

EVALUACIÓN DEL ABADEJO (*Genypterus blacodes*) EN EL ATLÁNTICO SUDOCCIDENTAL, POR MEDIO DE MODELOS DE PRODUCCIÓN DINÁMICOS*

por

HÉCTOR D. CORDO

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero
Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, 7600 - Mar del Plata, ARGENTINA
e-mail: hdcordo@inidep.edu.ar

SUMMARY

Assessment of ling (*Genypterus blacodes*) in the Southwest Atlantic through dynamic production models. Two dynamic production models were applied to assess the status of ling (*Genypterus blacodes*) stock in the Southwest Atlantic. The simplest (biomass dynamic model) and a more complex one (structured production model) were fitted with commercial CPUEs as abundance indices. Ling is one of the most important demersal fishes in Argentine waters. It is found between 35° and 55°S, reaching high concentrations in summer located between 42° and 48°S. In winter, schools disperse over the whole range of distribution. Argentine ling fishery started developing in 1986 when catches surpassed 15000 t/year to stabilize, in recent years, at around 23000 t/year. The species is caught mainly as by-catch by trawlers with bottom nets that direct their effort to hake (*Merluccius hubbsi*). Although the stock is at its maximum biological production level ($B98/k$ y $B98r/kr > 0,5$ y $B98/Brms > 1$), results from both models show a decrease of the resource. Present catch (~23400 t) is 30% above the *MSY* estimated with the two models (~17500 t). With present results, a collapse risk analysis was performed assuming three catch scenarios or constant effort: same as current (*Cact-Fact*), same as maximum sustainable yield (*MSY*) (*Ccmp* o *Fcmp*), and same as current situation plus a given quota for longliners. Risk analysis shows that, whatever the catch or effort assumption, the good state of the resource allows to envision collapse only as of the seventh year of projection. Collapse is highly probable in the long term because assumptions imply catches larger than the *MSY*. Risk is even higher when additional quotas to present catches are considered and lower when present TAC levels (19000 t) are kept. The only strategy to reduce risk is to establish a TAC equal or lower than the estimated *MSY*. However, taking into account the imminent effort reduction in the common hake fishery and considering that ling is caught mainly as hake by-catch, it is feasible to keep the TAC at present levels in the short term. Unless recovery of ling as a consequence of effort reduction on hake is observed, to prevent risk enhancement, granting of additional quotas is not recommended.

RESUMEN

El abadejo (*Genypterus blacodes*) es uno de los más importantes peces demersales que habita en aguas argentinas. Se distribuye entre los 35° y 55° S, con grandes concentraciones ubicadas entre los 42° y 48° S durante el verano. En el invierno los cardúmenes se dispersan en toda su área de distribución. La pesquería argentina de abadejo comenzó a desarrollarse activamente a partir de 1986 cuando las capturas superaron las 15.000 t/año, estabilizándose en alrededor de 23.000 t/año en los últimos años. Esta especie es capturada principalmente por la flota pesquera que utiliza redes de arrastre de fondo y en gran parte, como fauna acompañante de la merluza común (*Merluccius hubbsi*). Para evaluar el estado del recurso abadejo en el Atlántico Sudoccidental se utilizaron dos modelos de producción dinámicos. El más simple, llamado análisis de la dinámica de la biomasa y el otro, más complejo, conocido como modelo de producción estructurado, se ajustaron con índices de abundancia provenientes de la flota pesquera. Los resultados de los modelos

* Contribución INIDEP N° 1172

coinciden en que el recurso está disminuyendo aunque se encuentre en el nivel de mayor producción biológica ($B98/k$ y $B98/r/kr > 0,5$ y $B98/Brms > 1$). La captura actual (~23.400 t) supera en más del 30% el *RMS* estimado con ambos modelos (~17.500 t). Con los resultados obtenidos se realizaron análisis de riesgo de colapso de la pesquería suponiendo tres escenarios de captura o esfuerzo constante: igual al actual (*Cact-Fact*), igual a la captura máxima permisible (CMP) (*Ccmp* o *Fcmp*) e igual a la situación actual más una supuesta cuota para buques palangreros. El análisis de riesgo, coincidente en los modelos, indica que cualquiera fuere el supuesto de captura o esfuerzo, el riesgo de colapso se hace evidente recién a partir del séptimo año de proyección debido a que el recurso se halla aún en buen estado. Sin embargo, dado que todos los supuestos implican capturas mayores al *RMS*, es altamente probable que se produzca el colapso a largo plazo. El riesgo es aún mayor cuando se plantea un aumento de la captura actual con cuotas adicionales y menor cuando se considera la CMP actual (19.000 t). La única estrategia de reducción de riesgo es establecer una CMP igual o menor al *RMS* estimado. Sin embargo, teniendo en cuenta la inminente reducción del esfuerzo en la pesquería de merluza y considerando que el abadejo se captura principalmente como fauna acompañante, se recomienda mantener la CMP actual (19.000 t/año) a corto plazo. A menos que se observe una recuperación del abadejo como efecto de la disminución del esfuerzo ejercido sobre la merluza, para evitar que el riesgo aumente, no se recomienda otorgar cuotas adicionales.

Key words: Stock assessment, dynamic production models, risk analysis, ling, *Genypterus blacodes*.

Palabras clave: Evaluación del stock, modelos de producción dinámicos, análisis de riesgo, abadejo, *Genypterus blacodes*.

INTRODUCCIÓN

El abadejo es un pez demersal bentónico que se distribuye en aguas argentinas y uruguayas de plataforma entre los 35° y 55°S. La mayor concentración del recurso se registra en verano entre los 42° y los 48°S, observándose luego una dispersión en el invierno (Renzi, 1986; Ivanovic, 1990; Villarino, 1998).

La pesquería argentina comenzó a desarrollarse activamente a partir de 1986 cuando las capturas superaron las 15.000 t/año, estabilizándose en un promedio de 23.000 t/año en los últimos años. Esta especie es capturada principalmente por la flota pesquera que utiliza redes de arrastre de fondo y en gran parte, como fauna acompañante de la merluza común (*Merluccius hubbsi*).

Debido a que no se dispone de las estructuras de edad de las capturas, que permitirían aplicar modelos secuenciales del tipo análisis de la población virtual, las estimaciones de abundancia y rendimiento máximo del recurso deben ser encaradas a través de modelos de producción dinámicos.

Cordo (1997) realizó una evaluación de la captura máxima de abadejo por medio de un modelo dinámico de la biomasa (Hilborn y Walters, 1992) utilizando la serie de capturas totales anuales de la especie para el período 1985-1996 y una serie de CPUE estandarizadas correspondientes a los años

1986-1995.

En este trabajo se aplicó un modelo dinámico de la biomasa con error de observación (Butterworth y Andrew, 1984), para el período 1980-1997 ajustado con índices de abundancia obtenidos a partir de datos de la flota comercial para el período 1986-1997. Además, se construyó un modelo estructurado por edades (Deriso *et al.*, 1985; Hilborn, 1990; Delamare, 1989; Francis, 1992; Butterworth y Punt, 1992; Punt, 1994; Punt y Japp, 1994; Punt *et al.*, 1995), ajustado con los mismos índices de abundancia. Este modelo es más flexible que el dinámico de la biomasa y aunque no requiere capturas por edad (ya que éstas se reconstruyen), necesita información sobre maduración, selectividad, pesos por edad y una estimación de la mortalidad natural.

