

ESTIMACION DE RIESGO E INCERTIDUMBRE EN MODELOS DE PRODUCCION CAPTURA-MORTALIDAD

RISK AND UNCERTAINTY IN CAPTURE-MORTALITY PRODUCTION MODELS

Eduardo Pérez¹ y Omar Defeo^{1,2}

RESUMEN

Se exploran métodos dirigidos a estimar intervalos de confianza en algunos Puntos Biológicos de Referencia (PBR) obtenidos a partir de los modelos de excedentes de producción que relacionan la captura con la tasa instantánea de mortalidad total. Se empleó el método de remuestreo "bootstrap" en dos modalidades: (1) remuestreo aleatorio con reemplazo del grupo original de los n pares de datos anuales correspondientes a valores de captura y mortalidad total; (2) remuestreo aleatorio con reemplazo de los residuos generados por el ajuste de datos observados a los modelos empleados. Ambas técnicas resultaron útiles para estimar intervalos de confianza de los PBR, observándose diferencias importantes sólo en las colas de la distribución y una tendencia más conservadora de la segunda modalidad en la región central (mediana). La aplicación de los modelos "captura-mortalidad" permitió la estimación de PBR en condiciones de Máxima Producción Biológica, los cuales resultaron más conservadores que sus análogos de producción excedente basados en niveles de Captura Máxima Sostenible y por tanto se sugieren como PBR útiles en un contexto de manejo precautorio. Un segundo objetivo de este trabajo consistió en analizar los resultados obtenidos en el contexto de la Teoría de Decisión, a efectos de proponer un análisis de riesgo dirigido a formular estrategias precautorias de manejo: los conceptos Maximax, Maximin y Minimax se sugieren como criterios alternativos útiles para adoptar estrategias de manejo bajo un esquema de incertidumbre.

Palabras clave: Incertidumbre, manejo pesquero, puntos biológicos de referencia, bootstrap, análisis de decisión.

ABSTRACT

The paper explores the feasibility of different methods for evaluating uncertainty in some common Biological Reference Points (BRPs) derived from yield-mortality surplus production models. The bootstrap method was applied by resampling (a) the original data set and (b) the residuals from the model fit, in order to obtain confidence bounds. Both bootstrap approaches were very useful in estimating confidence intervals, but the former appears to be more conservative. Criteria for management related to the total production of the stock, such as the "Yield at Maximum Biological Production" and derived BRPs, resulted more conservative than those related to the Maximum Sustainable Yield level, and therefore are suggested as useful benchmarks in a context of precautionary fishery management. A simple approach towards the formulation of risk-averse management strategies was explored using Decision Theory. For this purpose, we introduced the concepts of Maximax, Maximin and Maximum Regret Criterion as alternative criteria for choice under uncertainty. We concluded that these criteria seem to be well adapted to formulation of risk-averse management strategies and precautionary fisheries management.

Key words: Uncertainty, fishery management, biological reference points, bootstrap, decision analysis

Fecha de recepción: 11 - 10 - 95. Fecha de aceptación: 25 - 5 - 96.

¹Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN Unidad Mérida, 97310 Mérida, Yucatán, México

²Instituto Nacional de Pesca, Casilla de Correo 1612, 11200 Montevideo, Uruguay

INTRODUCCION

La evidencia de sobreexplotación de los recursos pesqueros en todo el mundo ha originado la necesidad de buscar estrategias de manejo que minimicen la probabilidad de ocurrencia de dos hechos fundamentales (Mace, 1994): a) que el rendimiento pesquero se presente a un nivel más bajo que el máximo sustentable (riesgo de la pesquería); y b) que el stock caiga debajo de cierto nivel de biomasa (riesgo del stock). Una de las posibilidades para lograr estos objetivos es utilizar Puntos Biológicos de Referencia (*PBR*, e.g., *Captura Máxima Sostenible CMS*) y niveles de mortalidad por pesca (e.g., F_{RMS} , $F_{0.1}$), dentro del contexto de manejo precautorio de pesquerías (FAO, 1993; Caddy & Mahon, 1995). En este sentido, el Principio Precautorio (García, 1994: p. 102) y la aproximación precautoria de manejo basada en éste, sugieren el control de actividades pesqueras a fin de proteger cierta área marina o stock de los efectos nocivos de la pesca, aún antes de que una relación causal sea establecida por medio de una evidencia científica absolutamente clara (García, 1994; Caddy & Mahon, 1995).

Los *PBR* clásicos como la *CMS*, 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. Sin embargo, la aplicación particular de los modelos de excedente de producción del tipo captura-esfuerzo está sujeta a fuentes de error de medida y estimación, en particular relacionados con el esfuerzo pesquero (Caddy, 1986). Asimismo, el coeficiente de capturabilidad q , que relaciona a ambas variables a modo de coeficiente de proporcionalidad, es sensible a factores conductuales del recurso (e.g., relación inversa entre q y densidad del stock), ambientales y tecnológicos (Caddy, 1979). Así, cambios progresivos y apenas detectables en q , debidos a un fuerte incremento en el poder de pesca de las embarcaciones, han ocasionado problemas en la estimación y estandarización del esfuerzo. Asimismo, existe cierto desfase temporal entre la respuesta de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), la cual es tomada como un índice de abundancia relativo de la biomasa poblacional, con respecto a

variaciones en la intensidad de esfuerzo ejercido. Esto se traduce en que las variaciones en el esfuerzo no se reflejarán en el mismo año sino en años posteriores. Dado este escenario, la elaboración de series anuales de datos captura-esfuerzo sin tomar en cuenta ese desfase implicará errores de estimación en los parámetros del modelo (Caddy, 1986).

Por los problemas antes mencionados, Caddy (1986, 1996) sugiere la posibilidad de usar modelos de excedente de producción del tipo "captura-mortalidad" (Csirke & Caddy, 1983; Caddy & Defeo, 1996), los cuales se basan en el uso de la captura C como variable dependiente y la tasa instantánea de mortalidad total Z como variable independiente. Este tipo de modelos ha sido poco explorado en la literatura, a pesar de que presentan las siguientes ventajas comparativas con respecto a los de captura-esfuerzo (Caddy & Defeo, 1996):

(1) Reconocen cambios imperceptibles de q que sesgan la estimación del esfuerzo, minimizando así los problemas de estimación en la variable independiente, y en consecuencia los hacen más robustos con respecto a violaciones del supuesto de equilibrio.

(2) El análisis de datos basados en frecuencias de longitudes permite en la actualidad una rápida e insesgada estimación de tasas de mortalidad a partir de curvas de captura longitud-convertidas, lo cual, unido a la fácil obtención de información sobre capturas, permite minimizar la incertidumbre asociada a los errores de medición y estimación de las variables que estructuran el modelo. Esto contrasta con la frecuente dificultad asociada con la estimación y estandarización del esfuerzo pesquero, variable independiente en los modelos de producción clásicos.

