

Taller de revisión/implementación
Evaluación de stock del recurso botella (*Auxis spp*) 2023
2da. versión

Dr. Cristian M. Canales

Mg. Viviana Jurado

Mayo, 2024

Resumen

Se analizaron los datos biológicos pesqueros de botella recolectados entre 1997 y 2023, todo en el marco de un modelo integrado de evaluación de stock. A falta de mayores antecedentes, este análisis supuso que la unidad poblacional es cerrada (Canales y Jurado, 2021).

El modelo ajustado no mostró grandes patrones en los residuales y se destacó en general una buena reproducción de la señal de abundancia CPUE anual y la talla promedio de las capturas, y en menor calidad el ajuste a la biomasa de cruceros. Se observó que el modelo presenta una ligera tendencia a sobreestimar la presencia de individuos más grandes en los cruceros, lo cual podría sugerir que durante la evaluación acústica y por cuestiones de menor disponibilidad de los peces grandes, el patrón de selectividad podría ser del tipo acampanado. En la evaluación se consideró bloques de patrones de explotación anual, determinándose que la selectividad de la flota se encuentra en torno a la talla de madurez, lo cual evitaría mayores riesgos de sobrepesca por reclutamiento.

Las variables poblacionales mostraron que los reclutamientos no han registrado períodos de sostenidas anomalías negativas o positivas. La población de botella ha presentado una tendencia general a la disminución y que la biomasa en los años más recientes ha estado significativamente en torno a la biomasa de referencia, al igual que la mortalidad por pesca anual. La biomasa adulta se estima en promedio en torno 74 mil toneladas equivalentes al 43% de la biomasa virginal y niveles de mortalidad por pesca promedio un 10% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia Frms. Con esto, el diagnóstico indica que el recurso se encuentra en una buena condición y que los riesgos de sobrepesca y sobreexplotación son moderados y corresponden al 32% y 37% respectivamente. Estos resultados son distintos a los informados por Canales y Jurado (2023) y se deben entre otros aspectos, a la estimación de una menor tasa de crecimiento k y al notable efecto que tuvo la nueva estimación de talla de madurez sexual, siendo esta ligeramente más baja que la antes empleada.

Un análisis de escenarios mostró que, en cualquiera de los casos analizados, la condición de la población de botella no difiere siendo esta en torno a la biomasa de referencia. Sin perjuicio de esto, el patrón retrospectivo del modelo indicó que el modelo tiende a sobreestimar la biomasa en un 11% y subestimar la mortalidad por pesca en un 6% promedio, niveles de sesgo considerados adecuados. Finalmente, un análisis de perfiles de verosimilitud mostró que la información más influyente en la evaluación de stock son las composiciones de tallas de las capturas, observándose además inconsistencias entre la señal de CPUE y la biomasa del crucero. Se estima que este tipo de inconsistencias son propias en modelos de evaluación integrados y deben ser analizadas en cuanto a la naturaleza de los datos, como también respecto de los ponderadores de los datos empleados en el proceso de ajuste del modelo de evaluación.

Este informe corresponde a la segunda versión, donde se incorporaron las recomendaciones realizadas en el proceso de revisión de pares (Cubillos 2023).

Índice

1. Introducción	4
2. Materiales y métodos	6
2.1. Información empleada.....	6
2.2. Modelo de evaluación	11
2.3. Escenarios de evaluación	14
3. Resultados.....	16
3.1. Modelo de madurez sexual (L50m)	16
3.3. Evaluación poblacional	19
3.3.1. Botella	19
4. Discusión	38
5. Referencias.....	40
Anexos	42
Anexo 1: Ecuaciones del modelo de evaluación MESTOCK.....	43
Anexo 2: Coeficientes de modelo GLM	45
Anexo 3: Informe revisión experta de pares Dr. Luis Cubillos.	47
Anexo 4: Acotaciones del Dr. Cristian Canales al Informe revisión experta de pares Luis Cubillos.	82
Anexo 5: Carta del Dr. Luis Cubillos: Precisión sobre aspectos de la revisión de Botella 2023	87

Introducción

A lo largo de la costa ecuatoriana se distribuyen Peces Pelágicos Pequeños (PPP) de gran interés comercial como macarela (*Scomber japonicus*), pinchagua (*Opisthonema* spp.), chuhueco (*Cetengraulis mysticetus*), botella (*Auxis* spp.), sardina redonda (*Etrumeus teres*) y picudillo (*Decapterus macrosoma*), siendo la botella una de las especies de mayor relevancia dentro de la pesquería (**Figura 1**). Los desembarques de botella han variado en torno a 44 mil. Esta especie alcanzó más de 80 mil toneladas en el 2012, aportando en promedio cerca del 28% de los desembarques totales de la pesquería.