Finalmente, y partiendo de los resultados de los dos modelos, se realizaron análisis del riesgo de colapso de la pesquería basados en la proyección de distintos escenarios de capturas y mortalidades por pesca.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los supuestos y las ecuaciones de los modelos utilizados se hallan descriptos en los Apéndices I y II, tomando como base los trabajos de Francis (1992) y Punt *et al.* (1995).

La serie de capturas totales (Argentina, Uruguay y otros países) y los índices de abundancia se han volcado en la Tabla 1. Los índices de abundancia estimados corresponden al efecto año del modelo lineal general (MLG) aplicado por Cordo (1998) actualizado hasta 1997.

Tabla 1. Capturas totales (t) e índices de abundancia (IA) utilizados en los dos modelos especificados.
Table 1. Total catches (t) and abundance indices (IA) used in the specified models.

Año	Captura	IA
1980	6.561	
1981	4.346	
1982	8.820	
1983	9.291	
1984	3.894	
1985	10.133	
1986	16.175	0,338
1987	18.338	0,337
1988	19.776	0,250
1989	21.911	0,198
1990	35.349	0,214
1991	19.846	0,239
1992	26.024	0,260
1993	28.069	0,222
1994	22.479	0,202
1995	25.509	0,211
1996	23.450	0,166
1997	23.423	0,173

Las capturas de Uruguay y otros países, correspondientes a los años 1996 y 1997 no se hallaban disponibles al momento de realizar este análisis, por lo que han sido estimadas según el promedio de los últimos años (~1.500 t/año).

Aunque los índices abarcan el último período de la pesquería, el análisis se retrotrae a 1980 con el fin de fijar en los dos modelos la biomasa inicial (B_I) igual al parámetro K (capacidad de porte del sistema o biomasa virgen). Esta restricción es necesaria debido a que la superficie de verosimi-

litud es frecuentemente plana alrededor de su máximo (Butterworth y Andrew, 1984; Punt, 1990; Polachek *et al.*, 1993; Punt, 1994). En 1980 las capturas de abadejo eran muy bajas y puede considerarse que el recurso se hallaba en equilibrio alrededor de su biomasa virgen.

Los datos básicos para el modelo estructurado por edades figuran en la Tabla 2. La proporción de ejemplares maduros por edad fue estimada sobre la base del análisis de cortes histológicos de gónadas de abadejos colectadas en campañas de investigación realizadas durante la época reproductiva en los años 1997 y 1998 (Cordo *et al.*, 1999). Se utiliza esta curva de maduración para todo el período asumiendo que no hubo cambios de importancia en el proceso reproductivo.

La selectividad fue estimada a partir de muestras de tallas realizadas a bordo de pesqueros comerciales por observadores del INIDEP y luego convertida a edades utilizando los parámetros de crecimiento de Chong y Aguayo (1990) para *Genypterus blacodes* de aguas chilenas. La selectividad observada también se considera invariable dado que, si bien se produjeron cambios durante el período bajo estudio (se pasó de una malla de 110 mm a otra de 120 mm en las pesquerías de fondo), no es posible determinar en qué momento la malla de mayor tamaño se generalizó en la flota pesquera.

Los pesos por edad se obtuvieron por medio de relaciones talla-peso estimadas con material colectado en campañas de investigación realizadas en los años 1986, 1993 y 1996, luego convertidas a edades por medio de la ecuación de crecimiento de Chong y Aguayo (1990). Los pesos por edad disminuyen progresivamente en las tres estimaciones realizadas, por lo que para los años sin información se asignó la relación talla-peso en función del aumento progresivo observado en la explotación. La razón de considerar hasta la edad 15 en el análisis se debió a que la incidencia de las mismas en los muestreos realizados en campañas de investigación es muy baja¹.

¹Lic. M. F. Villarino, investigadora Proyecto Merluza. INIDEP. Mar del Plata.

La mortalidad natural (M) fue estimada como el promedio que resultó de la aplicación de distintos modelos que relacionan M con algunos parámetros biológicos de la especie.

En el modelo dinámico de la biomasa se utilizó la función de producción de Shaefer (1954), considerando una relación proporcional entre la biomasa y la CPUE. Se plantearon también el modelo generalizado de Pella y Tomlinson (1969), y una relación exponencial entre la biomasa y la CPUE (ver Apéndice I). El ajuste se realizó variando la biomasa virgen ($K=B80$), la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) y el coeficiente de capturabilidad (q). Los parámetros de manejo estimados fueron el rendimiento máximo sostenible (RMS), la captura de reemplazo (CR), la relación entre la biomasa actual y la biomasa virgen ($B98/K$) y la relación entre la biomasa actual y la biomasa correspondiente al RMS ($B98/Brms$). Estas últimas relaciones indican el estado de agotamiento del recurso. También fueron estimados la mortalidad por pesca ($Frms$) y el esfuerzo de pesca ($frms$) en el nivel del RMS .

Tabla 2. Datos de madurez, selectividad y peso por edad utilizados en el modelo estructurado por edades.

Table 2. Basic data on maturity, selectivity and weight-at-age considered in the age-structured production model.

Edad (años)	Madurez	Selección	Pesos por Edad (kg)			
			1980-1990	1991-1992	1993-1994	1995-1998
0	0,000	0	0,004	0,004	0,005	0,004
1	0,000	0,02	0,083	0,076	0,092	0,073
2	0,000	0,12	0,326	0,300	0,340	0,288
3	0,008	0,35	0,756	0,697	0,762	0,670
4	0,174	0,65	1,351	1,245	1,328	1,198
5	0,772	0,86	2,068	1,908	1,997	1,834
6	0,973	0,96	2,860	2,640	2,725	2,539
7	0,996	0,99	3,686	3,403	3,475	3,273
8	0,999	1,00	4,510	4,165	4,217	4,006
9	1,000	1,00	5,308	4,903	4,930	4,716
10	1,000	1,00	6,062	5,601	5,599	5,387
11	1,000	1,00	6,762	6,248	6,216	6,010
12	1,000	1,00	7,400	6,839	6,778	6,579
13	1,000	1,00	7,977	7,373	7,284	7,093
14	1,000	1,00	8,493	7,850	7,734	7,552
15	1,000	1,00	8,963	8,285	8,144	7,971

En cuanto al modelo estructurado por edades se variaron K y el parámetro que determina la inclinación de la relación stock-recluta (h), mientras que q se resolvió analíticamente (Polachek *et al.*, 1993). Se estimaron el RMS , la biomasa reproductiva virgen (Kr) y la actual ($Br98$), la mortalidad por pesca actual ($F98$), y la relación $Br98/Kr$.

En ambos modelos se calcularon los coeficientes de variación ($CV\%$) y los intervalos de confianza ($IC90\%$) de los parámetros estimados, por medio de la técnica del *bootstrap* paramétrico, realizando 500 remuestreos en cada modelo planteado.

