma de decisiones en la que pueden confluír otros elementos de juicio, además de los biológicos, para definir una estrategia de manejo adecuada y de bajo impacto sobre el recurso.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a J.E. Hansen (INIDEP) y H. Lassen (Danish Institute for Fisheries and Marine Research - DIFMAR- Dinamarca) por sus valiosos comentarios y sugerencias realizadas sobre este trabajo.

BIBLIOGRAFIA

- AUBONE, A. & WÖHLER, O. C. (en prensa). El método de máxima verosimilitud y su aplicación a la estimación de parámetros y comparación de curvas de crecimiento de von Bertalanffy. INIDEP Inf. Téc.
- BEDDINGTON, J. R. & COOK, J.G. 1983. The potential yield of fish stocks. FAO Fish. Tech. Pap., (242): 47 pp.
- BEVERTON, R. J. H. & HOLT, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. UK Ministry of Agriculture and Fisheries, Series 2, 19:1-533.

- BEYER, J. E. 1989. Recruitment stability and survival-simple-size-specific theory with examples from the early life dynamics of marine fish. *Dana*, 7: 45-147.
- BOX, G. E. P. & MÜLLER, M. F. 1958. A note on the generation of random normal deviates. *Ann. Math. Stat.*, 29:610-611.
- CLARK, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:734-750.
- COTRINA, C.P. 1971. La pesca de la castañeta (*Cheilodactylus bergi*) en el área de Mar del Plata. Análisis de las estadísticas de captura y muestreos (1967-1970). Contrib. N° 163. Inst. Biol. Mar., Mar del Plata. 27 p.
- FAO, 1993a. Reference points for fishery management: their potential application to straddling and highly migratory resources. *FAO Fish. Circ. N/864*: 1-52.
- FAO, 1993b. Precautionary approaches to sustainable fishery development with reference to straddling stocks and highly migratory stocks. (Companion paper to FAO (1993a) prepared by FAO at the request of UN Conference on Straddling Stocks and Highly Migratory Stocks).
- GOODYEAR, C.P. 1989. Spawning stock biomass per recruit: the biological basis for a fisheries management tool. In: ICCAT Working Document SCRS /89/82. Southeast Fisheries Center, Miami, Florida, USA :487-497.
- GULLAND, J. & BOEREMA, L.K. 1973. Scientific advice on catch levels. *Fish Bull.*, 71:325-335.
- JAKOBSEN, T. 1992. Biological reference points for North-East Arctic cod and haddock. *ICES J. mar. Sci.*, 49:155-166.
- KIMURA, D.K. 1980. Likelihood methods for the von Bertalanffy growth curve. *Fishery Bulletin*, 77(4): 765-776.
- MACE, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 110-122.
- MACE, P.M. & SISSEWINE, M.P. 1993. How much spawning per recruit is enough? En Smith, Hunt and Rivard (Eds.) Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 120.
- MAGUIRE J.J. & MACE, P.M. 1993. Biological reference points for Canadian Atlantic gadoid stocks. In: S.J. Smith, J.J. Hunt & D. Rivard [ed.] Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 120: 321-331.
- MATHEWS, C.P. 1991. Spawning stock biomass-per-recruit analysis: A timely substitute for stock recruitment analysis. *Fishbyte*, 9(1): 7-11.
- MYERS, R.A., ROSENBERG, A.A., MACE, P.M., BARROWMAN, N. & RESTREPO, V.R. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES J. Mar. Sci.*, 51: 191-205.
- PATTERSON, K.R. 1991. An overview of objectives for fisheries management. *Fishbyte*, 9(1): 31-36.
- PATTERSON, K.R. 1992. Fisheries for small pelagic species: an empirical approach to management targets. *Rev. Fish. Biol. Fisheries*. 2: 321-338.
- SHEPHERD, J.G. 1982. A versatile new stock-recruitment relationship for fisheries, and the construction of sustainable yield curves. *J.Cons.int.Explor.Mer*, 40(1):67-75.
- SISSEWINE, M.P. & SHEPHERD, J.G. 1987. An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference points. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44:913-918.
- SPARRE, P. 1987. Computer programs for fish stock assessment. Length-based fish stock assessment for Apple II computers. (V. 1.1 Jan 1989 for DOS). *FAO Fish Tech. Paper*, 101 Suppl. 2: 218 p.
- THOMPSON, W. F. & BELL, F.H. 1934. Biological statistics of the Pacific halibut fishery. 2. Effects of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. *Rep.Int.Fish. (Pacific halibut) Comm.* 8: 49 p.
- WÖHLER O.C. 1997. Crecimiento y mortalidad de la castañeta (*Cheilodactylus bergi*), en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. *INIDEP Inf. Téc.* N° 16: 1-12.
- WÖHLER O.C. & SANCHEZ, F. 1994. Feeding ecology of Castañeta (*Cheilodactylus bergi*; Pisces: Cheilodactylidae) in the South-western Atlantic (34-47°S). *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 45: 507-520.

Recibido: 20-04-1995

Aceptado: 12-04-1997