



**AGRICULTURA**  
SECRETARÍA DE AGRICULTURA Y DESARROLLO RURAL



**INAPESCA**  
INSTITUTO NACIONAL DE PESCA  
Y ACUACULTURA

**INSTITUTO NACIONAL DE PESCA Y ACUACULTURA**  
**DIRECCIÓN DE INVESTIGACIÓN PESQUERA EN EL PACIFICO NORTE**

**ANEXO D**  
**MÉTODOS DE EVALUACION DE POBLACIONES**

**PLAN DE MANEJO PESQUERO PARA LA PESQUERÍA DE PELÁGICOS MENORES  
(SARDINAS, ANCHOVETAS, MACARELA Y AFINES) DEL NOROESTE DE MEXICO**

Guaymas, Sonora, agosto 2021

**3. Métodos de evaluación de poblaciones**

Para los análisis técnico-científicos se han aplicado modelos diseñados para utilizar datos de las pesquerías con el propósito de simular la dinámica de la población de sardina monterrey (así como del resto de las especies de pelágicos menores), estimar su rendimiento, disponer de los fundamentos confiables para la predicción y establecer las propuestas de manejo para las diferentes especies y regiones.

La evaluación de biomasa de sardina monterrey y crinuda en el noroeste de México, incluido el Golfo de California, se ha realizado con varios modelos estructurados por edad, con proyección hacia adelante (o hacia atrás), para la evaluación y el manejo de la población de sardinias (CANSAR: Catch at Age ANalysis for SARdine; CAGEAN: Catch-AGE ANalysis; ACE: Análisis estadístico de Captura a la Edad; ASAP: Age-Structured Assessment Program). Estos modelos utilizan diversos índices de abundancia independientes de la pesquería: Abundancia acústica, producción de huevos, abundancia relativa (CPUA), área de desove, biomasa desovante, captura semestral, entre otros. Las predicciones se ajustan por iteración usando criterios de mínimos cuadrados o máxima verosimilitud para estimar los parámetros de la pesquería. La población puede ser modelada, usando un ciclo anual (o dos semestres por año) e incorporando una función de reproductores-reclutas (Ricker o de Beverton y Holt). La función parentela progenie puede o no incluir una covariable ambiental para ajustar el reclutamiento de acuerdo con la variabilidad en el clima oceánico predominante. El valor de la mortalidad natural ( $M$ ) por año, que se utiliza, es constante para todas las edades e invariable en el tiempo.

### Costa occidental de la península de Baja California

#### 3.1 Sardina monterrey

En la evaluación más reciente realizada para la sardina monterrey (Enciso-Enciso et al. 2022), que es capturada por la flota de Ensenada, BC, se utilizó el modelo conocido como ACE (Análisis estadístico de Captura a la Edad). En el análisis se incluyó la información biológica y la pesquera de los desembarcos de sardina realizados en Ensenada y Bahía Magdalena entre 1989 y 2021. En esta evaluación se utilizan índices de abundancia relativa (índices de abundancia acústica, de huevos y larvas y uno de captura por unidad de esfuerzo (CPUE)), orientados a mejorar las estimaciones de abundancia del modelo (reducir la incertidumbre).

El modelo requiere de una estimación previa de la tasa instantánea de mortalidad por pesca ( $M$ ) la cual se considera constante durante la fase de explotación de cada cohorte y de un estimado de la abundancia por grupo de edad en el año inicial.

Además, y para convertir la abundancia en número a biomasa, se utilizó la siguiente relación longitud (LP)-peso (PT) (Enciso-Enciso et al. 2022):

$$PT = 7.34 \times 10^{-6} LP^{3.155} \quad (1)$$

Con el reclutamiento inicial, y la tasa máxima de mortalidad por pesca a la edad para cada año combinada con la mortalidad natural, se usó la ecuación básica de la dinámica de poblaciones para estimar el número de organismos a la edad  $a+1$  al tiempo  $t+1$  (Hilborn y Walters 1992).

$$N_{a+1,t+1} = N_{a,t} * e^{-(M+F_{a,t})} \quad 2$$

Dónde:  $N_{a,t}$  es el número de sardinias a la edad  $a$  al tiempo  $t$ , la expresión  $e^{-(M+F_{a,t})}$  es la sobrevivencia por cohorte, donde  $M$  es la mortalidad natural y se considera constante para todas las cohortes a través del tiempo y,  $F_{a,t}$  es la mortalidad por pesca a la edad  $a$  durante el año  $t$ .

La mortalidad por pesca se estimó considerando el efecto específico de la selectividad a la edad (Haddon 2011).

$$F_{a,t} = \hat{F}_t * S_a \quad 3$$

Dónde  $F_{a,t}$  representa la mortalidad por pesca en la edad  $a$  para el tiempo  $t$ ,  $\hat{F}_t$  es la tasa instantánea de mortalidad por pesca para el tiempo  $t$  estimado en el modelo y  $S_a$  es la selectividad a la edad  $a$  que se estimó con el modelo logístico (Haddon 2011).

$$S_a = \frac{1}{1 + (e^{-\ln(19) \frac{(a-a_{50})}{(a-a_{95})}})} \quad 4$$

Dónde  $S_a$  es la selectividad a la edad  $a$ , mientras que  $a_{50}$  y  $a_{95}$  son parámetros estimados en el modelo de selectividad al 50% y 95% respectivamente.