(3) Los valores medios anuales de tasas de mortalidad Z obtenidos de métodos basados en curvas de captura, u otros alternativos, representan el impacto de la pesca en el presente y pasado reciente en forma más cercana que las aproximaciones que emplean valores anuales de esfuerzo de pesca (Csirke & Caddy, 1983). El recíproco de la mortalidad promedio para las clases de edad plenamente reclutadas ($1/Z$) es en sí un estimador simple del número de clases de edad anuales que sobreviven de la explotación en años anteriores y que de una u otra forma constituyen la captura actual. Esto en

términos prácticos se traduce en un cierto grado de ajuste semiautomático de la mortalidad pasada en cada estimación individual anual de mortalidad (Caddy, 1986).

(4) Las bases de datos captura-mortalidad tienden a mostrar cierto grado de autocorrelación serial sin las fuertes oscilaciones desde la izquierda a la derecha de las curvas de rendimiento, características de muchos modelos de producción captura-esfuerzo, y por tanto con amplias desviaciones del equilibrio (Caddy & Defeo, 1996).

(5) Los modelos de producción captura-mortalidad proveen *PBR* alternativos a los derivados de modelos "captura-esfuerzo", tales como aquellos basados en el concepto de Máxima Producción Biológica (*MPB*). Este concepto fue originalmente propuesto por Caddy & Csirke (1983) y no ha recibido suficiente atención a pesar de su simplicidad. El razonamiento es el siguiente: se acepta que cuando no existe mortalidad por pesca, la captura es cero; sin embargo, una cantidad importante de biomasa es capturada por depredadores naturales. Al incorporar esta biomasa al modelo se obtiene un máximo a la izquierda del punto de *CMS*, el cual corresponde al punto de *MPB*. A partir de esta nueva curva es posible definir *PBRs* tales como las capturas a niveles de *MPB* (C_{MPB} y las tasas correspondientes de mortalidad total y por pesca (Z_{MPB} y F_{MPB} respectivamente). En primera instancia, estos *PBR* parecen ser más conservadores que sus análogos de rendimiento excedente (Caddy & Csirke, 1983) y por tanto resultan potencialmente útiles para formular estrategias de manejo aversas al riesgo (Caddy & Csirke, 1983; Caddy & Mahon, 1995; Caddy & Defeo, 1996).

Frecuentemente, los *PBR* derivados de los modelos de excedentes de producción no incluyen la varianza asociada a tal estimación (Caddy & Mahon, 1995), lo cual impide cuantificar los efectos que tiene la incertidumbre en los parámetros en el proceso de selección de la estrategia de explotación. Una de las aproximaciones más poderosas para el cálculo de intervalos de confianza en parámetros incluidos o derivados de modelos pesqueros es el bootstrap (Efron, 1982; Hilborn & Walters, 1992). Este tipo de estimación de variabilidad en los *PBR* obtenidos a partir de modelos "captura-mortalidad" ha sido empleado por Caddy & Defeo (1996),

quienes además utilizan los resultados derivados del remuestreo aleatorio en dos stocks de merluza, para proponer un análisis de riesgo simple tendiente a determinar esquemas precautorios de manejo. La obtención en algunos casos de amplios y asimétricos intervalos de confianza en los parámetros, así como la ocurrencia de valores negativos -sin sentido- en algunos *PBR*, hicieron sugerir como etapas futura de análisis la aplicación de dos modalidades de bootstrap (*i.e.*, remuestreo de datos originales o bien a base de remuestrear los residuos generados por el ajuste de los modelos, ver Hilborn & Walters, 1992) a efectos de evaluar su desempeño relativo (ver también Kizner, 1990).

Una vez estimados los intervalos de confianza de los diferentes *PBR* mediante distintos tipos de ajuste, es necesario emplear algún criterio objetivo para cuantificar el riesgo asociado a la selección de un determinado *PBR* con fines de manejo. Para ello es posible utilizar tablas de decisión (Hilborn *et al.*, 1993), mediante las cuales se evalúan, con probabilidades matemáticas estados alternativos de la naturaleza (hipótesis, *e.g.*, estimaciones de biomasa), conjuntamente con distintas posibles acciones de manejo (*e.g.* cuotas de captura). En ausencia de probabilidades matemáticas el proceso de toma de decisiones puede verse dificultado. Dado este contexto, la aplicación de herramientas desarrolladas en el ámbito del análisis costo-beneficio de proyectos públicos, puede resultar útil para evaluar diferentes estrategias de manejo. Schmid (1989) sugiere una alternativa en la cual no se asignan probabilidades a los posibles estados del sistema, sino la posibilidad de ocurrencia de las salidas puede ser jerarquizada en un sentido ordinal. Así, los administradores pueden seleccionar, considerando su propio grado de aversión al riesgo, diferentes alternativas de manejo en un contexto en donde el riesgo y la incertidumbre son explícitamente reconocidos.

En este trabajo ilustramos aspectos metodológicos relacionados con la estimación de riesgo e incertidumbre en modelos de producción "captura-mortalidad", siendo los objetivos: (1) estimar intervalos de confianza de diversos *PBR*, analizando en forma comparativa el desempeño de dos tipos de bootstrap en modelos de captura-mortalidad; y (2) aplicar aspectos de la Teoría de Decisión a fin de efectuar un análisis de riesgo que permita brindar elementos cuanti

y cualitativos de selección de diferentes acciones en un contexto de manejo precautorio. Los datos de capturas y mortalidad total empleados a tales fines provienen del reporte de Espino & Wosniza-Mendo (1984) referido a las hembras de merluza peruana *Merluccius gayi peruanus*.

MATERIALES Y METODOS

Teoría y aproximaciones al ajuste de los modelos

Los modelos captura-mortalidad se basan en el análisis conjunto de series de datos correspondientes a la captura comercial (variable dependiente) en función de la tasa instantánea de mortalidad total Z (variable independiente) (Csirke & Caddy, 1983). Los modelos utilizados para su análisis en este trabajo corresponden al logístico, en sus versiones de ajuste directo y linealizado (Csirke & Caddy, 1983), así como el modelo exponencial de Fox (1970) modificando por Caddy & Defeo (1996) a un modelo captura-mortalidad. Las ecuaciones básicas utilizadas en el presente trabajo fueron las siguientes (ver desarrollos *in extenso* en Csirke & Caddy, 1983; Caddy & Csirke, 1983 y Caddy & Defeo, 1996):

Modelo logístico

a) **Ajuste directo.** El clásico modelo logístico de crecimiento poblacional propuesto por Graham (1935) en condiciones de explotación pesquera (ver Ricker, 1975), fue expresado por Csirke & Caddy (1983) en términos del valor en equilibrio de la tasa de mortalidad anual Z . Así, en el largo plazo las capturas se relacionan con Z en base a las siguiente ecuación cuadrática:

$$C_i = aZ_i^2 + bZ_i + c_i \quad (1)$$

donde C_i es la captura correspondiente al año i y Z_i es la tasa instantánea de mortalidad total promedio en el año i .