La historia de las pesquerías de pequeños pelágicos se remonta hacia fines de los años 70s. En el desarrollo de estas actividades, las especies más representadas han sido la macarela, pinchagua, sardina redonda y chuhueco. A partir de 1998 la especie botella adquirió relativa mayor importancia, mientras que a partir de 2004 se evidenció un redireccionamiento del esfuerzo de pesca a otras especies como picudillo, corbata, trompeta y roncador. En el desarrollo de esta pesquería se destacan tres períodos principales; el primero comprendido entre 1980-1990 con capturas totales que en promedio superaron las 600 mil toneladas, el segundo entre 1991-2010 con capturas en promedio no mayor a 160 mil toneladas, y el período más reciente de aparente recuperación con un promedio de 230 mil toneladas no obstante la notable disminución de los dos años más recientes.

Este documento da cuenta de la implementación de un modelo integrado de evaluación de poblaciones actualizado al año 2023, con el objeto de establecer el diagnóstico y Puntos Biológicos de Referencia (PBR) para botella en Ecuador. En esta evaluación se incluyen varias de las recomendaciones dadas por Cubillos y Cuevas (2023). Para tales fines se consideró toda la información y conocimiento disponible de las pesquerías y biología de *Auxis* spp. del período 1997-2023. Se modeló la información diaria de las capturas por buque con el fin de obtener un índice de abundancia relativa. Del mismo modo, se modela la dinámica poblacional en escala anual, considerando como atributo sus composiciones de tallas, y se identifican patrones temporales del reclutamiento a la talla y del efecto que ha tenido la mortalidad por pesca, de igual manera se exploran hipótesis alternas respecto a cambios en la selectividad y parámetros biológicos.

Los resultados del modelo son sensibilizados a distintas hipótesis sobre procesos biológicos-pesqueros. Se consideró como proxy del Rendimiento Máximo Sostenido una biomasa equivalente al 40% de la biomasa desovante virginal, y se determina finalmente el estado de situación probable de la población de botella en Ecuador.

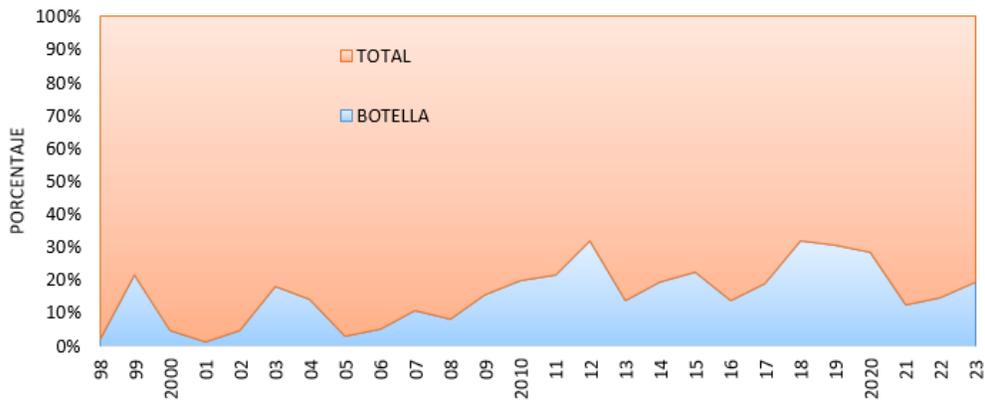
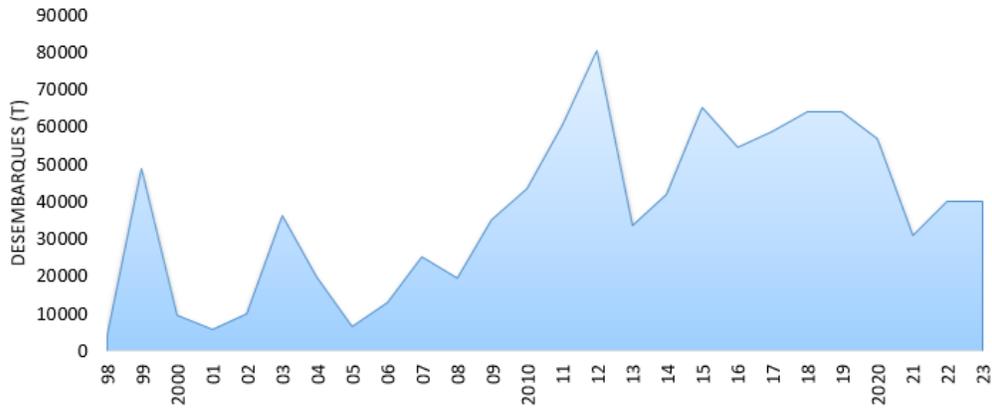


Figura 1. Desembarques anuales de botella durante 1998-2023 (Fuente: IPIAP).