Una vez que se estimó el número de organismos por grupo de edad, se pudo generar la captura a la edad estimada  $\hat{C}_{a,t}$  (Baranov 1918):

$$\hat{C}_{a,t} = \frac{F_{a,t}}{M + F_{a,t}} N_{a,t} (1 - e^{-(M+F_{a,t})}) \quad 5$$

Se estimó de igual manera la proporción anual de mortalidad por pesca observada ( $F_o$ ) al tiempo  $t$ ; la  $F_o$  se estandarizó mediante el producto de proporcionalidad o capturabilidad ( $q$ ) por el esfuerzo al tiempo ( $f_t$ ).

$$F_{o,t} = q * f_t \quad 6$$

Dónde  $f_t$  es el esfuerzo en número de viajes de pesca al tiempo  $t$  y  $q$  es un parámetro que se obtuvo mediante el ajuste al modelo. Como los valores estimados  $F_{o,t}$  son una proporción anual o una tasa de cosecha (E) y no una tasa instantánea de mortalidad por pesca se recalcularon (Haddon 2011):

$$F_t = -LN(1 - F_{o,t}) \quad 7$$

El reclutamiento para el segundo año y subsecuentes se estimó mediante la función de stock reclutamiento (S-R) de Ricker (1975, Hilborn y Walter 1992):

$$R_{r,t+r} = \alpha (S_{t-1} - \lambda) e^{-\beta(S_{t-1} - \lambda)} e^{\epsilon} \quad 8$$

Dónde:  $r$  es la edad de reclutamiento,  $t + r$  es el año más el lapso de tiempo antes de que los reclutas se incorporen a la pesquería,  $S_t$  es el tamaño del stock reproductor al tiempo  $t$ ,  $\lambda$  es el número de reproductores mínimo estimado que garantiza un reclutamiento del próximo año. Los parámetros  $\alpha$ ,  $\beta$  y  $\lambda$  se obtuvieron mediante el ajuste de la relación de S-R de Ricker modificado.

Adicionalmente se incorporó al modelo el índice CPUE (captura/viaje de pesca) de la flota durante los años de pesca 2000-2021. Esto, como información auxiliar para estabilizar el modelo e incrementar la precisión en la estimación de los parámetros (Deriso *et al.*, 1985, Methot 1989, Hilborn y Walters 1992, Hilborn *et al.*, 1994). Asumiendo que CPUE observada es proporcional a la abundancia de la población.

$$\bar{Y} = B_t * q \quad 9$$

Dónde:  $B_t$  es la biomasa al tiempo  $t$  y  $q$  es la capturabilidad para cada CPUE, estimada como:

$$q = \exp \left[ \frac{\sum_t \ln \left( \frac{Y_t^{obs}}{B_t} \right)}{n} \right] \quad 10$$

Dónde:  $n$  es el número de datos disponibles para la serie de la CPUE y  $Y_t^{obs}$  representa la CPUE observada en la flota al tiempo  $t$ .

Asimismo, al modelo general ACE se le incorporó información independiente de la pesquería, obtenidos de cruceros de investigación: Índice de abundancia de huevos (Método de producción de huevos) e Índice de biomasa por acústica. Esto, para ajustar el modelo (Deriso *et al.* 1985; Methot 1989; Hilborn y Walters 1992; Hilborn *et al.* 1994).

La estimación del censo de huevos y/o larvas se calculó con el índice de abundancia, referido al número promedio de huevos y/o larvas por 10 m<sup>2</sup> de superficie de agua de mar extrapolando al área total de cada una de las regiones, este índice es denominado Índice Larval de Smith y Richardson (1979), el cual se define como:

$$IA = \frac{\sum N}{N+} * \left( \frac{N+}{Nt} \right) * C \quad 11$$

Dónde:  $IA$  es el índice de abundancia de huevos o larvas (estimación de huevos y/o larvas de la región),  $\sum N$  es la suma total de huevos o larvas estandarizadas a 10m<sup>2</sup> de superficie marina,  $N+$  es el número de estaciones positivas,  $Nt$  es el número total de estaciones donde se realizó muestreo y  $C$  es el número de unidades de área de 10 m<sup>2</sup>.

Cuando se utiliza un indicador de abundancia (CPUE u otro) es necesario transformarlo en una biomasa estimada estandarizada (Ec. 9), considerando para esto la capturabilidad (Ec. 10).

Finalmente, a partir de cruceros de prospección acústica en la costa occidental de la península de Baja California durante 2012, 2016 y 2018, se obtuvo un índice de biomasa promedio anual. En este caso, toda vez que la información independiente está en unidades de biomasa en todos los años, no fue necesario estimar un coeficiente de proporcionalidad.

Se obtuvieron los valores óptimos de los parámetros maximizando los logverosimilitudes de cada función parcial (Haddon 2011).

Para las capturas en número observadas y pronosticadas para cada edad  $a$  en cada año  $t$ .

$$LL^C = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_C) + 1) \quad 12$$

Para las mortalidades por pesca observadas y pronosticadas en cada año.

$$LL^F = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_F) + 1) \quad 13$$

Para el reclutamiento “observado” y pronosticadas en cada año.

$$LL^R = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_R) + 1) \quad 14$$

Para la CPUE “observado” y la biomasa explotable estimada en cada año.

$$LL^{CPUE} = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_{CPUE}) + 1) \quad 15$$

Para el IA “observado” y la biomasa total estimada en cada año.

$$LL^{IA} = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_{IA}) + 1) \quad 16$$

Para el índice de acústica (Acust) y la biomasa total estimada en cada año.

$$LL^{Acust} = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_{Acust}) + 1) \quad 17$$

Dónde: LL es logaritmo de verosimilitud, n es el número de observaciones y  $\sigma$  es la desviación estándar para la función dada. La solución analítica de la desviación estándar ( $\sigma$ ) fue:

Para las capturas:

$$\sigma_C = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\ln C_{o,t} - \ln \hat{C}_{o,t})^2} \quad 18$$

Para el esfuerzo

$$\sigma_F = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\ln F_o - \ln F_E)^2} \quad 19$$

Para el reclutamiento.

$$\sigma_R = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\ln R_o - \ln R_E)^2} \quad 20$$

Para el índice de la CPUE.

$$\sigma_{CPUE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\ln B_o - \ln(q * CPUE))^2} \quad 21$$

Para el índice de IA.

$$\sigma_{Larvas} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\ln B_o - \ln(q * IA))^2} \quad 22$$

Para el índice de biomasa por acústica (Acust).

$$\sigma_{Acust} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\ln B_o - \ln B_E)^2} \quad 23$$

Dónde:  $C_o$ ,  $F_o$ ,  $R_o$  y  $B_o$  son valores observados y  $\hat{C}_{e,t}$ ,  $\hat{F}_E$ ,  $\hat{R}_E$  y  $\hat{B}_E$  son valores estimados.