Para el análisis de riesgo se consideró colapso de la pesquería (por sobrepesca del reclutamiento) cuando la biomasa total actual o la biomasa reproductiva actual, según fuera el caso, cayeran por debajo del 30% de la biomasa virgen respectiva. Esta decisión se tomó en función del análisis realizado por varios autores y aplicando el criterio de precaución, dado que se desconoce la relación *stock-recluta* del abadejo (Clark, 1991; Mace y Sisenwine, 1993; Goodyear, 1993; Thompson, 1993).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estimación de la mortalidad natural (M)

La mortalidad natural es el parámetro que presenta mayores dificultades para su estimación directa. Por ello, se utilizaron modelos que la relacionan con la longevidad, con los parámetros de crecimiento y con la edad de primera maduración sexual. Los métodos de Hoenig (1983) y Alagaraja (1984) relacionan M con la longevidad y resultan en valores entre 0,17 y 0,21 al considerar edades máximas de 22 y 25 años. Estas edades corresponden a observaciones actuales y del comienzo de la explotación respectivamente².

Los modelos que relacionan M con uno o más parámetros de crecimiento (Pauly, 1980; Jensen,

²Lic. M. F. Villarino, investigadora Proyecto Merluza. INIDEP. Mar del Plata.

Tabla 3. Parámetros de la función de crecimiento de von Bertalanffy y edad máxima (T_m) del abadejo (*Genypterus blacodes*) de aguas argentinas y chilenas (t) = total; (m) = machos; (h) = hembras.

Table 3. Von Bertalanffy's growth curve parameters and maximum age (T_m) of ling (*Genypterus blacodes*) of Argentine and Chilean waters (t) = total; (m) = males; (h) = females.

Año de estimación	L_∞	k	t_0	T_m	Referencia
1972-1975 (t)	145,7	0,10	-	-	Frolkina (1977)
1972-1973 (t)	126,5	0,10	0,84	30	Wrzesinski (1984) 40°-45°S
1972-1973 (t)	121,6	0,10	0,73	31	Wrzesinski (1984) 46°-50°S
1984 (m)	117,5	0,18	-0,54	10	Chong y Aguayo (1990)
1984 (h)	134,8	0,14	-0,67	14	Chong y Aguayo (1990)

1996) dan valores entre 0,24 y 0,15 según se utilicen las ecuaciones de crecimiento del abadejo chileno (Chong y Aguayo, 1990) o las de Frolkina (1977) y Wrzesinski (1984) estimadas para el abadejo argentino a mediados de la década de 1970 (Tabla 3).

Por último, los métodos que relacionan M con la edad de primera madurez (Rikhter y Efanov, 1977; Jensen, 1996) son los que resultan en mayores valores (0,3-0,35), según se considere una edad de maduración de 5,5 años, supuesta para la época sin explotación o la estimada en la actualidad de 4,5 años. Punt y Japp (1994), al proponer una $M = 0,2$ para *Genypterus capensis*, consideran que aquellos valores altos pueden ser descartados por corresponderse con especies menos longevas y con menores edades de primera maduración como algunas merluzas (Punt, 1994; Bezzi y Dato, 1995).

Aunque las comparaciones entre especies y aún con otras poblaciones de la misma especie pueden llevar a conclusiones equivocadas, como fue notado por Vetter (1988), se puede aceptar para el abadejo un valor promedio de M de 0,2 con extremos probables entre 0,15 y 0,25, teniendo en cuenta su longevidad, sus características reproductivas (Machinandriarena *et al.*, 1998), su tamaño que a corta edad lo hace prácticamente invulnerable a los demás predadores existentes en el área, y a que los casos de canibalismo son muy poco frecuentes (Cordo, 2001).

Modelo dinámico de la biomasa

Los resultados obtenidos con la función de producción generalizada de Pella y Tomlinson no fueron muy distintos a los obtenidos con la función de Shaefer. Esto se debió a que el valor del parámetro p de la función generalizada resultó igual a 1,065. Asimismo, el modelo dinámico ajustado con la función de Shaefer y con una relación exponencial entre la biomasa y la CPUE, tampoco ofreció resultados distintos al considerar una relación proporcional entre esos valores. En este caso el exponente b de la relación resultó igual a 1,003. Por esos motivos, se optó por utilizar en el modelo dinámico la función de producción de Shaefer.

El mejor ajuste de este modelo (Figura 1) indica que, a pesar de que las capturas de los últimos años superan en un 30% al RMS, el recurso se encuentra en el momento de mayor producción biológica como lo indican las relaciones $B98/K$ y $B98/Brms$ (Tabla 4). La estimación de K es similar a la biomasa de 300.000 t estimadas por el B/I "Walther Herwig" en 1978 (Ehrlich, 1980) y algo superior a las 252.500 t estimadas en el verano de 1981 por los buques del INIDEP (Otero *et al.*, 1982). Asimismo, la biomasa estimada por el modelo al comienzo de 1998, es del orden de las biomásas estimadas en las campañas globales de merluza (34° a 48°S) llevadas a cabo en los inviernos de 1997 y 1998 y que resultaron en 177.000 y 169.000 t, respectivamente (Cordo, 2000).

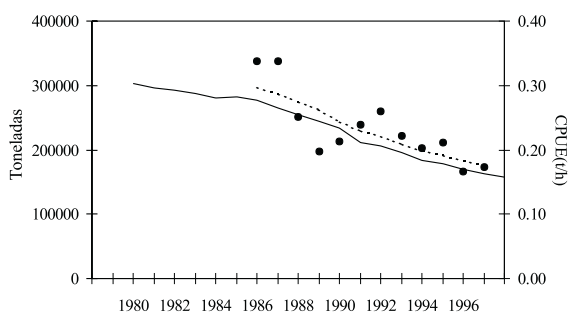


Figura 1. CPUE observadas (•), CPUE estimadas (- - -) y evolución de la biomasa al comienzo del año (—) estimada con el modelo de dinámica de la biomasa.

Figure 1. Observed (•) and predicted (- - -) CPUEs and biomass evolution at the beginning of the year (—) estimated with the biomass dynamic model.

Tabla 4. Resultados del ajuste del modelo dinámico de biomasa aplicado al abadejo con sus correspondientes coeficientes de variación e intervalos de confianza. Biomazas y RMS expresados en miles de toneladas.

Table 4. Biomass dynamic model parameters for ling with the corresponding coefficients of variation and confidence intervals. Biomasses and MSY in thousand tons.

Parámetro	Estimado	C.V.%	IC (90%)
RMS	17,7	9,8	14,3 - 19,9
Frms	0,12	23,6	0,07 - 0,17
r	0,23	23,6	0,15 - 0,34
K	302,8	14,9	240,2 - 391,2
q	1,1E-06	16,0	8,4E-07 - 1,4E-06
B98	157,8	15,5	123,7 - 204,3
C R	17,7	9,8	14,3 - 19,9
B98/K	0,52	1,8	0,50 - 0,54
B98/Brms	1,04	1,8	1,01 - 1,07

Los coeficientes de variación (CV) muestran una importante variabilidad en las estimaciones de *Frms* y de *r* pero para el resto los valores son aceptables, principalmente las relaciones que indican el estado de agotamiento del recurso (*B98/K* y *B98/Brms*). En estas relaciones la variación es mínima (1,8 %) indicando que su estimación es muy estable para cualquier combinación de los parámetros variados en el ajuste (*r*, *K* y *q*).