Materiales y métodos

2.1. Información empleada

Estadísticas de capturas y composiciones de tallas

Los datos de desembarque corresponden al periodo 1997-2023, y corresponden a las capturas registradas en la base de datos de desembarque de fábricas, generadas a partir de los reportes diarios de pesca de las diferentes empresas procesadoras, así como también la base de datos de muestreo mensuales de campo del IPIAP. Adicionalmente, a partir de 2016 se incorporó información de la base de datos de faenas de pesca del Programa de Observadores de la flota cerquera sardinera. La información de esfuerzo de pesca corresponde al número de zarpes o arribos (viajes totales) emitidos por la capitanía de puerto, así como también del registro del Centro de Monitoreo Satelital de la SRP. En el período más reciente y junto con el incremento del esfuerzo de pesca de embarcaciones artesanales (risos), las estadísticas de desembarques han estado sujetas a una importante fuente de incertidumbre.

Captura por Unidad de Esfuerzo

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es una medida de abundancia relativa pero está influenciada por diferentes factores, incluyendo variaciones espaciales y temporales de la biomasa, cambios en la eficiencia de las embarcaciones, así como también por factores ambientales (Hinton & Nakano, 1996). Desde este punto de vista, los datos de captura y esfuerzo provenientes del seguimiento de la actividad comercial proveen una poderosa fuente de información de los cambios en los patrones de la biomasa de un stock, siempre que las variaciones de las tasas de captura asociadas a la eficiencia de la flota sean removidas adecuadamente desde las observaciones (Punt et al., 2000).

La separación de los diferentes factores que influyen las tasas de captura se llevó a cabo mediante la estandarización de éstas. El enfoque empleado para esto fueron Modelos Lineales Generalizados con Efectos Mixtos (Galecki, A. & Burzykowski, T, 2013), como parte de la mejora realizada a partir de recomendaciones dada por Cubillos y Cuevas (2022), el cual consiste en aislar los factores que determinan la variabilidad de las tasas de captura (o rendimientos de pesca) de manera que se concentra el análisis en los efectos fijos por separado de los efectos aleatorios. Se analizó la información histórica disponible de las distintas clases de barcos a nivel de viajes. El logaritmo de la captura (o captura por viaje) fue modelado en términos de un predictor lineal compuesto por dos efectos fijos: año (A), zona (Z), y como efecto aleatorio el factor buque (B). Se consideraron 3 Zonas: al norte de Manta, de Manta a la Puntilla y de la Puntilla al sur.

$$\log CPUE_{t,j,k,l} = \mu + A_t + Z_j + B_k + \varepsilon_{i,j,k,l}$$

y el índice de abundancia anual fue estimado como $I_t = e^{\mu + A_t}$

Estimaciones Hidroacústicas

Se dispone de información de 9 años de cruceros realizados entre 1991 y el 2020, 2022. Estos cruceros han sido realizados a lo largo de la costa ecuatoriana y segregados en 5 zonas de análisis: Zona A: desde la frontera hasta el Golfo de Guayaquil $3^{\circ}23'$ hasta $2^{\circ}30'$ Sur; Zona B: a partir del Golfo de Guayaquil hasta Salango $2^{\circ}30'$ a $1^{\circ}30'$ Sur; Zona C: desde Salango hasta Bahía de Caráquez $1^{\circ}30'$ hasta $0^{\circ}30'$ Sur; Zona D: desde Bahía de Caráquez hasta pedernales $0^{\circ}30'$ Sur hasta $0^{\circ}10'$ Norte, y Zona E: desde pedernales hasta frontera Colombia $0^{\circ}10'$ Norte hasta $1^{\circ}10'$ Norte. Si bien estos cruceros no siempre han sido realizados en el mismo lugar y período del año, en algunos casos son considerados como índices de abundancia para fines de evaluación de stock (**Figura 2**).