Bajo los supuestos del modelo logístico, la ecuación (1) representa una parábola que intersepta la abscisa a la derecha del origen. Usando regresión múltiple, donde Z_i y Z_i^2 son las dos variables independientes, es posible estimar la curva que relaciona los valores anuales de captura con la mortalidad total. Dicho ajuste pro-

vee una estimación de la tasa instantánea de mortalidad natural M a través de la solución de esta ecuación para $Z = M$, siendo por tanto C_i y F iguales a cero (Csirke & Caddy, 1983).

Los parámetros del modelo logístico pueden obtenerse para los valores de Z correspondientes al nivel de captura máxima sostenible CMS , la cual es definida como (Csirke & Caddy, 1983):

$$Z_{CMS} = - \frac{b}{2a} \quad (2)$$

El nivel de mortalidad por pesca $CMS (F_{CMS})$, está dado por la substracción de M a Z_{CMS} , mientras que los otros parámetros del modelo logístico se determinan a través de las siguientes ecuaciones:

$$r = 2F_{CMS} \quad (3)$$

$$CMS = c - \frac{b^2}{4a} \quad (4)$$

$$B_{\infty} = \frac{4CMS}{r} \quad (5)$$

donde r es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional y B_{∞} la biomasa virgen.

b) **Aproximación lineal.** Csirke & Caddy (1983) han sugerido una aproximación alternativa para el ajuste del modelo logístico, basada en el índice de abundancia (U_i , en número) según la siguiente expresión:

$$U_i = \frac{C_i}{(Z_i - M)} \quad (6)$$

el cual es analizado en relación a $(Z_i - M)$, de tal manera que:

$$\frac{C_i}{Z_i - M} = a - b(Z_i - M) \quad (7)$$

En este caso el procedimiento de estimación de M es iterativo, empleándose diferentes valores de M y seleccionándose aquél valor que provea el valor más alto de bondad de ajuste (e.g., coeficiente de determinación R^2) en la ecuación 7 (ver detalles en Caddy & Defeo, 1996). Una vez obtenido el mejor valor de M , los restantes PBR (e.g., CMS , F_{CMS} , Z_{CMS} , C_{MPBR} , Z_{MPBR})

F_{MPB}) de esta versión linealizada del modelo logístico son obtenidos según Caddy & Csirke (1983). La captura en la máxima producción biológica C_{MPB} fue estimada como (Caddy & Csirke, 1983):

$$C_{MPB} = CMS [1 - (M/r)^2] \quad (8)$$

La tasa de mortalidad por pesca F_{MPB} en la cual se maximiza la producción biológica (capturas más predación) bajo condiciones del modelo logístico, es expresada como:

$$F_{MPB} = 0,5 (r - M) \quad (9)$$

y la correspondiente mortalidad total Z_{MPB} como:

$$Z_{MPB} = 0,5 (r + M) \quad (10)$$

o bien, en términos de F_{CMS} (Caddy & Defeo, 1996):

$$F_{MPB} = 0,5 M + F_{CMS} \quad (11)$$

Modelo exponencial

La versión exponencial del modelo logístico para datos de captura y esfuerzo (Fox, 1970) puede ser expresada como:

$$C_i = f_i U_{-} e^{-b f_i} \quad (12)$$

donde la captura anual (C_i) y el esfuerzo (f_i) están relacionados en una forma exponencial, y U_{-} es el índice de abundancia correspondiente al stock virgen. Caddy & Defeo (1996) transformaron el esfuerzo en tasas de mortalidad analíticas, llegando a la siguiente expresión:

$$\frac{C_i}{Z_i - M} = B_{-} e^{-b'(z_i - M)} \quad (13)$$

donde B_{-} y b' pueden ser estimados por técnicas de regresión no lineal, usando procedimientos de minimización de errores (e.g., quasi-Newton, Marquardt) para la estimación de parámetros. En este trabajo se empleó la versión linealizada del modelo, la cual es fácilmente obtenida al tomar los logaritmos naturales de ambos miembros de la igualdad a ajustar una regresión lineal de la forma $Y_i = a - b X_i$

$$\ln \left(\frac{C_i}{Z_i - M} \right) = [\ln B_{-} + b'M] - b' Z_i \quad (14)$$

usando a $\ln (C_i / Z_i - M)$ y Z_i como variables dependiente e independiente, respectivamente. Como en el caso de la aproximación logística alternativa, el modelo es ajustado para diferentes valores de M , seleccionando aquel que maximice cierto criterio de bondad de ajuste; una vez obtenido el mejor valor de M , los parámetros de manejo restantes pueden ser calculados de acuerdo con Caddy & Defeo (1996).

Para este modelo los PBR de la curva de producción biológica (PB) fueron calculados ajustando esta curva y calculando Z_{MPB} como:

$$Z_{MPB} = -1/b'' \quad (15)$$

donde b'' es la pendiente de la curva de $PB \cdot F_{MPB}$ se calculó como:

$$F_{MPB} = Z_{MPB} - M \quad (16)$$

y C_{MPB} :

$$C_{MPB} = F_{MPB} B_{-} \exp (b' F_{MPB}) \quad (17)$$

Aplicación práctica de los modelos

Los datos de capturas y mortalidad total contenidos en este trabajo provienen del reporte de Espino & Wosnitza-Mendo (1984) referido a las hembras de merluza peruana *Merluccius gayi peruanus*. Debido a que básicamente lo que nos interesa es mostrar un mecanismo de manipulación e interpretación de la información, hemos analogado esta información parcial de la población de *Merluccius gayi peruanus* con una población hipotética donde se mezclan hembras y machos. Es preciso mencionar que las estimaciones de Z proporcionadas por Espino & Wosnitza-Mendo (1984) fueron obtenidas de un análisis de cohortes de Pope (1972), contándose con datos de capturas anuales en peso correspondientes al período 1971-1982.

Estimación de variabilidad

Para estimar la variabilidad de los PBR se utilizó el bootstrap (Efron, 1982). Tal como lo sugie-

ren Kizner (1990) y Caddy & Defeo (1996), existen dos alternativas para realizar el "bootstrapping": (1) sobre los datos originales, y (2) en base al remuestreo de los errores del modelo. Ambas aproximaciones fueron realizadas en este trabajo. Los datos originales fueron remuestreados siguiendo el mismo procedimiento empleado por Caddy & Defeo (1996). En el caso del bootstrap a los errores, el primer paso consistió en ajustar los datos de acuerdo a cada uno de los tres modelos y se determinó el valor de los residuos asociados al ajuste. En cada ciclo del remuestreo ($n=300$), los errores fueron reordenados aleatoriamente y sumados a los valores calculados por el modelo. Sobre esos valores se realizó un nuevo ajuste, luego de lo cual se calcularon los respectivos valores de los *PBR*. Para todos los parámetros poblacionales y de manejo se determinó la mediana y los percentiles 10 y 90, a efectos de englobar el 80% de la distribución de los valores obtenidos por bootstrap; éste fue considerado como el intervalo de confianza (ver además Caddy & Defeo, 1996).