Se realizó un ajuste final al modelo maximizando la función objetivo total de log verosimilitud, la celda objetivo total es la suma de las funciones parciales: Captura a la edad, Esfuerzo, Reclutamiento, CPUE e Información independiente (Megrey *et al.* 1989, Haddon 2011):

$$LL^{total} = LL^C + LL^F + LL^R + LL^{CPUE} + LL^{AI} + LL^{Acust} \quad 24$$

Una vez ajustado el modelo, se estimó la biomasa del stock anual.

$$B_t = \sum N_{a,t} * PT_{a,t} \quad 25$$

Donde:  $N_{a,t}$  es el número de organismos a la edad  $a$ , al tiempo  $t$  y  $PT_{a,t}$  es el peso promedio a la edad  $a$  al tiempo  $t$  que se estimó con la talla promedio a la edad de los modelos de crecimiento y los parámetros de la relación longitud-peso (Enciso-Enciso *et al.* 2022).

Por su parte, la incertidumbre de las cantidades de manejo estimadas se realizó a través de un análisis de sensibilidad sobre aquellos parámetros con mayor incertidumbre en el modelo (como las principales fuentes de error): la mortalidad natural ( $M$ ), la capturabilidad ( $q$ ) y Los parámetros  $\alpha$ ,  $\beta$  y  $\lambda$  de la función de stock reclutamiento de Ricker modificado. Se utilizó el software Crystal Ball ver. 11.1.2.4 (Oracle® Crystal Ball), se realizaron 10,000 iteraciones, y se obtuvieron los intervalos de confianza ( $\alpha=0.05$ ).

Con la finalidad de validar el modelo ACE, la distribución de los datos de la captura simulada por el modelo fue comparada con las capturas reportadas durante el periodo analizado (1989-2021), a través de la prueba no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov.

Para mostrar la evolución y estado actual del nivel de explotación de la pesquería, se realizó la estimación de la captura biológicamente aceptable (DOF 2012):

$$CBA = (SSB - SSB_{min}) * FRACCION$$

$$FRACCION = (1 - e^{-F_{RMS}})$$

Donde CBA es la captura biológicamente aceptable (punto de referencia objetivo), SSB es la biomasa reproductora estimada,  $SSB_{min}$  es la biomasa reproductora mínima necesaria en el ecosistema para evitar un proceso depensatorio y  $FRACCION$  es la proporción de la biomasa arriba de la  $SSB_{min}$  que puede ser capturada (tasa de explotación).

El nivel de explotación a lo largo del periodo analizado estará en función de la siguiente relación:  $Cobs/CBA \leq 1$ .

En caso de que esta relación sea menor a 1, se infiere que la explotación es adecuada; caso contrario, cuando el valor estimado es mayor a 1, se puede inferir que se está sobreexplotando el recurso y por lo tanto no es sustentable.

## Golfo de California

### **3.2 Sardina monterrey**

La evaluación más reciente de la sardina monterrey (y de crinuda) (Nevárez-Martínez *et al.* 2022a), que permitió la estimación histórica del número de organismos y la mortalidad por pesca por edad y año, se realizó utilizando un modelo estructurado por edad, *Age Structured Assessment Program* (ASAP), el cual fue desarrollado usando el programa AD Model Builder. ASAP es una eficiente herramienta para la optimización que usa un algoritmo de diferenciación automática para encontrar una solución rápida usando derivadas calculadas dentro de la precisión de la máquina, aun cuando el número de parámetros a estimar sea bastante grande. El modelo está basado en cálculos hacia adelante suponiendo separabilidad de la mortalidad por pesca en componentes de años y edades. El análisis poblacional de esta especie del Golfo de California, para el periodo de 1971/1972 a 2020/2021, incluyó cinco índices de abundancia independientes de la pesca. La mortalidad natural ( $M$ ) utilizada en el análisis fue de  $M=0.7$ /año. Para

obtener los estimados de biomasa, se multiplicaron los estimados de abundancia por grupo de edad por el peso promedio a la edad de cada temporada de pesca.

De esta forma, las salidas de ASAP incluyen las series de tiempo de número de organismos por grupo de edad, en este caso el estimado del reclutamiento es aquel que se obtiene para el grupo de edad más joven ( $Rf$ ), la abundancia de reproductores ( $Nrep$ ) y la abundancia total ( $Ntotal$ ) por temporada de pesca. Como reclutas se consideraron los estimados del número de organismos del grupo de edad cero para cada temporada de pesca considerada en el análisis, mientras que la abundancia total por temporada de pesca fue la suma de todos los individuos de todos los grupos de edad. La abundancia de reproductores fue estimada tomando en cuenta el número de sobrevivientes a la edad y la fecundidad a la edad. Esas series de tiempo numéricas se convirtieron a biomasa multiplicando los números a la edad por el peso promedio a la edad, de cada una de las temporadas de pesca. La mortalidad por pesca por grupo de edad y temporada, así como el valor de la mortalidad por pesca por temporada de pesca ( $F_y$ ) es una de las salidas de ASAP, así como la selectividad a la edad.

De manera adicional, ASAP proporciona estimados para algunos puntos de referencia comunes de la tasa de mortalidad por pesca ( $F_{0.1}$ ,  $F_{max}$ ,  $F_{30\%SPR}$ ,  $F_{40\%SPR}$  y  $F_{RMS}$ ), los cuales se pueden comparar con la estimación de  $F$  en los últimos años. También incluye otros dos puntos de referencia; un estimado de la biomasa de reproductores en el rendimiento máximo sostenible ( $SSB_{RMS}$ ) así como el rendimiento máximo sostenible ( $RMS$ ). La tasa de explotación por temporada de pesca ( $E_y$ ) se estimó como  $1 - \exp(-F_y)$ , mientras que la tasa de explotación en el rendimiento máximo sostenible ( $E_{RMS}$ ) se estimó como  $1 - \exp(-F_{RMS})$ . La información de la matriz de número de individuos a la edad fue multiplicada por la selectividad estimada a la edad para cada temporada de pesca y luego por el peso promedio a la edad, para de esa manera estimar la biomasa explotable ( $Bexp$ ) por temporada de pesca.