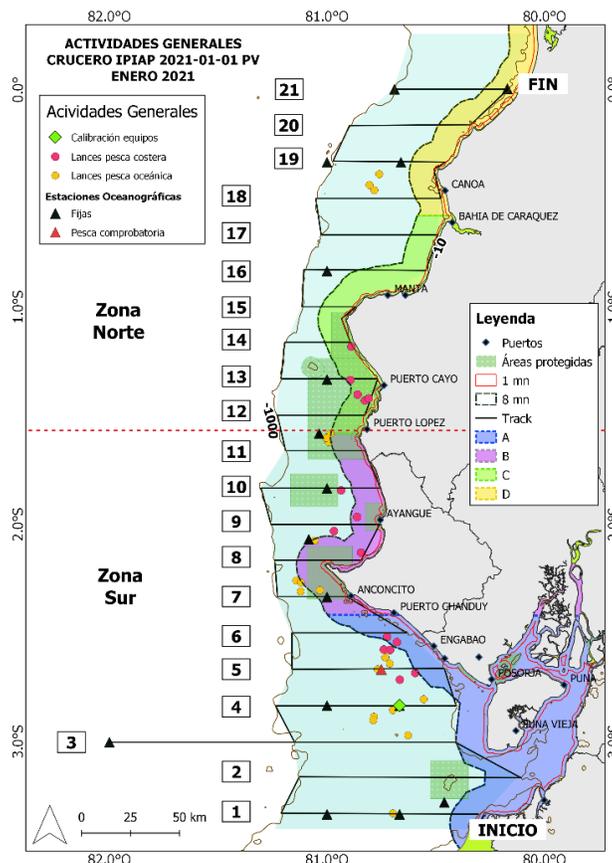


Figura 2. Área de estudio y actividades de investigación durante el crucero IPIAP 2021-01-01 PV, enero 2021 (Fuente: Romero et al., 2021)

Unidad de stock y parámetros biológicos

De la misma forma al supuesto formulado por Canales (2020), se supuso que la flota es capaz de distribuirse casi por completo sobre unidades poblacionales cerradas, lo cual significa entre otros, que las variaciones poblacionales debido a flujos migratorios son mínimas. En estas condiciones se supone que tanto las fallas de reclutamientos como la presión pesquera son los principales responsables de las variaciones en la biomasa desovante. El reclutamiento es un proceso aleatorio difícil de vincular con el stock progenitor, mientras la biomasa desovante/adulta se encuentra permanentemente alterada por la captura de los individuos más grandes, pudiendo este efecto generar la disminución poblacional.

Se revisan los fundamentos de los parámetros de historia de vida de botella, orientados particularmente a los parámetros de crecimiento, longevidad y mortalidad natural. Con el fin de acotar los valores de longitud asintótica, k y longevidad, se consideró como referencia los valores indicados en la app FishLife (<https://james-thorson.shinyapps.io/FishLife/>). Este análisis muestra una gran incertidumbre en la tasa de crecimiento k con valores entre 0.2 y 1.5, en la edad de madurez (t_m) entre 0.5 y 5 años, y en la edad máxima (t_{max}) entre 2 y 20 años (Figura 3).

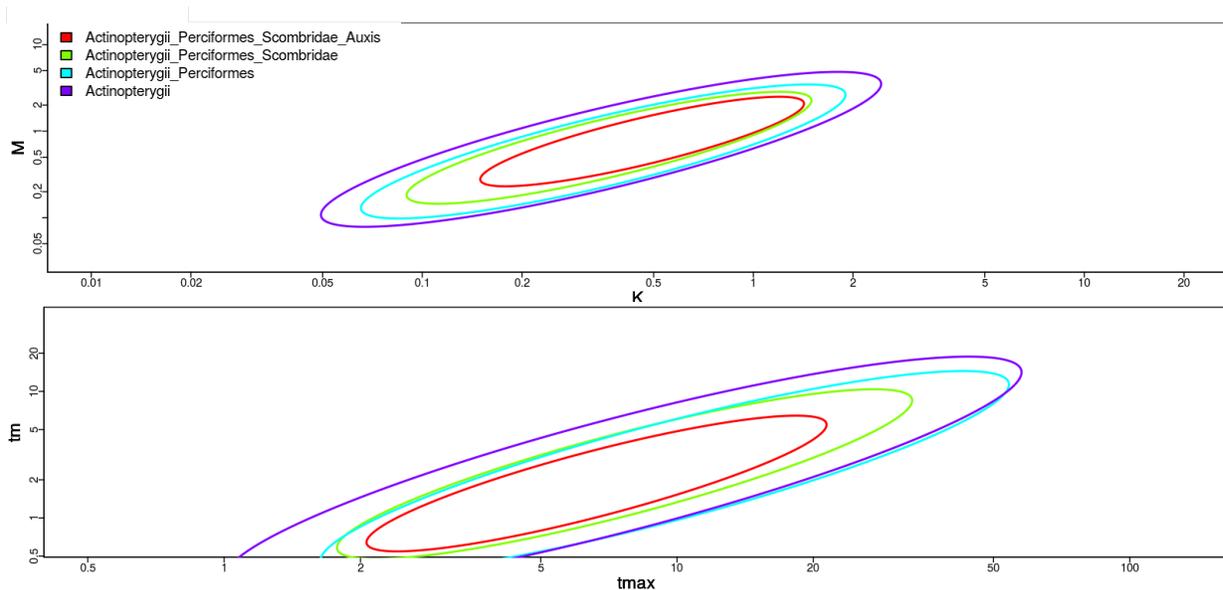


Figura 3. Relación k vs M y edad máxima vs edad de madurez para botella según la aplicación FishLife.