Tal como hacen notar Caddy & Defeo (1996) el proceso de remuestreo produce aleatoriamente valores negativos de M , F_{CMS} , Z_{CMS} y/o CMS . Este resultado no es razonable, por lo que de los 300 grupos de *PBR* estos datos fueron eliminados. A partir de este criterio de selección se determinó el porcentaje de datos no negativos ("razonables") a fin de establecer en qué modelo (logístico ó exponencial), con qué tipo de ajuste (linealizado o directo) y con qué criterio de remuestreo (sobre los datos originales o sobre los errores) se producen los resultados más "satisfactorios". Las comillas se deben a que si bien existe un criterio "objetivo" para eliminar resultados negativos, no existe un criterio "objetivo" para eliminar valores positivos excesivamente altos o bajos de los parámetros.

Análisis de decisión

Para el análisis de decisión se procedió a determinar la captura a nivel de la *MPB* que resultaría si cada uno de los parámetros calculados fuera el correcto. Por ejemplo, si el valor calculado de F_{MPB} es b , entonces a dicho valor se le asocia un MPB_r que resultaría si el valor estimado de F_{MPB} fuese el correcto. Así se procedió para

todos *PBR*. Una vez obtenidos todos los valores de *MPB* para los respectivos *PBR*, se construyó una tabla de decisión en donde las columnas representaron los modelos y las filas a las aproximaciones metodológicas.

Tabla 1. Criterio de decisión Maximin. Consiste en seleccionar el máximo de los valores mínimos. En este caso de decisión a ser seleccionada corresponde a D2 (tomado de Schmid, 1989).

Maximin decision criterion. This method considers the maximum of minimum values (Schmid, 1989).

| Decisión | S1 | S2 | Mínimo |
|----------|-----|-----|--------|
| D1 | 100 | -20 | -20 |
| D2 | 90 | 30 | 30 |

En el caso de nuestra pesquería hipotética, los valores contenidos en dicha tabla de decisión corresponden a valores de *MPB* determinados en función de la mediana de cada *PBR*. La información así ordenada es posible procesarla mediante el proceso sugerido por Schmid (1989), aplicado en el análisis de costo-beneficio de proyectos. El método supone que en eventos inciertos (de distribución probabilística desconocida), hay más de un resultado posible. Ante la pregunta de cómo fijar una regla de decisión en estas condiciones, Schmid propone un procedimiento simple de aplicación basado en 3 criterios de aversión al riesgo: (1) El *Maximin*, cuya regla de decisión consiste en seleccionar la alternativa que produce el máximo de los mínimos resultados esperados (Tabla 1). (2) El *Minimax*, también averso al riesgo pero menos cauto que el anterior, se basa en minimizar las pérdidas máximas esperadas. En este caso la

Tabla 2. Criterio de decisión Minimax. Consiste en seleccionar aquel valor que minimiza el máximo lamento. En este caso la decisión a ser seleccionada corresponde a D2 (tomado de Schmid, 1989).

Minimax decision criterion. This method selects the value with minimum associated pain (Schmid, 1989).

| Decisión | S1 | S2 | Máximo lamento |
|----------|-----------|-------------|----------------|
| D1 | 100-100=0 | 30-(-20)=50 | 50 |
| D2 | 100-90=10 | 30-30=0 | 10 |

pérdida máxima es definida como la diferencia entre el beneficio real y el que pudo ser si se hubiera tomado la decisión correcta. Para ello se construye una matriz denominada "matriz de lamentos" o "matriz de pérdida de oportunidad" (Tabla 2) y la regla de decisión empleada es aquella que minimiza el máximo lamento. (3) Finalmente, el criterio *Maximax* es el más optimista de los tres, y su correspondiente regla de decisión consiste en maximizar el máximo valor esperado.

RESULTADOS

Estimación de variabilidad

La Figura 1 muestra la relación entre valores anuales de captura y de Z para las hembras de merluza peruana, ajustada mediante los modelos logístico (ecuaciones 1 y 7) y exponencial (ecuación 14) sin utilizar bootstrap. Los valores de M , en el caso de la ecuación 1 estimada directamente y en los dos restantes por medio de la maximización de R^2 en la ecuación 7, fueron similares ($\approx 0,40 \cdot \text{año}^{-1}$).

El "bootstrap" sobre los residuos generó siempre una mayor cantidad de datos positivos en todos los modelos en comparación con su aplicación a los datos originales (Tabla 3). El modelo más consistente, en términos de datos no negativos producto del remuestreo, fue el exponencial, con un 99% y 95,3% de datos efec-

tivos para el bootstrap a los residuos y a los datos originales, respectivamente. Resultados más conservadores (i.e., más valores negativos) fueron obtenidos con la versión linealizada y con el ajuste directo del modelo de Csirke & Caddy (1983), en ese mismo orden (Tabla 3).

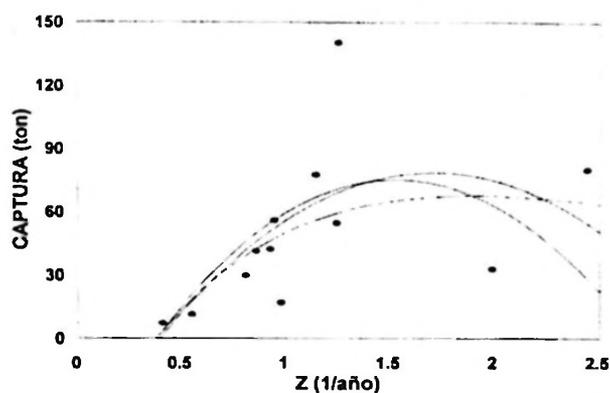


Figura 1. Curvas captura-mortalidad para las hembras de merluza *Merluccius gayi peruanus*. (a) Csirke & Caddy, ajuste directo (ecuación 1: línea sólida gruesa); (b) Csirke & Caddy, linealizado (ecuación 7: línea sólida delgada); (c) exponencial (ecuación 14: línea punteada).

Mortality catch graphs for the female of *Merluccius gayi peruanus*. (a) Direct fit model of Csirke & Caddy, solid line. (b) Lineal fit of Csirke & Caddy, thin line. (c) Exponential model, broken line.

Tabla 3. Intervalos de confianza al 80% para los parámetros poblacionales y de manejo. El porcentaje (%) de datos positivos es sobre un total de 300, como resultado del "bootstrapping". CMS y B_{∞} están dados en miles de toneladas, mientras que los parámetros de crecimiento y mortalidad están dados en una base anual.