### Regla de Control de Captura

La regla de control de captura, para los stocks de pelágicos menores manejados activamente, será aquella que reduzca la explotación cuando la biomasa decline. Las fórmulas generales para las especies manejadas activamente serían las del Cuadro A siguiente (versión actualizada del Plan de Manejo Pesquero de pelágicos menores (Nevarez-Martínez et al. 2021b)):

Cuadro A. Regla de Control de captura para stocks de pelágicos menores manejados activamente.

<b>LSE</b> (límite de sobreexplotación)	BIOMASA * $F_{RMS}$
<b>CBA</b> (captura biológicamente aceptable)	BIOMASA * BUFFER * $F_{RMS}$
<b>LCA</b> (límite de captura anual)	MENOR O IGUAL QUE CBA
<b>CR</b> (Captura de Referencia)	(BIOMASA - BMIN) * FRACCION
<b>CAO</b> (captura anual objetivo)	MENOR O IGUAL QUE CR O LCA, CUALQUIERA QUE SEA EL MENOR

LSE es el nivel de captura por encima del cual se produce la sobreexplotación. La CBA es un nivel de captura anual de un stock (o complejo de stocks), que toma en cuenta la incertidumbre científica en la estimación del LSE y por lo tanto la  $CBA < LSE$ . LCA es la cantidad de peces que pueden ser capturados anualmente de un stock que sirve como base para invocar una medida administrativa. Una medida administrativa son controles de manejo orientados a evitar que se exceda el LCA y para corregir o mitigar los excesos del LCA si se producen. El LCA no puede exceder CBA. La captura de referencia (CR) es un objetivo de captura para una temporada de pesca dada; la obtención de la CR no requiere el cierre completo de una pesquería.

BIOMASA es la biomasa explotable estimada para el stock en un año dado (generalmente son los peces de edad 1 y mayores).  $F_{RMS}$  es la tasa de mortalidad pesca asociada al rendimiento máximo sostenible. BUFFER es el estimado de la reducción porcentual que se aplicará al LSE, con base a la incertidumbre científica asociada al estimado de LSE y a un aceptable nivel de probabilidad de sobrepesca ( $P^*$ ) que en los stocks manejados activamente será  $P^* = 0.45$ . BMIN es el nivel más bajo de biomasa estimada a la cual la captura dirigida es permitida, mientras que FRACCION es la proporción de la biomasa arriba de BMIN que puede ser capturada por la pesquería. El propósito de BMIN es el de proteger al stock cuando la biomasa del stock sea baja. Esto quiere decir que si BMIN es mayor de cero entonces la tasa de captura declina cuando la biomasa declina, de tal manera que cuando BIOMASA sea igual o menor que BMIN la tasa de captura se reducirá a cero. En este sentido BMIN proporciona un buffer del stock reproductor que se protege de la pesca y que estaría disponible para utilizarse en la reconstrucción del stock si este fuera sobrepescado. El propósito de FRACCION es el de especificar qué tanto del stock está disponible para la pesquería cuando BIOMASA excede BMIN. En estos stocks  $FRACCION = 1 - e^{-F_{RMS}}$ , por lo que la tasa de captura

nunca es mayor que  $FRACCION$  y siempre será menor que  $F_{RMS}$ . Lo anterior quiere decir que  $CR$  nunca deberá ser mayor que  $CBA$  o  $LCA$ .

En este caso, el valor de  $BMIN$  utilizado fue igual a 120,000 toneladas; este valor se estimó como la suma de: a) el valor promedio obtenido con base a los resultados de Morales-Bojórquez y Nevárez-Martínez (2005), que fue de aproximadamente 55,000 t y b) un valor de 65,000 t para fines del ecosistema. Por otro lado, el valor de  $FRACCION$  se definió como  $1-\exp(-F_{RMS})$ , es decir;  $FRACCION=1-\exp(-F_{RMS})$ .

### Golfo de California

#### **3.3 Sardina crinuda**

En Sonora, la evaluación más reciente de la sardina crinuda (*Opisthonema libertate*) (Nevárez-Martínez et al. 2022b), permitió la estimación histórica del número de organismos y la mortalidad por pesca por edad y año, y se realizó utilizando un modelo estructurado por edad, en este caso ASAP. El análisis poblacional de esta especie del Golfo de California, para el periodo de 1971/1972 a 2020/2021, incluyó tres índices independientes de la pesca: A) a partir de información de cruceros de prospección pesquera (1990 - 2021), B) de acústica pesquera (2008 - 2021) y C) un índice de abundancia relativo basado en el número de huevos y larvas de sardina crinuda 10 m<sup>2</sup> (número/10m<sup>2</sup>), los cuales se obtuvieron de una serie de cruceros ictioplanctónicos (1984 - 1987) realizados en el Golfo de California. La mortalidad natural ( $M$ ) utilizada en el análisis de crinuda fue de  $M=0.75/año$ .

Al igual que en el caso de la sardina monterrey, las salidas de ASAP para la **sardina crinuda** incluyen las series de tiempo de número de organismos por grupo de edad, en este caso el estimado del reclutamiento es aquel que se obtiene para el grupo de edad más joven ( $Rt$ ), la abundancia de reproductores ( $Nrep$ ) y la abundancia total ( $Ntotal$ ) por temporada de pesca. Como reclutas se consideraron los estimados del número de organismos del grupo de edad cero para cada temporada de pesca considerada en el análisis, mientras que la abundancia total por temporada de pesca fue la suma de todos los individuos de todos los grupos de edad. La abundancia de reproductores fue estimada tomando en cuenta el número de sobrevivientes a la edad y la fecundidad a la edad. Esas series de tiempo numéricas se convirtieron a biomasa multiplicando los números a la edad por el peso promedio a la edad, de cada una de las temporadas de pesca. La mortalidad por pesca por grupo de edad y temporada, así como el valor de la mortalidad por pesca por temporada de pesca ( $F_y$ ) es una de las salidas de ASAP, así como la selectividad a la edad. Como ya se mencionó, ASAP proporciona estimados para algunos puntos de referencia comunes de la tasa de mortalidad por pesca, de particular interés en este caso, es el de  $F_{RMS}$ , el cual se puede comparar con la estimación de  $F$  en los diferentes años analizados. También incluye otros dos puntos de referencia; un estimado de la biomasa de reproductores en el rendimiento máximo sostenible ( $SSB_{RMS}$ ) así como el rendimiento máximo sostenible ( $RMS$ ). La tasa de explotación por temporada de pesca ( $E_y$ ) se estimó como  $1-\exp(-F_y)$ , mientras que la tasa de explotación en el rendimiento máximo sostenible ( $E_{RMS}$ ) se estimó como  $1-\exp(-F_{RMS})$ . La información de la matriz de número de individuos a la edad fue multiplicada por la selectividad estimada a la edad para cada temporada de pesca y luego por el peso promedio a la edad, para de esa manera estimar la biomasa explotable ( $Bexp$ ) por temporada de pesca.