De acuerdo con lo anterior y dependiendo del escenario, el coeficiente k fue estimado por el modelo junto al resto de los parámetros. El valor de mortalidad natural fue fijado en 2 veces el valor de k inicial.

Talla de madurez sexual

Para este fin se emplearon dos tipos de fuentes de datos: la serie histórica de datos biológicos pertenecientes al Instituto Nacional de Pesca, a partir del Programa Seguimiento de la Pesquería de Peces Pelágicos Pequeños, y la base de datos correspondientes al Programa de Observadores ambos para el periodo 2017 – 2023. Los datos de los individuos fueron categorizados en función del estado reproductivo, en el cual estado 2R o mayores se consideran maduros (Arriaga et al., 1983) y se les asigna valor 1 y en caso contrario, valor cero.

Se consideró el uso de modelo de regresión logístico (via GLM) para conocer los cambios en la madurez por tamaños y otros factores relevantes (e.g. Canales et al 2018; Jurado, 2020). La variable dependiente correspondió al estado maduro (valor 1) o inmaduro (valor 0), mientras las variables independientes (predictor lineal) incluyó como variable continua la talla (LT), y como efectos fijos el año (A) y el sexo (S). El modelo de la proporción de madurez es el siguiente:

$$\pi_{i,j,k} = \frac{e^{\mu+A_i+S_j+bL_k}}{1 + e^{\mu+A_i+S_j+bL_k}}$$

El GLM consideró una distribución binomial de la variable respuesta, y una función de enlace “lógica” para el predictor. La talla de madurez fue calculada como

$$L_{50m} = -(\mu + \theta)b^{-1}$$

Siendo,

μ = media

θ = promedio de los coeficientes de los efectos fijos

b = coeficiente asociado a la LT

Estacionalidad en los patrones de actividad reproductiva

Para determinar la época principal de desove, se consideró la información de pesos de gónadas del periodo 2017 – 2023 (Wg), con la finalidad de emplear el Índice Gonadosomático (IGS) (Nikolsky, 1963), el cual relaciona el peso de la gónada y el peso corporal del pez, asociando al grado de madurez que experimenta el ovario o testículo en su ciclo reproductivo (De Vlaming et al., 1982) y de esta manera poder detectar si la población de *Auxis* spp ha mantenido sus ciclos de desoves o ha experimentado algún cambio. Siendo:

$$\text{IGS} = \left(\frac{\text{WG}}{\text{WT}} \right) * 100$$

donde:

WG = el peso de las gónadas

WT = el peso total del pez.

2.2. Modelo de evaluación

Los datos de composiciones de tallas, desembarques, cruceros acústicos y CPUE fueron analizados a través de un modelo estadístico integrado de captura a la edad con datos en tallas MESTOCK (Canales et al., 2014). Este modelo está implementado en ADMB y puede ser descargado desde <https://github.com/criscan/mestockt>. La dinámica poblacional es modelada en edades en escala anual, y se utilizan las composiciones de tallas de las capturas como observaciones. El modelo supone un stock cerrado en el cual el reclutamiento es el resultado del “desove” ocurrido dentro de la misma área de distribución de la especie analizada, pero la sobrevivencia de larvas es determinada principalmente por cuestiones ambientales. Se supone que el reclutamiento ocurre a inicios de cada año distribuido sobre cierto rango de tallas siguiendo una distribución de probabilidad normal cuya media es la talla del reclutamiento (L_0) estimada. Se consideran funciones de verosimilitud como expresión del error de observación, así como distribuciones a priori o penalizaciones de algunos parámetros de interés. Los detalles se entregan en **Anexo 1**.

Condiciones iniciales

El modelo se inicia en los años donde la pesquería ya existía (1997) y por ende supone al primer año de la evaluación una condición de explotación pero en equilibrio en torno al reclutamiento medio de largo plazo y la mortalidad total.

Parámetros del modelo

El modelo emplea nuevos supuestos sobre el parámetro de crecimiento y mortalidad natural, considerando la nueva estimación de la talla media de madurez. (**Tabla 2**)

Tabla 2. Distribuciones a *priori* de parámetros biológico-pesqueros empleados en los modelos de evaluación de las poblaciones de botella. Las escalas de k y M son anual. L_{50ms} es la talla al 50% de madurez actualizada para este reporte.