Eighty per cent confidence intervals for populations and management parameters. The percentage (80%) for a total of 300 for bootstrapping method. CMS and B_{∞} in thousands ton, and the growth and mortality parameters in annual rate.

| Modelo | Ajuste | Procedimiento Bootstrap | Datos positivos | % | M | Zcms | Fmcs | r | CMS | B_{∞} |
|-----------------------|-------------|-------------------------|-----------------|------|-----------|-----------|-----------|-----------|--------|--------------|
| Csirke & Caddy (1983) | Directo | Originales | 256 | 85,3 | 0,28-0,57 | 1,38-2,12 | 0,89-1,83 | 1,78-3,66 | 62-110 | 77-199 |
| | | Residuos | 274 | 91,3 | 0,26-0,59 | 1,58-2,23 | 1,10-1,85 | 2,20-3,69 | 62-105 | 89-166 |
| | Linealizado | Originales | 280 | 93,3 | | 1,20-2,41 | 0,82-2,03 | 1,64-4,06 | 57-102 | 87-176 |
| | | Residuos | 298 | 99,3 | | 1,24-2,60 | 0,86-2,22 | 1,71-4,45 | 56-125 | 100-163 |
| Exponencial | Linealizado | Originales | 286 | 95,3 | | 1,21-3,29 | 0,83-2,91 | | 48-102 | 89-172 |
| | | Residuos | 297 | 99,0 | | 1,32-3,61 | 0,94-3,24 | | 48-114 | 87-170 |

Mortalidad Natural

Las diferencias entre ambos criterios de bootstrap se observaron en la cola derecha de la distribución, mientras que en la cola izquierda y región central los resultados fueron similares (Fig. 2). La distribución observada genera que, al expresar los resultados en el intervalo de confianza dado por los percentiles 10 y 90 (Tabla 3), el intervalo sea ligeramente más amplio en el caso del remuestreo de los residuos, aunque la mediana resultó similar ($M = 0,42 \cdot \text{año}^{-1}$).

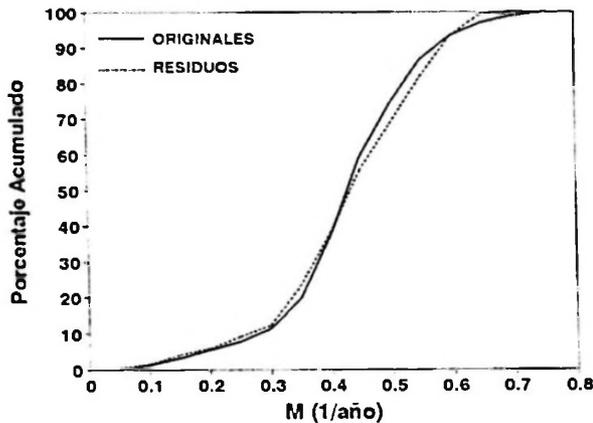


Figura 2. Distribución de los valores de M originada del bootstrap aplicado a los residuos y a los datos originales, según ajuste directo del modelo de Csirke & Caddy (1983).

M values distribution originated by bootstrap upon residuals and original data.

Mortalidad por Pesca, Mortalidad Total y Tasa de Crecimiento Poblacional

Las distribuciones de los parámetros Z_{CMS} , F_{CMS} y r presentaron la cola derecha más larga cuando el bootstrap fue aplicado a los residuos de los modelos y, en consecuencia, los intervalos de confianza estuvieron desplazados hacia la derecha (Fig. 3; Tabla 3); también aquí las medianas no mostraron diferencias importantes. En el caso específico de Z_{CMS} , el modelo que mostró resultados más conservadores fue el de Csirke & Caddy (1983) en su versión linealizada ($Z_{CMS} < 1,54 \cdot \text{año}^{-1}$), mientras que el que registró mayores valores fue el exponencial ($> 1,79 \cdot \text{año}^{-1}$).

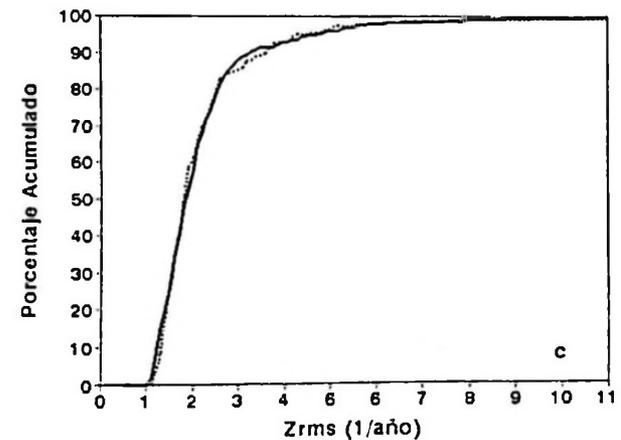
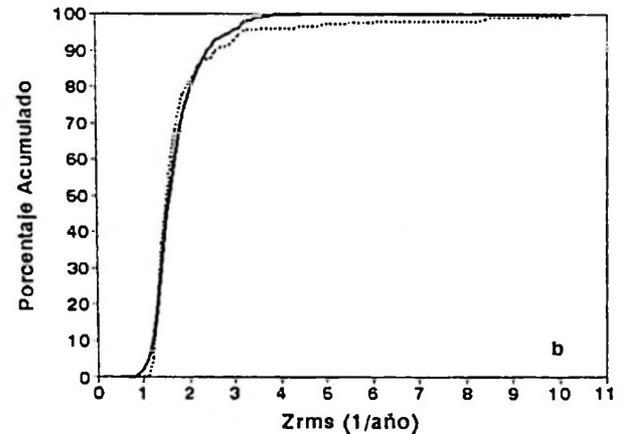
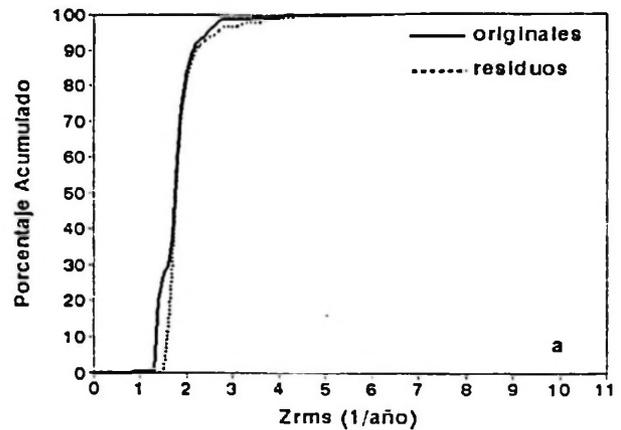


Figura 3. Distribución de los valores de Z_{CMS} para los distintos modelos y tipos de ajuste. (a) Csirke & Caddy, ajuste directo; (b) Csirke & Caddy linealizado y (c) exponencial.

Z_{CMS} distribution for (a) Direct fit model of Csirke & Caddy. (b) Linear fit of Csirke & Caddy. (c) Exponential model.