Como en el caso de la sardina monterrey, para la sardina crinuda se aplicó la regla de control para los stocks de pelágicos menores manejados activamente y que esta estipulada en el Plan de Manejo Pesquero de la Pesquería de Pelágicos Menores y que esta anotado en el Cuadro A de arriba, en el que la captura de referencia es:  $CR = (BIOMASA-BMIN) * FRACCION$ ; donde  $BIOMASA$  es la biomasa explotable estimada para el stock en un año dado (generalmente son los peces de edad 1 y mayores), en el caso de la sardina crinuda, el valor de  $BMIN$  utilizado fue igual a 117,700 toneladas; este valor se estimó como la suma de: a) el valor promedio obtenido con base al procedimiento de Morales-Bojórquez y Nevárez-Martínez (2005), que fue de aproximadamente 52,700 t y b) un valor de 65,000 t para fines del ecosistema. Por otro lado, el valor de  $FRACCION$  se definió como  $1-\exp(-F_{RMS})$ , es decir;  $FRACCION=1-\exp(-F_{RMS})$ , en donde  $F_{RMS}$  es la tasa de mortalidad pesca asociada al rendimiento máximo sostenible. Al igual que en la sardina monterrey, en el caso de la sardina crinuda, un primer estimado del BUFFER utilizado para estas especies es de 0.95.

### Golfo de California

#### **3.4 Macarela (*Scomber japonicus*), Anchoveta (*Engraulis mordax*) y Sardina bocona (*Cetengraulis misticetus*).**

CMSY++ es un avanzado método bayesiano espacio-estado para la evaluación de stocks que estima los puntos de referencia de las pesquerías ( $MSY$ ,  $F_{MSY}$ ,  $B_{MSY}$ ), así como el estado o el tamaño relativo de la población ( $B/B_{MSY}$ ) y la mortalidad por pesca relativa ( $F/F_{MSY}$ ) a partir de la captura (y opcionalmente datos de CPUE o índices de abundancia de estudios), un prior para resiliencia o productividad ( $r$ ), y amplios priores para la relación entre biomasa y biomasa no explotada ( $B/k$ ) en el principio, en un año intermedio y al final de la serie de tiempo (Froese et al. 2021) (CMSY++ esta disponibles en línea para su descarga desde <https://oceanrep.geomar.de/53154/>).

En CMSY++, la parte del método que trata solo con datos de captura se denomina CMSY, y la parte del método que requiere adicionalmente datos de abundancia se denomina BSM (Bayesian Schaefer Model) (Froese et al. 2021). Ambos métodos se basan en el modelo de producción excedente de Schaefer (Schaefer 1954, 1957), el cual fue modificado (Froese et al. 2017, 2021), para tomar en cuenta la reducción del reclutamiento generalmente observada en tamaños de población muy bajos (Ricker 1954; Froese et al. 2016) reemplazando el modelo de Schaefer, ecuación 1, por la ecuación 2:

$$B_{t+1} = B_t + r(1 - B_t/k)B_t - C_t \mid B_t/k > 0.25 \quad (1)$$

$$B_{t+1} = B_t + (4B_t/k)r(1 - B_t/k)B_t - C_t \mid B_t/k < 0.25 \quad (2)$$

Donde:  $B_{t+1}$  es la biomasa estimada al inicio del año  $t+1$ ;  $B_t$  es la biomasa al inicio del año  $t$ ;  $C_t$  es la captura al año  $t$ ;  $r$  es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional; y  $k$  es la capacidad de carga del hábitat para el stock. El término  $(4B_t/k)$  en la ecuación 2 crea una disminución lineal de  $r$  por debajo de  $k/4$  ( $B_t/k < 0.25$ ), para dar cuenta del reclutamiento reducido. En el análisis CMSY++, incorpora tanto error de proceso como error de observación, lo que permite contabilizar la variabilidad tanto en la dinámica de la población (error de proceso) como en la medición y el muestreo (error de observación).

Para determinar rangos priores de  $r$  para las especies en evaluación, los indicadores de *resiliencia* para diferentes especies según lo obtenido en FishBase (www.fishbase.org; Froese y Pauly 2022), se traducen en los rangos de  $r$  presentados en la tabla siguiente (Tabla 1):

Tabla 1. Rangos priores para el parámetro  $r$ , basados en la clasificación de resiliencia en FishBase (Froese et al. 2017, 2019).

Resiliencia	Rangos priores de $r$
Alta	0.600–1.500
Mediana	0.200–0.800
Baja	0.050–0.500
Muy baja	0.015–0.100

La derivación del prior para el  $MSY$  se obtuvo de la siguiente manera (Froese et al. 2021): si la serie de tiempo de la captura fue más o menos plana o ascendente tal que la captura máxima se presentó en los últimos 5 años, entonces se tomó la media de las tres capturas más altas como prior para el  $MSY$ . Esto se hizo porque se consideró poco probable que una serie temporal plana o ascendente sin una disminución reciente hubiera superado el  $MSY$  por mucho, si es que lo había hecho. Por el contrario, si las capturas estaban disminuyendo después de un pico, ese pico probablemente supero sustancialmente el  $MSY$ . Por lo tanto, bajo tales condiciones, 0.75 de la media de las 5 capturas más altas en la serie temporal se tomó como prior para el  $MSY$ . Se eligió la media de tres o cinco capturas para reducir el impacto engañoso de capturas únicas extraordinariamente altas.