Parámetro	Prior
Desviación del reclutamiento δ_R	$\sim N(0, \sigma_R = 0.6)$
Reclutamiento virginal $\log(R_0)$	$\sim U(0, +\infty)$
Talla asintótica L_{oo}	$\sim N(\log(38), cv_{L_{oo}} = 0.1)$ (fija)
Coef crecimiento k	$\sim N(\log(0.3), cv_k = 0.1)$
Talla reclutamiento L_o	$\sim N(\log(17), cv_{L_o} = 0.2)$
alfa	$\sim N(\log(2.0), cv_{alfa} = 0.3)$
beta	$\sim N(\log(0.0), cv_{beta} = 0.1)$ (fija)
Mort natural	$\sim N(\log(0.6), cv_M = 0.2)$ (fija)
Steepness	$\sim N(\log(1.0), cv_h = 0.1)$ (fija)
b-cpue	$\sim N(\log(1.0), cv_b = 0.1)$ (fija)
q-crucero	$\sim N(\log(1.0), cv_q = 0.2)$
L50 flota	$\sim N(\log(25), cv_{L50f} = 0.5)$
s1 flota	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1f} = 0.5)$
s2 flota	$\sim N(\log(300), cv_{s2f} = 300)$ (fija)
L50 crucero	$\sim N(\log(25), cv_{L50c} = 0.5)$
s1 crucero	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1c} = 0.5)$
s2 crucero	$\sim N(\log(300), cv_{s2c} = 300)$ (fija)
L50ms	24 (promedio 2017-2023)
L95ms	26 (promedio 2017-2023)
Log aw	-4.69*
Log bw	3.15*

*parámetros calculado durante el periodo 1995-2019 para el género Auxis

Reclutamientos

Los reclutamientos anuales corresponden al grupo de individuos de una misma edad, y a menudo por debajo de la talla de primera captura. Las variaciones anuales de los reclutamientos se modelan como desviaciones aleatorias en torno al parámetro de escala \log_R0 , los que responden a un proceso multiplicativo que en escala logarítmica son representados por una distribución normal con media 0 y desviación σ_R . En términos prácticos, esto significa que pudiendo existir vínculo entre desovantes y reclutas, esta relación está perturbada por procesos aleatorios ligados a cuestiones ambientales. En todos los casos analizados los modelos supusieron denso-independencia entre desovantes y reclutamientos.

Capturas

Las capturas son supuestas con muy bajo nivel de error y supone que representan de manera fidedignas las reales remociones que se realizan en la pesquería. Como medida de error, a estas se les asigna un coeficiente de variación del 5%.

Selectividad y mortalidad por pesca

En el modelo de evaluación la selectividad es supuesta en forma logística respecto de la edad/talla, lo que significa que a partir de cierta edad/talla todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser capturados. La mortalidad por pesca es diferente según la edad/talla del pez, y se distribuye siguiendo la curva de selectividad antes descrita. Dependiendo del escenario, la selectividad se supuso variable en bloques de años-años. Los cambios de selectividad fueron considerados a partir de la observación de los residuales entre la talla promedio observada y la estimada en un modelo-escenario sin bloques de selectividad (caso S1 ver más adelante) (**Tabla 3**). Cabe señalar que el alto nivel de correlación existente en/entre las composiciones de tallas anuales sugiere se consideren cambios interanuales en la selectividad y/o disminución del tamaño de muestra efectivo (Francis, 2011). Los cambios en selectividad o disponibilidad talla-específica también fueron considerados para los cruceros. Adicional el modelo supuso cambios en capturabilidad de la flota.

Tabla 3. Configuración de bloques de selectividad para los recursos evaluados por medio de modelo integrado MESTOCK, a partir del escenario S4 elegido como base

Fuente	Períodos de cambios en selectividad
Pesquería	1997 1999 2002 2004 2006 2008 2014 2017
Cruceros	1997 2020 2022

Peso estadístico de la información

La evaluación de stock se sustenta en el ajuste estadístico de un modelo a la información. Para tales efectos es necesario precisar el nivel de error que pudiese tener esta información conforme al supuesto de su distribución estadística, destacándose que en general los resultados son condicionales a la escala de los desembarques supuestos con mínimo error de observación. Los coeficientes de variación de los índices de abundancia fueron supuestos (a priori) y luego comparados de manera relativa respecto de la desviación estándar de los residuales en escala logarítmica (**Tabla 4**). De la misma forma, los tamaños de muestra efectivos fueron supuestos y luego comparados de manera referencial según el estimador de Gavaris & Ianelli (2002). En términos generales los índices de abundancias fueron tratados con relativa credibilidad y le fueron asignados coeficientes de variación del 20% a la CPUE y 35% a la biomasa de los cruceros.

Tabla 4. Tamaños de muestra efectivos y coeficientes de variación empleados en la evaluación de stock de botella y arenque.