Modelo estructurado por edades

El modelo se ajustó a tres valores de mortalidad natural ($M=0,15; 0,20; 0,25$) y en los tres casos el ajuste resultó en un valor de *h* de 0,2 (Tabla 5). Este es el extremo inferior de los valores que puede tomar *h* (0,2 - 1,0) y corresponde a la línea de reemplazo de la relación *stock*-recluta, situación en la que no hay producción excedente y el RMS es cero, lo cual no tiene sentido biológico.

Tabla 5. Resultados del modelo estructurado por edades ajustado variando *K* y *h* para tres valores de mortalidad natural (*M*). Biomazas y RMS expresados en miles de toneladas.

Table 5. Age-structured model fitted varying *K* and *h* for three natural mortality values (*M*). Biomasses and MSY in thousand tons.

Parámetro	Estimado	C.V.%	IC (90%)
<i>M = 0,15</i>			
RMS	0	85,4	0 - 42,7
<i>h</i>	0,20	59,7	0,2 - 1,0
<i>Kr</i>	540,2	29,0	338,7 - 799,6
<i>B98</i>	340,2	40,7	184,7 - 612,9
<i>Br98</i>	297,9	42,0	149,7 - 542,1
<i>Br98/Kr</i>	0,55	15,2	0,44 - 0,69
<i>M = 0,20</i>			
RMS	0	110,9	0 - 41,9
<i>h</i>	0,20	67,3	0,2 - 1,0
<i>Kr</i>	501,1	47,2	321,5 - 784,8
<i>B98</i>	329,2	66,6	182,1 - 617,1
<i>Br98</i>	274,5	70,1	139,8 - 518,6
<i>Br98/Kr</i>	0,55	15,6	0,42 - 0,68
<i>M = 0,25</i>			
RMS	0	155,1	0 - 52,9
<i>h</i>	0,20	66,4	0,2 - 1,0
<i>Kr</i>	476,8	53,0	277,0 - 816,6
<i>B98</i>	337,3	76,0	167,3 - 691,6
<i>Br98</i>	266,5	79,2	115,7 - 558,7
<i>Br98/Kr</i>	0,56	16,9	0,42 - 0,71

Los coeficientes de variación estimados muestran que el modelo es muy inestable en la mayoría de los parámetros, siendo la relación $Br98/Kr$ (0,55) la de menor CV y por cierto, bastante coincidente con la relación $B98/K$ estimada por medio del modelo dinámico de la biomasa (0,52).

Como producto del *bootstrap* se estimaron los valores medios de h para cada caso de M planteado, resultando que h tiende a tomar el valor de 0,5 en los tres casos. Francis (1993) argumenta que es improbable que h tome ese valor, siendo los elasmobranchios, por su baja fecundidad, una excepción al caso. También menciona que otro autor (Clark, 1991), usando el mismo razonamiento concluye que 0,5 sería el límite inferior de h . Ambos autores argumentan que valores entre 0,65 y 0,75 son más razonables para un "pez demersal típico", dado que el extremo superior del rango (0,95), que significa máxima compensación o, en otras palabras, que no hay ninguna relación entre el *stock* y el reclutamiento, implica que la población podría soportar altísimas tasas de mortalidad por pesca sin ningún efecto negativo.

Sin embargo, teniendo en cuenta el desconocimiento de la relación *stock*-recluta del abadejo, su baja fecundidad (Machinandiana *et al.*, 1998) y la incertidumbre propia de los modelos utilizados, se consideró prudente elegir $h=0,5$ para repetir el análisis (Tabla 6). Igual valor de este parámetro fue considerado para la evaluación del abadejo de Sudáfrica (Punt y Japp, 1994).

Al fijar h los parámetros estimados tienen coeficientes de variación bastante menores que en el caso anterior y que en el modelo dinámico de la biomasa. Asimismo, se observa que el modelo es insensible a las variaciones de M resultando en valores de RMS y de $Br98/Kr$ muy similares, aunque las estimaciones con $M=0,2$ resultaron con menores CV.

Comparando los dos modelos utilizados se observa gran coincidencia en el RMS y entre las relaciones $B98/K$ y $Br98/Kr$ demostrando éstas que el recurso se encuentra en el punto de mayor pro-

Tabla 6. Resultados del modelo estructurado por edades ajustado con $h=0,5$ para tres valores de mortalidad natural (M). Biomosas y RMS expresados en miles de toneladas.

Table 6. Age-structured model fitted with $h=0.5$ for three natural mortality values. Biomasses and MSY in thousand tons.

Parámetro	Estimado	C.V.%	IC (90%)
$M = 0,15$			
RMS	17,2	4,2	16,6 - 19,3
$F97$	0,08	6,4	0,07 - 0,09
kr	468,1	4,2	445,8 - 519,0
$B98$	304,8	6,6	281,7 - 357,1
$Br98$	259,5	6,9	239,0 - 306,0
$Br98/kr$	0,55	2,6	0,54 - 0,61
$M = 0,20$			
RMS	17,3	3,3	16,9 - 18,8
$F97$	0,09	5,3	0,08 - 0,10
Kr	431,5	3,3	484,1 - 535,1
$B98$	293,9	5,1	272,8 - 319,5
$Br98$	237,0	5,4	219,1 - 258,8
$Br98/Kr$	0,55	2,2	0,53 - 0,57
$M = 0,25$			
RMS	17,6	3,4	17,3 - 19,1
$F97$	0,10	5,4	0,09 - 0,11
Kr	393,7	3,4	376,7 - 416,9
$B98$	283,2	5,3	264,0 - 309,3
$Br98$	213,9	5,7	198,3 - 235,1
$Br98/Kr$	0,54	2,3	0,53 - 0,56

ducción biológica. Las diferencias son evidentes en las estimaciones de la biomasa actual y de la biomasa virgen, que resultaron mayores con el modelo estructurado por edades. Como la producción biológica excedente, medida con la relación $RMS/Brms$, es similar entre los dos modelos (11 y 12 %) se destaca que el modelo estructurado es más optimista que el dinámico de la biomasa.

Resultados del análisis de riesgo

1. Riesgo de colapso basado en los resultados del modelo dinámico de la biomasa

Aunque el recurso se hallaría en el nivel de explotación óptima, si la captura actual se mantiene constante en el largo plazo, el riesgo de colapso alcanza valores inaceptables (38 %) a los diez años de proyección (Figura 2). Este amplio plazo hasta el colapso podría llevar a mantener las capturas al nivel de 1997-1998 por algunos años, pero debe recordarse que este modelo supone que los reclutamientos son proporcionales a la biomasa y por lo tanto no puede predecir períodos de bajos reclutamientos que llevarían a un colapso más temprano. Si el análisis de riesgo se realiza fijando la tasa de crecimiento poblacional en el valor inferior del intervalo de confianza (0,15) el riesgo llega al 26 % dos años antes que la proyección original (Figura 2).