El  $\log(r_{prior})$  se deriva de las características de la historia de vida y el  $\log(MSY_{prior})$  se deriva de la captura máxima, es decir, estos métodos de derivación no están correlacionados y, por lo tanto, los priores pueden extraerse de una distribución lognormal sin violar supuestos estadísticos importantes. Los pares extraídos independientemente de ambas cantidades proporcionan la solución para  $k_{prior} = 4 MSY_{prior} / r_{prior}$ . Froese et al. (2017) anotan que, si no se supusiera variabilidad para  $MSY_{prior}$ , eso daría como resultado que la correlación entre  $\log(k)$ - $\log(r)$  estaría fija en -1 (Froese et al. 2017). Sin embargo, Froese et al. (2021) señalan que en realidad las correlaciones varían entre cero y -1, encontrando que los valores están entre -0.44 y -0.98 (con base a 400 poblaciones analizadas).

Para conservar la forma original del modelo base CMSY (Ecuación 2) como función de  $r$  y  $k$  (en lugar de  $MSY$ ), la correlación dentro del stock entre  $r$  y  $k$  se tomó en cuenta en una distribución lognormal multivariada (MVLN) implementada de la siguiente manera (Froese et al. 2021):

- (1) extrayendo una muestra grande ( $n = 10,000$ ) de desviaciones aleatorias independientes de  $\log(\bar{r})$  y  $\log(MSY)$  de sus distribuciones priores,
- (2) calculando el correspondiente  $\log(\bar{k}) = \log(4) + \log(MSY) - \log(\bar{r})$ , y
- (3) calculando las medias y la covarianza de  $\log(\bar{r})$  y  $\log(\bar{k})$ , que son
- (4) luego pasadas como matriz de covarianza para los priores  $rk \sim$  MVLN en las formulaciones de los modelos CMSY y BSM de CMSY++.

Ya que en este caso los stocks bajo evaluación cuentan con datos de CPUE o de índices de abundancia, en CMSY++ se deriva un prior para la capturabilidad  $q$  a partir de la consideración de que era poco probable que el mayor valor de CPUE excediera el de  $k$  y poco probable que fuera menor a  $0.25k$ . Utilizando la ecuación para  $k_{prior}$

anotada arriba, se obtiene un rango de priores  $q$  que va desde  $q_{low} = CPUE_{max} / (4MSY_{prior} / r_{prior})$  hasta  $q_{high} = CPUE_{max} / (MSY_{prior} / r_{prior})$  (Froese et al. 2021).

El programa CMSY++ también utiliza una Red Neuronal Artificial Feed-Forward (ANN) para clasificar el estado del stock como estando por encima o por debajo al nivel de  $MSY$  (Froese et al. 2021). La entrada de ANN consta de las características de la serie temporal de captura tales como la forma general, la diferencia entre la captura mínima y máxima y la pendiente en el primer y último año. Froese et al. (2021) anotan que la ANN fue entrenada con series de tiempo de 400 poblaciones, que se seleccionaron para reflejar la interacción típica de sus datos de captura y abundancia, de modo que la ANN pudiera detectar y aprender patrones que permitiera la predicción de priores de la biomasa relativa ( $B/k$ ) a partir de la captura relativa ( $C/MSY$ ). Las series temporales de  $B/k$  se estimaron con BSM a partir de datos de captura y abundancia y se trataron como "verdaderas" a efectos del entrenamiento. Específicamente, la ANN se configuró para predecir si la biomasa estaba por encima o por debajo de  $B_{MSY}$  para el año inicial, un año intermedio y el año final de la serie temporal. Por lo tanto, la ANN se diseñó para tener una neurona de salida de clasificación que simulaba una variable  $A$  con una distribución de probabilidad binaria con valores de 1 (por encima de  $B/k$ ) o -1 (por debajo de  $B/k$ ). El equilibrio  $B/k$  prior para el año de referencia  $t$ , con valor de captura  $C_t$ , se derivó entonces como:

$$\left(\frac{B}{k}\right)_{t\ prior} = \frac{1 + A_t \sqrt{1 - C_t / MSY_{prior}}}{2} \quad (3)$$

Se debe considerar que la ecuación anterior solo da soluciones de números reales si  $C_t \leq MSY_{prior}$ . Por lo tanto, su aplicación queda restringida a los casos en que  $C_t < 0.99 MSY_{prior}$  (Froese et al. 2021).

En CMSY++, los rangos de incertidumbre para los priores de  $Bt/k$  se derivaron de la siguiente manera (Froese et al. 2021): (1) se determinaron los percentiles 5 y 95 de los valores de  $Bt/k$  y la mediana de los valores de  $Ct/MSY$  para todos los puntos donde la captura superó el  $MSY$  ( $Ct/MSY > 1$ ); (2) se eligieron valores de  $Bt/k$  que agrupaban la mayor parte de la variabilidad para el caso de capturas cercanas a cero ( $Ct/MSY = 0$ ) para biomasa alta y biomasa baja; (3) los valores de  $Bt/k$  en (2) se trataron como interceptos de líneas de regresión lineal que los conectan con los percentiles 5 y 95 de los  $Bt/k$  determinados en (1); (4) para capturas superiores a  $1.21 * MSY$  (la mediana de las capturas superiores al  $MSY$ ), se utilizó un rango fijo de incertidumbre en  $Bt/k$  (Froese et al. 2021). El objetivo de los priores de  $B/k$  derivados así tienen el propósito de ser preliminares y para ser revisados y corregidos o aprobados por conocimiento experto.

Tomando en cuenta que en la aplicación del método no se propone que sean utilizados necesariamente los valores predeterminados presentados en la Tabla 1 o los obtenidos por la ANN, sino que más bien, se esperaría que se utilice el mejor conocimiento experto disponible para definir los valores priores correspondientes (Martell y Froese, 2013; Froese et al. 2017, 2019, 2021). Por lo anterior, en este trabajo, los valores de entrada para correr los análisis se tabularon en la Tabla 2. En este caso, se consideró que las especies en evaluación pueden catalogarse como especies con *resiliencia* alta (ver Tabla 1), pero con los rangos anotados en la Tabla 2.