Tamaños de muestra		Coef. variación	
Flota	Cruceros	CPUE	Cruceros
30	30	0.20	0.35

Puntos Biológicos de Referencia y Potencial Reproductivo dinámico

Las estimaciones de la biomasa desovante y la mortalidad por pesca fueron contrastadas respecto de valores de referencia. Se consideraron proxis del *Rendimiento Máximo Sostenido* (RMS) como puntos de referencia. Se consideró como Punto Biológico de Referencia objetivo dejar el escape del 40% de la biomasa virginal (B_0) = B_{RMS} , mientras el nivel de mortalidad por pesca máximo fue estimado como aquel que genera en el largo plazo el 40% de B_0 ($F_{RMS} = F_{40\%}$). El valor de la biomasa desovante fue contrastada en base a dos indicadores: la Razón de Potencial Reproductivo (SPR) dinámico el cual corresponde a la razón entre la biomasa y la biomasa virginal anual sin pesca dado el valor particular anual de reclutamiento, y otro de largo plazo, que es la razón entre la biomasa anual y la biomasa virginal B_0 estimada a partir del valor esperado R_0 de los reclutamientos. Por su lado, la mortalidad por pesca derivada de los modelos de análisis, se comparan conforme sus referencias antes mencionadas: la mortalidad por pesca de referencia proxy al de rendimiento máximo sostenido F_{RMS} .

Por nomenclatura, se denomina estado de sobreexplotación cuando la biomasa poblacional se ubica por debajo del valor de referencia ($B_{RMS} = 40\% B_0$), y sobrepesca si la mortalidad por pesca excede el criterio máximo $F_{RMS} = F_{40\%}$. La sobrepesca equivale a remover más biomasa que la generada por la misma población, y por ende determina la disminución de la misma. Esta situación puede determinar la sobreexplotación si no es advertida ni controlada.

2.3. Escenarios de evaluación

La evaluación de stock representa un conjunto de hipótesis expresadas en el mejor set de parámetros biológicos, o de importancia de la información. Si bien la evaluación fue realizada desde un escenario base (S1), se exploró el desempeño a distintas hipótesis alternativas. En el escenario S2 se exploró el desempeño del modelo con variaciones en la selectividad tanto de la flota como de los cruceros. Un tercer escenario S3 considera el escenario anterior junto a la estimación de los parámetros de crecimiento condicionados a la distribución a priori dada en la **Tabla 2**. Otro escenario S4 exploró el efecto de suponer que la desviación estándar a la edad es constante entre edades, mientras que S5 incluyó en S3 la estimación condicionada del coeficiente de capturabilidad del crucero. Otro escenario S6 exploró la estimación de la mortalidad natural M dado el conjunto de datos analizados, mientras que un escenario S7 incluyó en S5 la estimación del parámetro de densidad-dependencia de la CPUE respecto de la biomasa explotable (**Tabla 5**).

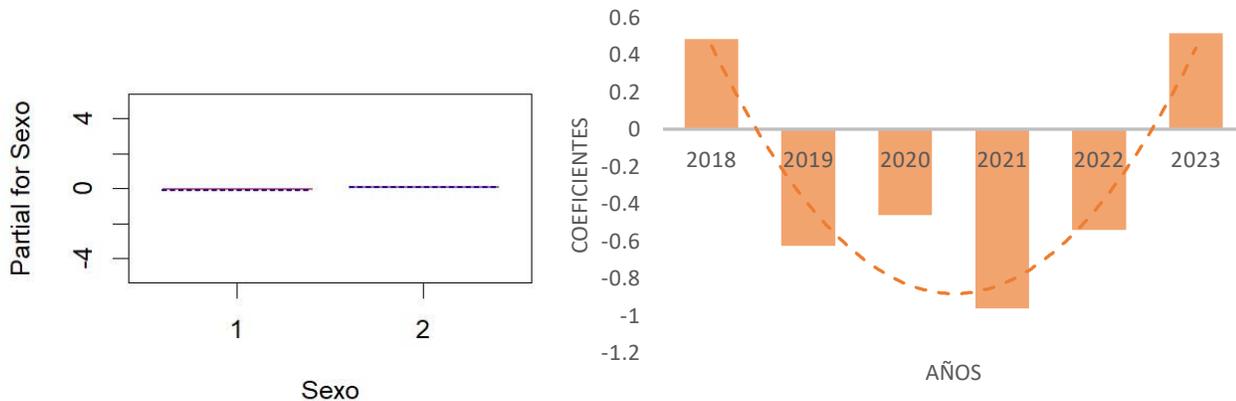
Tabla 5. Escenarios de análisis de evaluación de stock de botella y arenque.