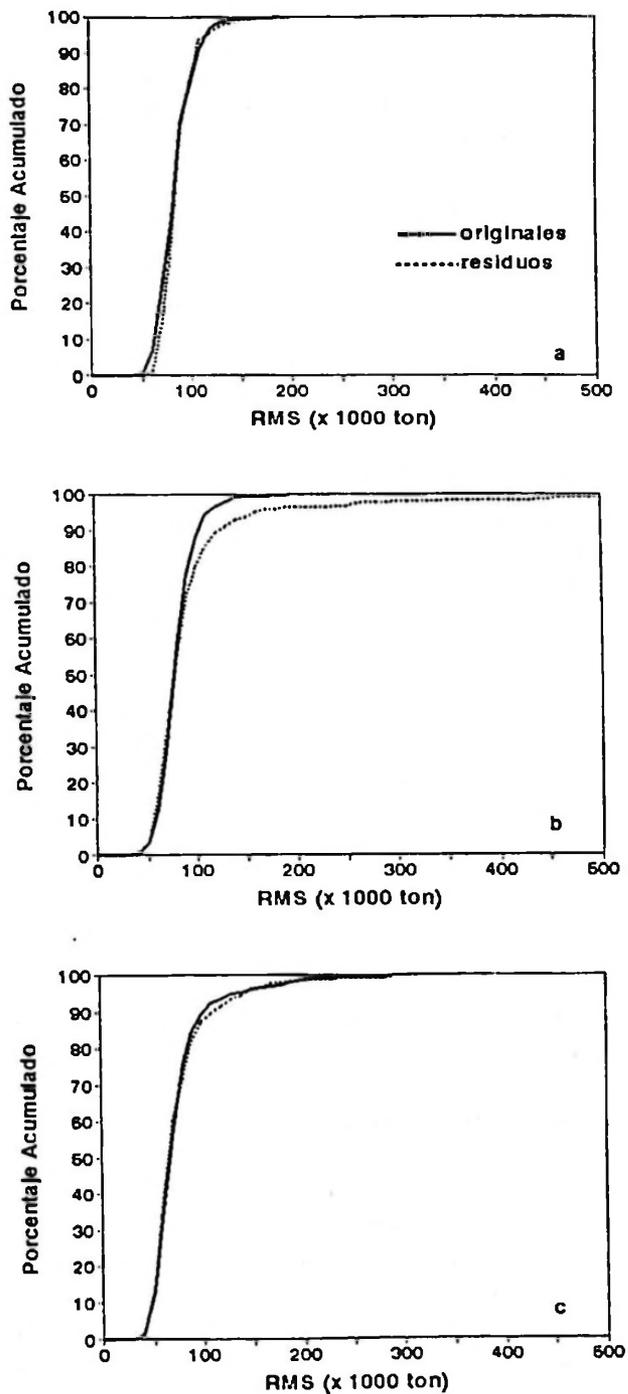


Figura 4. Distribución de los valores de CMS para los distintos modelos y tipos de ajuste. (a) Csirke & Caddy, ajuste directo; (b) Csirke & Caddy linealizado y (c) exponencial.

CMS distribution for (a) Direct fit model of Csirke & Caddy. (b) Linear fit of Csirke & Caddy. (c) Exponential model.

Captura máxima sostenible

Para el modelo exponencial propuesto por Caddy & Defeo (1996), las diferencias entre ambas aplicaciones de bootstrap fueron mínimas (Fig. 4). En el caso del ajuste directo del modelo de Csirke & Caddy (1983), las diferencias se registraron en la cola izquierda de la distribución, mientras que en el ajuste lineal las diferencias ocurrieron en la cola derecha. Los valores de la mediana de CMS para los tres modelos se ordenaron de la siguiente manera: $CMS_{\text{exponencial}} < CMS_{\text{Csirke \& Caddy lineal}} < CMS_{\text{Csirke \& Caddy directo}}$

Biomasa Virgen

Los resultados del bootstrap en sus dos versiones fueron similares en el modelo exponencial (Fig. 5), lo cual contrastó con lo observado para los ajustes de Csirke & Caddy (1983), para el cual el remuestreo sobre los ajustes al modelo tuvo consistentemente una cola más larga ha-

Tabla 4. Resultados del análisis de decisión para Z_{MPB} (1/año). La tabla superior contiene los resultados para el criterio Maximin y Maximax. La tabla inferior corresponde a la matriz de "máximo lamento" o de "pérdida de oportunidad" para el criterio Minimax. CCD= modelo de Csirke & Caddy en su versión de ajuste directo. CCL= modelo de Csirke & Caddy en su versión de ajuste linealizado. EXP= modelo exponencial.

Decision analysis results for Z_{MPB} (1 / year). The table above show the results for Maximin and Maximax. The bottom table show the matrix of "maximum pain" or "lost opportunity" for Maximax criterion. CCD = Direct adjust model of Csirke & Caddy. CCL = Lineal adjust of Csirke & Caddy. EXP = Exponential model.

| Bootstrap/modelo | CCD | CCL | EXP | Mín. | Máx. |
|------------------|------|------|------|------|------|
| Originales | 1,75 | 1,54 | 1,47 | 1,47 | 1,75 |
| Residuos | 1,78 | 1,51 | 1,40 | 1,40 | 1,78 |

| | Máximo CCD | 1,54 CCL | 1,47 EXP | Máx. Lam. |
|------------|---------------|-------------|-------------|-----------|
| Originales | ,03 | 0 | 0 | ,03 |
| Residuos | 0 | ,03 | ,07 | ,07 |

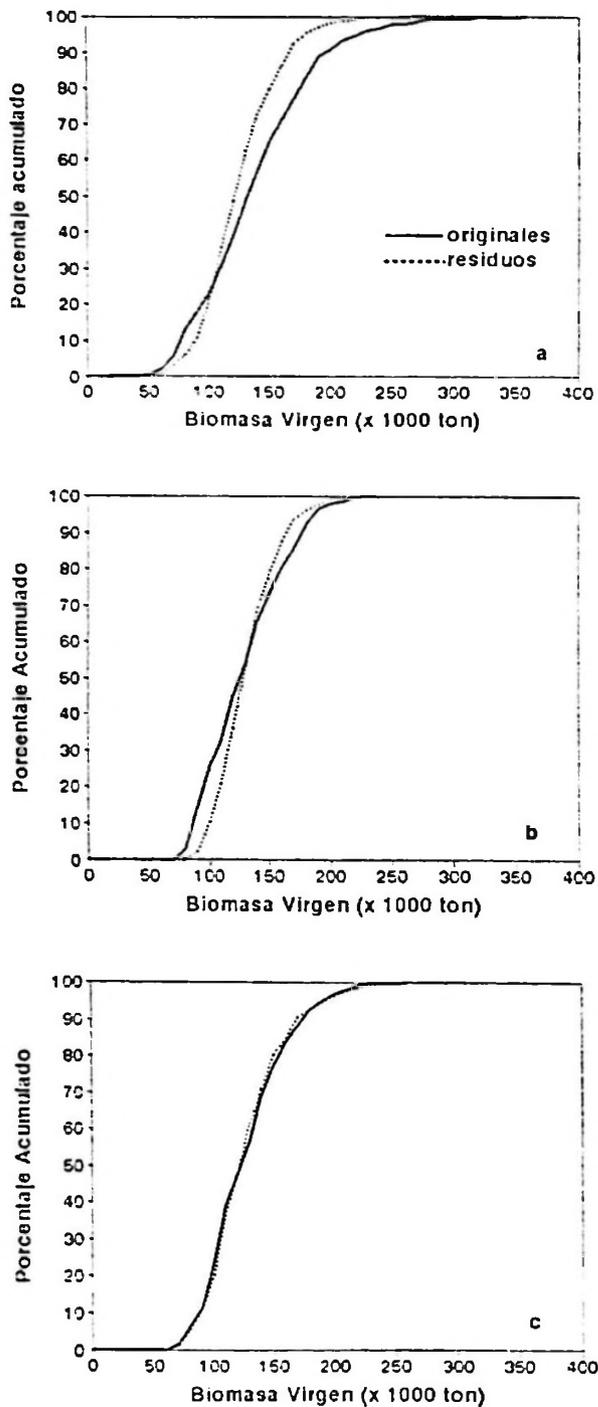


Figura 5. Distribución de los valores de biomasa virgen B_v para los distintos modelos y tipos de ajuste. (a) Csirke & Caddy, ajuste directo; (b) Csirke & Caddy linealizado; y (c) exponencial.