Finalmente, se llevó a cabo otro ejercicio para estimar el riesgo de colapso manteniendo con-

stante la *CMP* establecida por la Autoridad de Aplicación para los años 1997 y 1998 (19.000 t). Los resultados indican que, en el peor de los casos ($r = 0,15$) el riesgo de colapso alcanza un valor del 18 % a los 14 años de proyección. En la Tabla 7 se han resumido los resultados de los análisis de riesgo realizados.

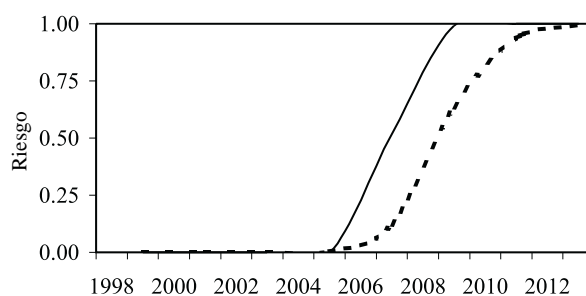


Figura 2. Riesgo de colapso al proyectar a largo plazo la captura actual (23.400 t) según el modelo dinámico de la biomasa (- - - $r=0,23$; — $r=0,15$).

Figure 2. Biomass dynamic model collapse risk analysis. Long term projection of current catch (23400 t) under two values of r (- - - $r=0,23$; — $r=0,15$).

Tabla 7. Resultados de los análisis de riesgo de colapso realizados en función de los resultados del modelo dinámico de la biomasa. Escenarios: proyección de la captura actual (*Cact*) y de la captura máxima permisible (*CMP*), ambas con distintos valores de r (0,23 y 0,15). Se han resaltado los valores de riesgo inaceptables.

Table 7. Collapse risk analysis carried out based on biomass dynamic model results. Scenarios: current catch (*Cact*) and total allowable catch (*TAC*) projections, both with different r values (0.23 and 0.15). Unacceptable risk values in grey.

Supuesto	1999/04	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<i>Cact</i> =23.400 t	0	0.4	6	12	38	63	79	94	97	99
Idem con $r=0,15$	0	0	26	52	76	99	100	100	100	100
<i>CMP</i> =19.000 t	0	0	0	0	0	0	0	2	3	5
Idem con $r=0,15$	0	0	0	0	0	0	0	3	18	35

2. Análisis de riesgo basado en los resultados del modelo estructurado por edades

Este análisis de riesgo se planteó proyectando la evolución del recurso bajo la presión de diferentes mortalidades por pesca y capturas. Las distintas simulaciones se realizaron introduciendo variabilidad en M (distribución normal con valor

medio 0,2 y extremos 0,15 y 0,25), en la biomasa del último año (distribución normal con valor medio y desviación estándar estimados por medio del *bootstrap*) y en los reclutamientos de cada año (distribución lognormal con media igual al máximo estimado por el modelo y límite inferior 4,5 veces menos). Esta variación simula una

situación más realista que considerar los reclutamientos como resultantes de una función determinística, y la relación máximo-mínimo elegida es aproximadamente el valor medio de tal variabilidad observada en otros recursos pesqueros.

Las mortalidades por pesca consideradas para las simulaciones fueron: la actual estimada ($F_{97}=0,09$), la actual más un incremento correspondiente a una cuota de 3.600 t supuestamente a ser capturada por la flota palangrera ($F_{97p}=0,11$), y la mortalidad por pesca correspondiente a la CMP establecida por la Autoridad de Aplicación ($F_{cmp}=0,075$). La cuota estimada para los palangreros está basada en el promedio de capturas que esos buques produjeron en el período de mayores capturas (1992-1994). Las proyecciones en función de capturas constantes fueron realizadas para los tres mismos escenarios: C_{97} (23.400 t), C_{97p} (27.000 t) y C_{cmp} (19.000 t).

El análisis demostró que la C_{cmp} y la F_{cmp} son las de menor riesgo en el mediano plazo. Sin embargo, en el largo plazo todos los escenarios son riesgosos debido a que ellos consideran capturas superiores al *RMS* (Figuras 3 y 4). El riesgo de colapso comienza a ser evidente recién a los

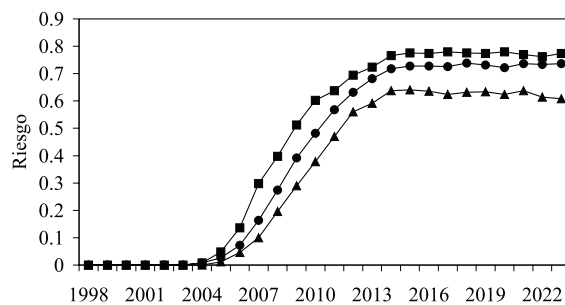


Figura 3. Riesgo de colapso de la pesquería de abadejo bajo el supuesto de explotación en tres niveles de mortalidad por pesca constante: actual (*Fact* ●), actual más palangreros (*Fact+Fpal* ■) y equivalente a la CMP (*Fcmp* ▲).

Figure 3. Collapse risk of ling fishery under the assumption of three levels of constant fishing mortality: current (*Fact* ●), current plus longliners (*Fact+Fpal* ■) and at TAC (*Fcmp* ▲).

siete años de proyección porque, como ya se mostrara, el recurso se halla en su mayor nivel productivo, pero también es evidente que no puede soportar a largo plazo la captura o mortalidad por pesca actual. Se puede observar en las figuras mencionadas que el riesgo alcanza niveles inaceptables (~25%) los años décimo y décimo segundo en las proyecciones de F y un año antes en las proyecciones de C , coincidiendo también con los resultados del análisis de riesgo efectuado con el modelo dinámico de la biomasa.

El riesgo en las proyecciones de F no alcanza el 100% porque al tratarse de una situación de esfuerzo constante la captura es proporcional a la biomasa existente y, dado que se ha asegurado un nivel mínimo de reclutamiento, el máximo riesgo de colapso no ocurre. En cambio, cuando se fija una captura constante, que implica aumentar progresivamente la mortalidad por pesca a medida que la biomasa del recurso disminuye, el riesgo de colapso es máximo por que el reclutamiento no puede compensar la extracción. Estas dos estrategias pueden verse ejemplificadas en la Figura 5, donde se ha graficado la evolución de las biomazas en el largo plazo para uno de los casos

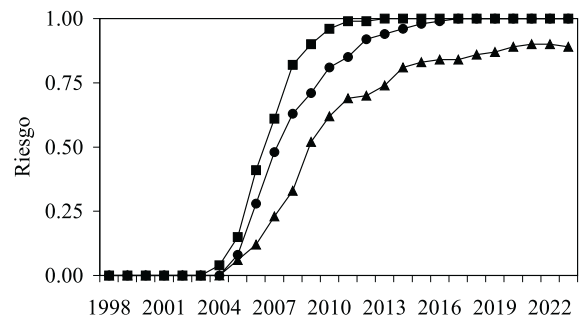


Figura 4. Riesgo de colapso de la pesquería de abadejo bajo el supuesto de explotación en tres niveles constantes de captura: actual (*Cact* ●), actual más palangreros (*Cact+Cpal* ■) y equivalente a la CMP (*Ccmp* ▲).