Tabla 2. Parámetros de entrada en CMSY++ para la macarela, anchoveta norteña y sardina bocona de la pesquería del Golfo de California. (Valores utilizados por Nevarez-Martínez et al. 2023).

Parámetros de entrada (prios)	Rangos de valores priores		
	Macarela	Anchoveta norteña	Bocona
$B/k$ inicial	0.80 - 1.00	0.80 - 1.00	0.80 - 1.00
$B/k$ intermedia (año)	0.55 – 0.95 (2007)	0.60 – 0.90 (2014)	0.50 – 0.90 (2014)
$B/k$ final	0.50 – 0.90	0.60 – 0.95	0.60 – 0.90
Rango para $r$	0.60 – 1.10	0.65 – 1.50	0.60 – 1.50

Los parámetros estimados por CMSY++ se relacionan con puntos de referencia pesqueros estándar tales que el  $MSY = rk/4$ , la mortalidad por pesca correspondiente al  $MSY$  es  $F_{MSY} = 0.5r$ , la biomasa correspondiente a  $MSY$  es  $B_{MSY} = 0.5k$  (Ricker 1975; Schaefer 1954) y con base a esos valores se determinan la biomasa relativa del stock ( $B/B_{MSY}$ ) y la mortalidad por pesca relativa del stock ( $F/F_{MSY}$ ). Además, la biomasa por debajo de la cual el reclutamiento puede verse comprometido es la mitad de  $B_{MSY}$  (Haddon et al. 2012; Carruthers et al. 2014; Froese et al. 2016).

Otra salida de CMSY++ es el diagrama de Kobe (Aires-da-Silva y Maunder, 2011; Maunder y Aires-da-Silva 2012), que permite evaluar el estado actual de la población bajo estudio, con base en la mortalidad por pesca ( $F_{MSY}$ ) y biomasa ( $B_{MSY}$ ) asociadas con el rendimiento máximo sostenible ( $MSY$ ).

Ya que CMSY++ también ofrece una opción para un análisis retrospectivo, es decir, una comparación de resultados si se omiten del análisis los últimos uno, dos o tres años de datos, también se realizó el análisis retrospectivo para estas tres especies.

**Regla de Control de Captura**

La regla de control de captura, para los stocks de pelágicos menores manejados activa o pasivamente, será aquella que reduzca la explotación cuando la biomasa decline (Nevarez-Martínez et al. 2021b). Las fórmulas generales serían las de Cuadro A (ver más arriba) y del Cuadro B siguiente:

Cuadro B. Regla de Control de captura para stocks manejados pasivamente.

<b>LSE</b> (Límite de Sobreexplotación)	BIOMASA * $F_{RMS}$
<b>CBA</b> (Captura Biológicamente Aceptable)	BIOMASA * BUFFER * $F_{RMS}$
<b>LCA</b> (Límite de Captura Anual)	MENOR O IGUAL QUE CBA
<b>CR</b> (Captura de Referencia)	(BIOMASA - BMIN) * FRACCION

Ya que la anchoveta norteña (*Engraulis mordax*) y sardina bocona (*Cetengraulis mistycetus*) están definidas como especies de manejo pasivo, se utilizará la regla de control del Cuadro B. Mientras que la macarela (*Scomber japonicus*) está definida como especie de manejo activo, por lo que se utilizara la regla de control del Cuadro A (ver más arriba).

LSE es el nivel de captura por encima del cual se produce la sobreexplotación. La CBA es un nivel de captura anual de un stock (o complejo de stocks), que toma en cuenta la incertidumbre científica en la estimación del LSE y por lo tanto la CBA < LSE. LCA es la cantidad de peces que pueden ser capturados anualmente de un stock que sirve como base para invocar una medida administrativa. Una medida administrativa son controles de manejo orientados a evitar que se exceda el LCA y para corregir o mitigar los excesos del LCA si se producen. El LCA no puede exceder CBA. La captura de referencia (CR) es un objetivo de captura para una temporada de pesca dada; la obtención de la CR no requiere el cierre completo de una pesquería (Nevarez-Martínez et al. 2021b).

BIOMASA es la biomasa explotable estimada para el stock en un año dado (generalmente son los peces de edad 1 y mayores).  $F_{RMS}$  es la tasa de mortalidad pesca asociada al rendimiento máximo sostenible. BUFFER es el estimado de la reducción porcentual que se aplicará al LSE, y en el caso de la macarela se propone un valor de **0.80**. BMIN es el nivel más bajo de biomasa estimada a la cual la captura dirigida es permitida, mientras que FRACCION es la proporción de la biomasa arriba de BMIN que puede ser capturada por la pesquería. El propósito de BMIN es el de proteger al stock cuando la biomasa del stock sea baja. Esto quiere decir que si BMIN es mayor de cero entonces la tasa de captura declina cuando la biomasa declina, de tal manera que cuando BIOMASA sea igual o menor que BMIN la tasa de captura se reducirá a cero. En este sentido BMIN proporciona un buffer del stock reproductor que se protege de la pesca y que estaría disponible para utilizarse en la reconstrucción del stock si este fuera sobrepescado. El propósito de FRACCION es el de especificar qué tanto del stock está disponible para la pesquería cuando BIOMASA excede BMIN. En estos stocks  $FRACCION = 1 - e^{(-F_{RMS})}$ , por lo que la tasa de captura nunca es mayor que FRACCION y siempre será menor que  $F_{RMS}$ . Lo anterior quiere decir que CR nunca deberá ser mayor que CBA o LCA. En el caso de la macarela, debido a que el valor de FRACCION es mayor que  $0.80 * F_{RMS}$ , se decidió utilizar  $FRACCION = 0.80 * F_{RMS}$ .