Virgin biomass distribution B_v (a) Direct fit model of Csirke & Caddy. (b) Linear fit of Csirke & Caddy. (c) Exponential model.

Tabla 5. Resultados del análisis de decisión para MPB (miles de toneladas). La tabla superior contiene los resultados para el criterio *Maximin* y *Maximax*. La tabla inferior corresponde a la matriz de "máximo lamento" o de "pérdida de oportunidad" para el criterio *Minimax*. CCD= modelo de Csirke & Caddy en su versión de ajuste directo. CCL= modelo de Csirke & Caddy en su versión de ajuste linealizado. EXP = modelo exponencial.

Decision analysis results for MPB (thousands ton). The table above show the results for Maximin and Maximax. The bottom table show the matrix of "maximum pain" or "lost opportunity" for Maximax criterion. CCD = Direct fit model of Csirke & Caddy. CCL = Lineal fit of Csirke & Caddy. EXP = Exponential model.

| Bootstrap/modelo | CCD | CCL | EXP | Mín. | Máx. |
|------------------|-----|-----|-----|------|------|
| Originales | 81 | 74 | 65 | 65 | 81 |
| Residuos | 80 | 76 | 63 | 63 | 80 |

| | Máximo CCD | 76 CCL | 65 EXP | Máximo Lamento |
|------------|---------------|-----------|-----------|-------------------|
| Originales | 0 | 2 | 0 | 2 |
| Residuos | 1 | 0 | 2 | 2 |

cia la derecha de la distribución. A nivel de la mediana, el remuestreo sobre los errores fue más conservador.

Análisis de decisión

De los distintos PBR que pueden ser analizados, presentamos a modo de ejemplo los resultados de Z_{MPB} y MPB (Tablas 4 y 5, respectivamente). Al aplicar el Maximin como criterio de decisión, y teniendo a Z_{MPB} como PBR (Tabla 4), se obtiene un valor de $Z_{MPB} = 1,47 \text{ año}^{-1}$ del remuestreo de los datos originales en el modelo exponencial, el cual correspondería a una CMS de aproximadamente 60 mil $\text{ton} \cdot \text{año}^{-1}$ según la función de densidad probabilística de CMS con respecto a Z . La aplicación del criterio Minimax resultó en un valor de $1,75 \text{ año}^{-1}$ ($\text{CMS} \approx 61 \text{ mil ton año}^{-1}$), obteniendo a partir del modelo de Csirke & Caddy en su versión de ajuste directo y remuestreando los datos originales. En el caso de Maximax, el criterio de decisión consistiría en seleccionar un valor de Z_{MPB} igual a $1,78 \text{ año}^{-1}$ ($\text{CMS} \approx 86 \text{ mil ton año}^{-1}$) derivado del mismo

modelo y ajuste mencionados anteriormente, pero como resultado del remuestreo de los residuos.

Al usar la *MPB* como PBR (Tabla 5), la decisión de acuerdo al criterio Maximin entregó un valor de 65 mil ton \bullet año⁻¹, el cual correspondería a un $Z_{MPB} \approx 1.60$ año⁻¹, usando el modelo exponencial con remuestreo a los datos originales. En tanto, el uso del Maximax como criterio de decisión proporcionó una *MPB* de 81 mil ton \bullet año⁻¹ ($Z_{MPB} \approx 3.15$ año⁻¹), correspondiente al ajuste directo del modelo de Csirke & Caddy.

DISCUSION

Los resultados de la estimación de los parámetros biológico-pesqueros y de manejo corresponden a un típico caso de incertidumbre asociada al modelo (*sensu* Hilborn & Peterman, 1995). Esto es, al usar exactamente los mismos datos de entrada en distintos modelos de evaluación los resultados no son coincidentes. En consecuencia, se requiere definir el criterio de selección de un valor de referencia para Z , para la captura, u otro PBR.

El análisis presentado en este trabajo aplica aspectos relevantes de la teoría de decisiones en ausencia de probabilidades matemáticas para estados alternativos de la naturaleza, representados por los distintos modelos de evaluación. Aunque su uso es frecuente en análisis de costo-beneficio de proyectos públicos y privados (Schmid, 1989), en pesquerías no hay evidencia de su utilización en la toma de decisiones de manejo. Una de sus principales bondades es que no hay una solución explícita al nivel de capturar o Z a utilizar, sino que ésta es una decisión entregada al administrador, quien en base a su particular grado de aversión al riesgo y a su experiencia de la pesquería, determina la estrategia a seguir. Este procedimiento se ajusta a lo adelantado por Hilborn *et al.* (1993) en el sentido que no es función del evaluador excluir alguna estrategia de explotación en particular, sino proporcionar la mayor cantidad, y calidad, de herramientas de evaluación al administrador (ver también Serchuk & Grainger, 1992).

Un segundo aspecto es el ámbito en el cual se utilizan modelos que asumen condiciones de equilibrio. En este sentido, el concepto de *CMS* no constituye un buen objetivo de manejo de

largo plazo (Larkin, 1977), y los modelos dinámicos de biomasa parecen más adecuados para modelar la pesquería en tiempo real (Hilborn & Walters, 1992). Sin embargo, tal como lo hace notar Caddy (1996), los modelos de producción son útiles en el contexto de desarrollar "curvas de control" a fin de determinar puntos de referencia con fines de manejo precautorio. En este sentido, el nivel de *CMS* y *MPB*, y sus correspondientes Z_{CMS} y Z_{MPB} , constituyen puntos de referencia límites, es decir, un estado de la pesquería (o del recurso) no recomendable, el cual, de ser alcanzado, implica una inmediata puesta en práctica de mecanismos correctivos, definidos con anterioridad entre los involucrados en la pesquería (FAO, 1993; García, 1994; Caddy & Mahon, 1995). Como una aproximación precautoria se hace necesario definir algunos puntos de referencia objetivo (i.e. $F_{0.1}$, $F_{2/3}$), esto es, un estado deseable de la pesquería o del recurso. Estos puntos, más conservadores aunque arbitrarios, pueden ser estimados una vez definido el punto de referencia límite. Es en este sentido en donde los modelos basados en conceptos de equilibrio podrían ser adecuados para el manejo pesquero.