Figure 4. Collapse risk of ling fishery under the assumption of three levels of constant catch: current (*Cact* ●), current plus longliners (*Cact+Cpal* ■) and at TAC (*Ccmp* ▲).

analizados. La biomasa sujeta a una F constante disminuye y luego se estabiliza, mientras que la sujeta a una captura constante declina continuamente y en mayor medida que en el otro caso. Esto explica por qué las estrategias de manejo basadas en cuotas fijas anuales deben ser actualizadas continuamente, principalmente en un contexto de recursos en declinación y de esfuerzo de pesca sobredimensionado, como es actualmente el caso de nuestro país.

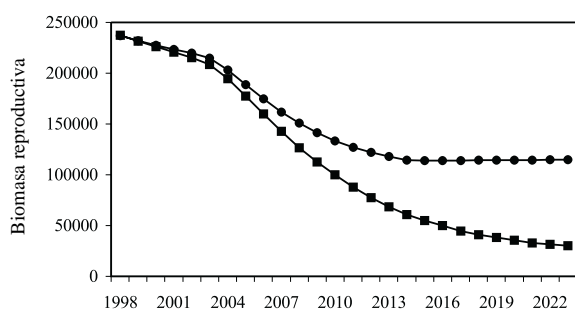


Figura 5. Evolución de la biomasa reproductiva del abadejo en función de dos estrategias de explotación a largo plazo: mortalidad por pesca constante (*Fact* ●) y captura constante (*Cact* ■).

Figure 5. Spawning stock biomass trend under two long term exploitation strategies: constant fishing mortality (*Fact* ●) and constant catch (*Cact* ■).

CONCLUSIONES

Los dos modelos utilizados para evaluar el estado actual del abadejo coinciden en que este recurso se halla en declinación, aunque en el nivel de mayor producción biológica ($B98/K$ y $B98r/Kr > 0,5$ y $B98/Brms > 1$). La captura actual (~23.000 t) supera en más del 30% al *RMS* estimado por ambos modelos (~17.500 t) y de mantenerse ese nivel de explotación la declinación continuará.

Los resultados de los análisis de riesgo llevados a cabo a partir de los dos modelos también

coinciden entre sí. Cualquiera fuera el supuesto planteado, el riesgo de colapso comienza a ser evidente recién a partir del séptimo año de las proyecciones, debido a que el recurso se halla aún en buen estado. Sin embargo, como todos los escenarios consideran capturas superiores al *RMS*, el colapso es altamente probable a largo plazo.

El riesgo es mayor cuando se considera la posibilidad de incrementar la captura o la mortalidad por pesca como efecto de autorizar una cuota adicional para buques palangreros, que en años recientes explotaron a esta especie. El riesgo es menor al fijar la captura igual a la *CMP* vigente (19.000 t), aunque también en este caso el colapso en el largo plazo tiene una alta probabilidad de suceder. Consecuentemente, la única estrategia de bajo riesgo de colapso en el largo plazo sería la de establecer una *CMP* igual o inferior al *RMS* estimado (~17.000).

De acuerdo con los resultados presentados en este trabajo sería recomendable establecer en el futuro una *CMP* para el abadejo de 17.000 t/año. Sin embargo, teniendo en cuenta que el abadejo es explotado por la flota merlucera principalmente como fauna acompañante y que el plan de manejo actual de la pesquería de merluza indica una reducción importante del esfuerzo, se puede recomendar mantener para el abadejo la *CMP* actual de 19.000 t/año en el corto plazo.

Por otra parte, de las simulaciones realizadas surge que no es recomendable otorgar cuotas adicionales a otras flotas por que el riesgo de colapso en el mediano plazo aumenta significativamente. Aunque se previera descontar parte de esa cuota a los merluceros, la captura total final sería imprevisible debido a que, como ya se dijo, el abadejo es capturado en gran medida como fauna acompañante de la merluza. Sin embargo, si la disminución del esfuerzo aplicado a la merluza tuviera, en el mediano plazo, efectos positivos sobre el abadejo y se notara una estabilización de su biomasa, podría aumentarse la captura dirigida en función de la producción excedente observada.

BIBLIOGRAFÍA

- ALAGARAJA, K. 1984. Simple methods for estimation of parameters for assessing exploited fish stocks. *Indian J. Fish.*, 31: 177-208.
- BEVERTON, R. J. H. & HOLT, S. J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. U.K. Min. Agric. Fish. Food, Fish. Invest., (Ser. 2) 19: 533 p.
- BEZZI, S. I. & DATO, C. V. 1995. Conocimiento biológico pesquero del recurso merluza (*Merluccius hubbsi*) y su pesquería en la República Argentina. *INIDEP Doc. Cient.*, 4: 3-52.
- BUTTERWORTH, D. S. & ANDREW, P. A. 1984. Dynamic catch effort models for the hake stock in ICSEAF Division 1.3 - 2.2. *Colln scient. Pap. int. Commn SE. Atl. Fish.*, 11(1): 29-58.
- BUTTERWORTH, D. S. & PUNT, A. E. 1992. A review of some aspects of the assessment of western North Atlantic bluefin tuna. *Collve Vol. scient. Pap. int. Commn Conserv. Atl. Tunas*, 39(3): 731-757.
- CHONG, J. & AGUAYO, M. 1990. Determinación de edad y estimación de los parámetros de crecimiento del congrio dorado, *Genypterus blacodes* (Schneider, 1801) (*Osteichthyes, Ophidiidae*) en el Pacífico Sur Oriental. *Biología Pesquera*, 19: 55-67.
- CLARK, W. G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48: 734-750.
- CORDO, H. D. 1997. Modelo dinámico (no-equilibrio) de la biomasa del abadejo, aplicado para la estimación de la captura máxima. *Inf. Téc. Int. DNI-INIDEP N°5/97*, 6 pp.
- CORDO, H. D. 2000. Abadejo (*Genypterus blacodes*). En: Bezzi, S., Akselman, R. & Boschi, E. (Eds.). *Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata. Años 1997-1998, con una actualización del año 1999. Publicaciones especiales. INIDEP, Mar del Plata: 117-128.*
- CORDO, H. D. 2001. Estandarización del esfuerzo de pesca ejercido sobre el abadejo (*Genypterus blacodes*), período 1986-1996. *Rev. Invest. Desarr. Pesq.* 14: 73-94.
- CORDO, H. D., MACHINANDIARENA, L., MACCHI, G. & VILLARINO, M. F. 1999. Talla de primera madurez del abadejo (*Genypterus blacodes*) en el Atlántico sudoccidental. *Inf. Téc. Int. DNI-INIDEP N°82/99*, 5 pp.
- DE LA MARE, W. K. 1989. The model used in the Hitter and Fitter programs. *Rep. int. Whal. Commn.*, 39: 150-151.
- DERISO, R. B., QUINN, T. J. & NEAL, P. R. 1985. Catch age analysis with auxiliary information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42 (4): 815-824.
- EHRICH, S. 1980. Biologische Untersuchungen ueber die Grundfischbestaende vor Argentinien. *Mitteilungen aus dem Institut für Seefischerei, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg, N°30*, 59 pp.
- FOX, W. W. 1970. An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 99: 80-88.
- FRANCIS, R. I. C. C. 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies: a case study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham Rise, New Zealand. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49 (5): 922-930.
- FRANCIS, R. I. C. C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. In: Smith, S. J., Hunt, J. J. & Rivard, D. (Eds.). *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 120: 221-230.
- FROLKINA, Z. A. 1977. Métodos de determinación de edad de abadejo, su ritmo de crecimiento y mortalidad. *Trudy AtlanNIRO, ser. 72: 83-93 (En ruso).*