Por otra parte, en el caso de la anchoveta norteña y la sardina bocona, para estimar la captura de referencia se decidió utilizar la misma formulación que para la macarela, es decir:

$$CR = (BIOMASA - BMIN) * FRACCION$$

En ambas especies  $FRACCION = 0.80 * F_{RMS}$ , igual que en la macarela. En el caso de estas tres especies (macarela, anchoveta norteña y sardina bocona) los valores estimados para **BMIN** fueron determinados como  $0.25 * B_{RMS}$ ,  $0.20 * B_{RMS}$  y  $0.25 * B_{RMS}$ , respectivamente.

La biomasa para la temporada de pesca de interés ( $B_{t+1} = BIOMASA$ ) es calculada utilizando el modelo de Schaefer (Schaefer, 1954; Froese et al. 2018), el cual se expresó como una función de los parámetros  $B_{RMS}$ ,  $F_{RMS}$  y  $B/B_{RMS}$  que se estimaron previamente.

Sur Golfo de California

**3.5 Sardina crinuda**

En Sinaloa, se ajustó el modelo Análisis Estadístico de Captura a la Edad (ACE) (Haddon 2011) para la evaluación del stock pesquero de sardina crinuda (Jacob-Cervantes y Payan-Alejo 2021). En el análisis se incluyó la información biológica y la pesquera de los desembarcos de sardina realizados en Mazatlán (1987 a 2020), por la flota cerquera que opera entre Punta Ahome y Bahía de Banderas. La información forma parte de la base de datos del Programa Pelágicos Menores del CRIP-Mazatlán y fue obtenida de las bitácoras de pesca de la flota. Considerando que el esfuerzo de pesca se dirige preferentemente al complejo crinuda y de este la más abundante es *O. libertate*, los análisis incluyeron esta especie y el complejo de las tres especies de crinuda. En esta evaluación se utilizaron los estimados de abundancia acústica, orientados a mejorar las estimaciones de abundancia del modelo (reducir la incertidumbre). El modelo requiere de una estimación previa de la tasa instantánea de mortalidad por pesca ( $M$ ) la cual se considera constante durante la fase de explotación de cada cohorte y de un estimado de la abundancia por grupo de edad en el año inicial. Con el reclutamiento inicial, y la tasa máxima de mortalidad por pesca a la edad para cada año combinada con la mortalidad natural ( $M$ ), se completó la matriz de número de individuos por edades:

$$N_{a+1,t+1} = N_{a,t} \exp^{-(M+F_{a,t})}$$

$$F_{a,t} = F_t S_a$$

Donde  $N_{a,t}$  es el número de sardinas,  $F_{a,t}$  es la mortalidad por pesca, a la edad  $a$  durante el año  $t$ ,  $M$  es la mortalidad natural y  $S_a$  es la selectividad a la edad  $a$ .

Se aplicó la regla de control estipulada en el Plan de Manejo Pesquero de la Pesquería de Pelágicos Menores:  $CR = (BIOMASA-BMIN) * FRACCION$ ; en este caso, el valor de  $BMIN$  utilizado fue igual a 12,000 t, la cual fue obtenida por Jacob-Cervantes et al. (2015). Por otro lado, el valor de  $FRACCION$  se definió como  $1-\exp(-F_{RMS})$ , es decir;  $FRACCION=1-\exp(-F_{RMS})$ .

**3.6 Diagrama de Kobe**

Otra salida que tienen todos estos enfoques metodológicos es el diagrama de Kobe (Aires-da-Silva y Maunder, 2011; Maunder y Aires-da-Silva 2012), que permite evaluar el estado actual de la población bajo estudio, con base en la mortalidad por pesca ( $F_{MSY}$ ) y biomasa ( $B_{MSY}$ ) asociadas con el rendimiento máximo sostenible ( $MSY$ ). Y si no es una salida de fault, este diagrama se construye con base en la mortalidad por pesca ( $F_{RMS}$ ) y biomasa ( $B_{RMS}$ ) asociadas con el rendimiento máximo sostenible ( $RMS$ ). El diagrama (Figura A) está dividido en cuatro cuadrantes de colores amarillo, rojo y verde, donde se relaciona la situación actual del esfuerzo pesquero contra el tamaño de la población (biomasa). Si la mortalidad por pesca ( $F$ ) actual está por encima de  $F_{RMS}$ , se considera que está ocurriendo sobrepesca; si la biomasa actual está por debajo de  $B_{RMS}$ , se considera que la población está sobreexplotada. Se grafica  $B/B_{RMS}$  en el eje  $x$ , y  $F/F_{RMS}$  en el eje  $y$  de tal forma que las líneas vertical y horizontal en 1.0 dividen la gráfica en cuatro secciones, con la superior izquierda representando una fase no deseada: con sobrepesca y una población sobreexplotada; y la inferior derecha representando una población sana: no ocurre sobrepesca y es una población subexplotada.

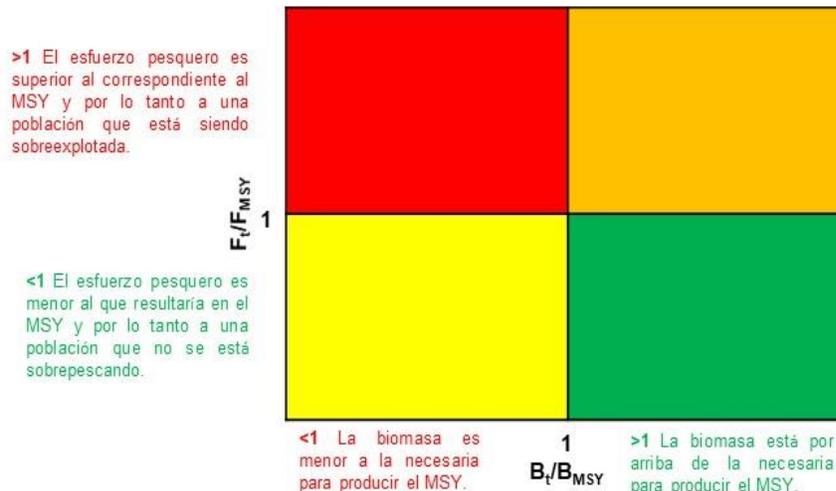


Figura A. Caracterización del Diagrama de Kobe (Aires-da-Silva y Maunder, 2011).