Aunque en este trabajo la aplicación de los modelos y de la técnica de remuestreo es hecha en términos de una pesquería parcialmente representada por los datos (i.e., sólo hembras de merluza), emergen algunas tendencias importantes:

(1) En el caso particular analizado, los modelos podrían ser ordenados desde el más conservador en la forma: Csirke & Caddy ^{Ajuste directo} > Csirke & Caddy ^{Ajuste lineal} > exponencial. Este patrón fue consistente tanto para *MPB* como para Z_{MPB} , por lo cual el modelo exponencial sería en este caso el recomendado en un contexto de manejo precautorio.

(2) Los dos tipos de remuestreo mostraron diferencias importantes en las colas de la distribución, no así en la región central, donde se observó una tendencia más conservadora del remuestreo sobre los residuos de los modelos.

(3) Los resultados del análisis de decisión mostraron que el criterio Maximax no conduce a estimaciones deseables en un contexto de manejo pesquero precautorio, y por lo tanto su uso no es recomendable. Maximin puede ser criterio de decisión adecuado para un administrador extremadamente averso al riesgo, mien-

tras que Minimax puede satisfacer a un administrador menos cauto.

(4) El uso de *PBR* basados en el concepto de *MPB* y analizados en el contexto de Teoría de Decisión, puede resultar en la definición de un marco de administración menos riesgoso que los *PBR* tradicionales (e.g. *MCS*). No obstante, su implementación representa un desafío institucional (Schmid, 1978), debido a que requiere del consenso entre los sectores involucrados en la pesquería a efectos de determinar los *PBR* objetivos y *PBR* umbrales (Caddy, 1994; Shotton, 1994, 1995; Garcia, 1994). Esto permitiría hacer operativas las medidas de regulación que impidan alcanzar *PBR* límites que pongan en peligro tanto a la pesquería como al recurso.

Las tendencias antes mencionadas, en especial las relacionadas con los puntos (1) y (2), deberán ser corroboradas bajo otras series de datos a efectos de brindarles carácter general.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se originó luego de leer varios trabajos del Dr. John Caddy, a quien le agradecemos su estímulo para presentarlo. Agradecemos valiosos comentarios de dos árbitros anónimos. E.P. manifiesta su reconocimiento a la Secretaría de Educación Pública de México por el financiamiento de sus estudios de postgrado, y agradece al Departamento de Recursos del Mar del CINVESTAV, Unidad Mérida, por las facilidades otorgadas durante su permanencia en México.

LITERATURA CITADA

- BEVERTON, R.J.H. & S.J. HOLT. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fisheries Investigation, Series II*, 19: 1-533.
- CADDY, J.F. 1979. Some considerations underlying definitions of catchability and fishing effort in shellfish fisheries, and their relevance for stock assessment purposes. *Fishery Marine Service (Canada), MS Report N° 1489*, 19 pp.
- CADDY, J.F. 1986. Stock assessment in data-limited situations - the experience in tropical fisheries and its possible relevance to evaluation of invertebrate resources. En: *North Pacific Workshop on stock assessment and management of invertebrates*, Jamieson, G.S. & N. Bourne (eds.), *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 92: 379-392.
- CADDY, J.F. 1994. Checks and balances in the management of marine fish stocks: organizational requirements for a limit reference point approach. *ICES CM 1994/T.1*, 18 pp.
- CADDY, J.F. 1996. Regime shifts and paradigm changes: is there a place for equilibrium thinking? *Fisheries Research*, 25: 219-230.
- CADDY, J.F. & J. CSIRKE. 1983. Approximations to sustainable yield for exploited and unexploited stocks. *Océanographie Tropicale*, 18: 3-15.
- CADDY, J.F. & O. DEFEO. 1996. Fitting the exponential and logistic surplus yield models with mortality data: some explorations and new perspectives. *Fisheries Research*, 25: 39-62.
- CADDY, J.F. & R. MAHON. 1995. Reference points for fishery management. *FAO Fisheries Technical Paper N° 347*. 83 pp.
- CSIRKE, J. & J.F. CADDY. 1983. Production modelling using mortality estimates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40: 43-51.
- EFRON, B. 1982. The jackknife, the bootstrap and other resampling plans. *Society for Industrial and Applied Mathematics Philadelphia, Pennsylvania, USA.* 92 pp.
- ESPINO, M. & C. WOSNITZA-MENDO. 1984. El uso del modelo Csirke-Caddy para la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*). *Boletín IMARPE*, 8: 191-205.
- FAO. 1993. Reference points for fishery management: their potential application to straddling and highly migratory resources. *FAO Fisheries Circular N° 864*. 52 pp.
- FOX, W.W. 1970. An exponential surplus yield model for optimizing exploited fish populations. *Transactions of the American Fisheries Society*, 99: 80-88.
- GARCIA, S.M. 1994. The precautionary approach to fisheries with reference to straddling fish stocks and highly migratory fish stocks. *FAO Fisheries Circular N° 871*. 23 pp.
- GRAHAM, M. 1935. Modern theory of exploiting a fishery and application to the North Sea trawling. *Journal du Conseil international pour l'Exploration de la Mer*, 10: 264-174.
- HILBORN, R. & C. WALTERS. 1992. *Quantitative fisheries stock assessment*. Chapman & Hall, New York. 570 pp.
- HILBORN, R., E.K. PIKITCH & R.C. FRANCIS. 1993. Current trends in including risk and uncertainty in stock assessment and harvest decisions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 874-880.
- HILBORN, R. & R. PETERMAN. 1995. The development of scientific advice with incomplete information in the context of the precautionary approach. *Technical Consultation on the precautionary approach to capture fisheries*. Lysekil, Sweden 6-13 June 1995, 29 pp.
- KIZNER, Z.I. 1990. Bootstrap estimation of the confidence intervals of stock and TAC assessments with the use of dynamic surplus production models. *NAFO SCR Doc. 90/108*, 6 pp.
- LARKIN, P.A. 1977. An epitaph for the concept of maximum sustained yield. *Transactions of the American Fisheries Society*, 106: 1-11.
- MACE, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 110-122.
- POPE, J.G., 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Research Bulletin ICNAF*, 9: 65-74.
- RICKER, W.E. 1975. Computation and interpretation of

- biological statistics of fish populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 191: 382 pp.
- SCHAEFER, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. Bulletin of the Inter-American Tropical Tunna Commission, 1: 27-56.
- SCHMID, A. A. 1978. Property, power, and public choice. An inquiry into law and economics. Praeger, New York. 316 pp.
- SCHMID, A.A. 1989. Benefit-cost analysis. A political economy approach. Westview Press, Boulder. 354 pp.
- SERCHUK, F.M. & R.J.R. GRAINGER. 1992. Development of the basis and form of ICES fisheries management advice: historical background (1976-1990) and the new form of ACFM advice (1991-??). C.M. 1992/ Assess: 20. 8 pp.
- SHOTTON, R. 1994. Attitudes to risk relative to decisions on levels of fish harvest. ICES C.M. 1994/T:54. 8 pp.
- SHOTTON, R. 1995. (How) can precaution be operationalized? Technical Consultation on the precautionary approach to capture fisheries. Lysekil, Sweden 6-13 June 1995, 4 pp.