- GOODYEAR, C. P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. In: Smith, S. J., Hunt, J. J. & Rivard, D. (Eds.). Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 120: 67-81.
- HILBORN, R. 1990. Estimating the parameters of full age-structured models from catch and abundance data. Bull. int. N. Pac. Fish. Commn., 50: 207-213.
- HILBORN, R. & WALTERS, C. J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics & uncertainty. Chapman and Hall, 569 pp.
- HOENIG, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. Fish. Bull., U. S., 81 (4): 898-903.
- IVANOVIC, M. L. 1990. Análisis de la distribución del abadejo (*Genypterus blacodes*) en el período 1973-1983. Frente Marítimo 7, Sec. A: 7-17.
- JENSEN, A. L. 1996. Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 53: 820-822.
- MACE, P. M. & SISENWINNE, M. P. 1993. How much spawning per recruit is enough? In: Smith, S. J., Hunt, J. J. & Rivard, D. (Eds.). Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 120: 101-118.
- MACHINANDIARENA, L., VILLARINO, M. F. & MACCHI, G. 1998. Descripción del estadio de desove del abadejo manchado *Genypterus blacodes* (Schneider, 1801) (Pisces, Ophidiidae) en el Mar Argentino. Bol. Inst. Esp. Oceanogr., 14 (1 y 2): 49-55.
- OTERO, H. O., BEZZI, S. I., RENZI, M. A. & VERAZAY, G. A. 1982. Atlas de los recursos pesqueros demersales del Mar Argentino. Contrib. Inst. Nac. Invest. Desarr. Pesq. (Mar del Plata), N° 423, 248 pp.
- PAULY, D. 1980. On the interrelationship between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. perm. int. Explor. Mer, 39 (2): 175-192.
- PELLA, J. J. & TOMLINSON, P. K. 1969. A generalized stock production model. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Commn., 13: 421-458.
- POLACHEK, T., HILBORN, R. & PUNT, A. E. 1993. Fitting surplus production models: comparing methods and measuring uncertainty. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 50: 2597-2607.
- PUNT, A. E. 1990. Is $B_1=K$ an appropriate assumption when applying an observation error production model estimator to catch-effort data? S. Afr. J. mar. Sci., 9: 249-259.
- PUNT, A. E. 1994. Assessment of the stocks of Cape hakes *Merluccius* spp. off South Africa. S. Afr. J. mar. Sci., 14: 159-186.
- PUNT, A. E. & JAPP, D. W. 1994. Stock assessment of the kingklip *Genypterus capensis* off South Africa. S. Afr. J. mar. Sci., 14: 133-149.
- PUNT, A. E., BUTTERWORTH, D. S. & PENNEY, A. J. 1995. Stock assessment and risk analysis for the South Atlantic population of albacore *Thunnus alalunga* using an age-structured production model. S. Afr. J. mar. Sci., 16: 287-310.
- RENZI, M. 1986. Aspectos biológico-pesqueros del abadejo (*Genypterus blacodes*). Rev. Invest. Desarr. Pesq., 6: 5-19.
- RIKHTER, V. A. & EFANOV, V. M. 1977. On one of the approaches to estimating natural mortality of fish populations. Trudy AtlantNIRO, 73: 77-85. (En ruso).
- SHAEFER, M. B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bull. Inter-Am. trop. Tuna Commn., 1: 27-56.
- THOMPSON, G. G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. In: Smith, S. J., Hunt, J. J. & Rivard, D. (Eds.). Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 120: 303-320.
- VETTER, E. F. 1988. Estimation of natural mortality in fish stocks: a review. Fish. Bull., U. S., 86 (1): 25-43.
- VILLARINO, M. F. 1998. Distribución estacional y

- estructura de tallas del abadejo (*Genypterus blacodes*) en el mar argentino. INIDEP Inf. Téc., 18, 25 pp.
- WOHLER, O. C. 1998. Evaluación estival de peces demersales australes, Campaña EH-03/98. INIDEP, Informe de la campaña (EH-03/98). Biblioteca INIDEP, Mar del Plata.
- WOHLER, O. C., GIUSSI, A. R., GARCÍA DE LA ROSA, S., SÁNCHEZ, F., HANSEN, J. E., CORDO, H. D., ÁLVAREZ COLOMBO, G. L., INCORVAIA, S., RETA, R. & ABACHIÁN, V. 1999. Resultados de la campaña de evaluación de peces demersales australes efectuada en el verano de 1997. INIDEP Inf. Téc., 24, 70 pp.
- WRZESINSKI, O. 1984. Some features of the *Genypterus* sp. populations off the coasts of Southwest Africa and Argentina. Prace Morskiego, 19: 43-60.

Recibido: 17-08-2000

Aceptado: 04-12-2000

APÉNDICE I

Modelo dinámico de la biomasa con error de observación

La biomasa fue estimada con el siguiente modelo discreto:

$$B_{y+1} = B_y + g(B_y) - C_y$$

donde B_y es la biomasa al comienzo del año y , y $g(B_y)$ es la función de producción neta o excedente. En este trabajo se utilizaron dos funciones de producción clásicas:

$$\left. \begin{aligned} g(B_y) &= r B_y (1 - B_y / K) \\ RMS &= r K / 4 \\ F_{rms} &= r / 2 \end{aligned} \right\} \text{Shaefer (1954)}$$

$$\left. \begin{aligned} g(B_y) &= (r/p) B_y (1 - (B_y / K)^p) \\ RMS &= r K / (p+1)^{(p+1)/p} \\ F_{rms} &= r / (p+1) \end{aligned} \right\} \text{Pella \& Tomlinson (1969)}$$

donde r es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional, K es la biomasa virgen o biomasa en equilibrio antes o al comienzo de la explotación (en este trabajo $K = B_I = B_{1980}$) y p es un parámetro que generaliza el modelo definiendo la forma de la curva de producción. El parámetro p se define entre $0 < p \leq 1$; cuando vale 1 se transforma en el modelo de Shaefer (1954) y cuando tiende a cero en el de Fox (1970). RMS es el rendimiento máximo sostenible y F_{rms} es la mortalidad por pesca que produce el RMS .

La captura de reemplazo (CR), que es igual a la producción excedente de una determinada biomasa será para 1999:

$$CR = g(B_y) \quad y=1998$$

El modelo de la biomasa fue calibrado con índices de abundancia ($CPUE^i$) de la flota de arrastreros comerciales de Argentina, suponiendo una relación lineal y otra exponencial entre la $CPUE$ y la biomasa media:

$$\begin{aligned} CPUE_y^i &= \hat{q}^i \frac{\hat{B}_y + \hat{B}_{y+1}}{2} e^{\eta_y^i} \\ &= \hat{q}^i \left(\frac{\hat{B}_y + \hat{B}_{y+1}}{2} \right)^b e^{\eta_y^i} \end{aligned}$$

donde $CPUE^i$ es el índice de la flota i observado en el año y , \hat{q}^i es el coeficiente de capturabilidad estimado de la flota i , y $e^{\eta_y^i}$ es un término de

error log-normal donde η_y^i tiene distribución $N(0; (\sigma^i)^2)$. Nótese que q multiplicado por el promedio de las biomazas al comienzo de un año y del siguiente es la CPUE media estimada. En este caso se considera el promedio de las biomazas porque las CPUE fueron estimadas como promedio anual.

El ajuste para la estimación de los parámetros fue llevado a cabo minimizando el logaritmo negativo de la función de máxima verosimilitud, luego de eliminar constantes:

$$-\ln L = \sum_i \left(\frac{1}{2(\hat{\sigma}^i)^2} \sum (\ln(I_y^i) - \ln(\hat{I}_y^i))^2 + n^i \ln \hat{\sigma}^i \right)$$

donde I_y^i es el índice observado (CPUE) en el año y para la flota i , \hat{I}_y^i es el índice estimado y $\hat{\sigma}^i$ es la desviación estándar residual de la serie de abundancia i , que es igual a:

$$\hat{\sigma}^i = \sqrt{\frac{1}{n^i} \sum_y (\ln(I_y^i) - \ln(\hat{I}_y^i))^2}$$

APÉNDICE II

Modelo de producción estructurado por edades

La dinámica del recurso es determinada por las siguientes ecuaciones:

$$N_{y,t} = \begin{cases} N_{y,t} & t=1 \\ N_{y-1,t-1} e^{-(M_{t-1} + S_{y-1,t-1} F_{y-1})} & t=2, \dots, l-1 \\ N_{y-1,l-1} e^{-(M_{l-1} + S_{y-1,l-1} F_{y-1})} \\ \quad + N_{y-1,l} e^{-(M_l + S_{y-1,l} F_{y-1})} & t=l \end{cases}$$

siendo $N_{y,t}$ el número de peces de edad t al comienzo del año y , M_t es la tasa de mortalidad

natural sufrida por los peces de edad t , $S_{y,t}$ es la selectividad o proporción de retención por edad en el año y , F_y es la tasa de mortalidad por pesca en el año y para todas las edades combinadas, y l es la edad máxima considerada como grupo plus. En el caso de este trabajo $l=15$ es considerado un grupo verdadero, por lo tanto, las ecuaciones utilizadas para reconstruir la estructura del recurso son la primera y la segunda desde $t=1, \dots, l$.

El número de ejemplares de edad 1 al comienzo de cada año (el reclutamiento), se estimó en forma determinística por medio de una de las parametrizaciones de la relación *stock-recluta* de Beverton y Holt (1957):

$$N_{y,1} = \frac{B_{y-1}^r}{\alpha + \beta B_{y-1}^r}$$

$$B_y^r = \sum_{t=1}^l m_t w_t N_{y,t}$$

donde $N_{y,1}$ es el número de reclutas al comienzo del año y , B^r es la biomasa de reproductores al comienzo del año anterior ($y-1$), α y β son los parámetros de la relación *stock-recluta* a estimar, m_t es la proporción de ejemplares maduros en la edad t y w_t es el peso de los individuos de edad t al comienzo del año.

Otra restricción impuesta al modelo fue que el recurso se hallaba en equilibrio en ausencia de pesca al comienzo de 1980 y que las capturas en peso se consideraron exactas e iguales a:

$$C_y = \sum_{t=1}^l w_{t+0.5} S_{y,t} F_y N_{y,t} \frac{1 - \exp[-(M_t + S_{y,t} F_y)]}{M_t + F_y S_{y,t}}$$

aquí C_y es la captura en peso obtenida durante el año y $w_{t+0.5}$ es el peso de un individuo en la mitad del año.

En forma similar al modelo dinámico de la biomasa, se utilizaron como índices de abundancia las CPUE de la flota de arrastreros de

Argentina, suponiendo una relación proporcional entre la CPUE y la biomasa. De tal manera, la calibración se realizó minimizando la misma ecuación del logaritmo negativo de la función de máxima verosimilitud del Apéndice I, con la siguiente relación:

$$CPUE_y^i = \hat{q}^i \hat{B}_y e^{\epsilon_y^i} \quad \epsilon_y^i \approx N[0; (\sigma^i)^2]$$

siendo \hat{q}^i , en este caso, estimado analíticamente para cada flota i (Polachek *et al.*, 1993):

$$\hat{q}^i = \exp \left\{ \frac{1}{n} \sum_y \ln(I_y / \hat{B}_y) \right\}$$

donde I_y es el índice de abundancia ($CPUE_y$) y \hat{B}_y es la biomasa explotable a mitad de año, que es estimada como:

$$\hat{B}_y = \sum_{t=1}^l w_{t+0.5} S_{y,t} N_{y,t} e^{-(M_t + S_{y,t} F_y) / 2}$$

Con el fin de reducir los parámetros a estimar y evitar problemas computacionales con referencias circulares, los coeficientes α y β de la relación *stock-recluta* se calcularon, bajo el supuesto de equilibrio de la estructura de edad en 1980, de la siguiente manera (Francis, 1992; Punt y Japp, 1994):

$$\alpha = K^r (1 - h) / (4 h R_0)$$

$$\beta = (5 h - 1) / (4 h R_0)$$

siendo K^r la biomasa reproductiva virgen y R_0 es el reclutamiento en la fase previa a la explotación y que puede calcularse en función de la biomasa total virgen K :

$$R_0 = K / \left(\sum_{t=1}^l e^{-M t} w_t \right)$$

De esta manera, todo el sistema de ecuaciones depende de la estimación de dos parámetros, K y h y del vector de mortalidades por pesca anuales (F_y). El parámetro h representa la inclinación de la curva *stock-recluta* y es la fracción de R_0 esperada en el equilibrio, cuando la biomasa reproductiva es reducida a un 20% de su valor en ausencia de explotación (Francis, 1992).

El *RMS* se calculó hallando la solución de un sistema de ecuaciones que combina el rendimiento por recluta con los parámetros de la relación *stock-recluta*, variando F de manera de maximizar la ecuación del *RMS*:

$$n_t = \begin{cases} 1 & t = 1 \\ n_{t+1} = n_t \exp[-(M + F S_t)] & t = 2, \dots, l \end{cases}$$

$$Y/R = \sum_{t=1}^l \{ n_t F S_t w_t [1 - \exp(-(M + F S_t))] / (M + F S_t) \}$$

$$B^r/R = \sum_{t=1}^l (n_t w_t m_t)$$

$$B/R = \sum_{t=1}^l (n_t w_t)$$

$$R = \frac{B^r/R - \alpha}{\beta * B^r/R}$$

$$RMS = R * Y/R$$

$$B_{rms} = R * B/R$$

donde n_t es el número de ejemplares por recluta, Y/R es el rendimiento por recluta, B^r/R es la biomasa de reproductores por recluta, B/R es la biomasa por recluta, R es el número de reclutas estimado con los parámetros α y β de la relación *stock-recluta* y B_{rms} es la biomasa en el nivel del *RMS*. La F que maximiza el *RMS* será igual a F_{rms} .