Escenarios	Configuración
S1	Crecimiento y M fijos, selectividad constante, $q=1$, y $sd_talla/edad$ proporcional a la talla promedio a la edad
S2	S1 + bloques de selectividad
S3	S2+ Crecimiento estimado
S4	S3+ $sd_talla/edad$ constante entre edades
S5	S3 + q estimado ($q_prior=1$, $cv=0.1$)
S6	S5 + M estimado
S7	S5 + estimación parámetro b de denso-dependencia de la CPUE

Resultados

Modelo de madurez sexual (L50m)

Los coeficientes del efecto anual del modelo de madurez sexual a la talla muestran disminución en la proporción de individuos maduros dentro de la pesquería en especial durante el periodo 2019 – 2022, mientras que para el 2023 se registra una pequeña recuperación. La devianza del modelo fue explicada en un 91%, siendo el efecto de la talla el más relevante en dicha variabilidad (85% AIC), seguido del efecto anual (4% AIC). A nivel de sexo no se obtuvo significancia por lo cual tanto los individuos machos como hembras comparten los mismos atributos al momento de la madurez los cuales estarían ligados a un sincronismo al momento que se inicia la actividad reproductiva (**Figura 4**)



Estimate	Std.	z	p-value	
(Intercept)	-27.65	0.32	-85.94	<2.0E-16
Year2018	0.48	0.06	8.00	<1.2E-15
Year2019	-0.63	0.07	-9.25	<2.0E-16
Year2020	-0.46	0.06	-7.96	<1.7E-15
Year2021	-0.96	0.06	-15.85	<2.0E-16
Year2022	-0.54	0.06	-9.30	<2.0E-16
Year2023	0.52	0.06	8.24	<2.0E-16
Sexo2	0.16	0.03	4.89	<1.0E-06
talla	0.12	0.00	89.46	<2.0E-16

Figura 4. Coeficientes normalizados de Madurez (Mat) con el efecto sexo (a) y anual (b) para botella (*Auxis spp.*) durante 2017 – 2023

En lo que respecta a la talla media de madurez (TMM – **Figura 5**), talla a la cual el 50% de los individuos se ha reproducido al menos una vez, se la ha calculado como un promedio para el periodo de análisis (2017 – 2023) siendo en L50m= 240.7 mm LF (24.1 cm LF), mientras que la talla al 95% se estimó en 266 mm LF (26.6 cm LF).

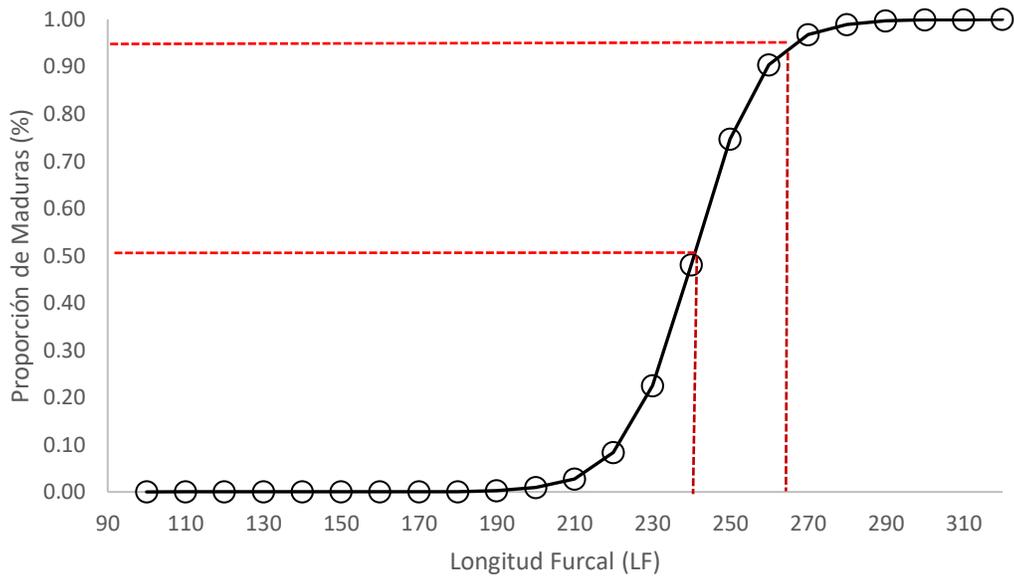


Figura 5. Talla Media de Madurez para machos y hembras de *Auxis* spp, las líneas punteadas representan el valor calculado para el 50% y 95% de Lm como promedio para el periodo 2017-2023

La variación anual del L50 para machos y hembras, se observa que hay ligeras diferencias en la talla media entre sexos, y como éstas han variado a través del tiempo, donde las máximas tallas (24 cm LF) se ha registrado durante el periodo 2019 – 2022, siendo el mismo periodo donde se registró la menor proporción de individuos maduros (**Figura 4**), lo cual indicaría que ha de pesar de tener una mayor talla de madurez no hubo contribución significativa al proceso reproductivo y por ende podría haber estado influenciando en las anomalías negativas de reclutamiento vistas para ese mismo periodo de tiempo. Caso contrario se registró durante el 2023, donde cae la talla media de madurez a 23 cm LF, pero se incrementa notablemente la proporción de individuos maduros (**Figura 6**), por lo tanto podría ser una respuesta de tipo adaptativa de la especie dado al año atípico presentado por la presencia del Fenómeno El Niño en nuestras aguas.

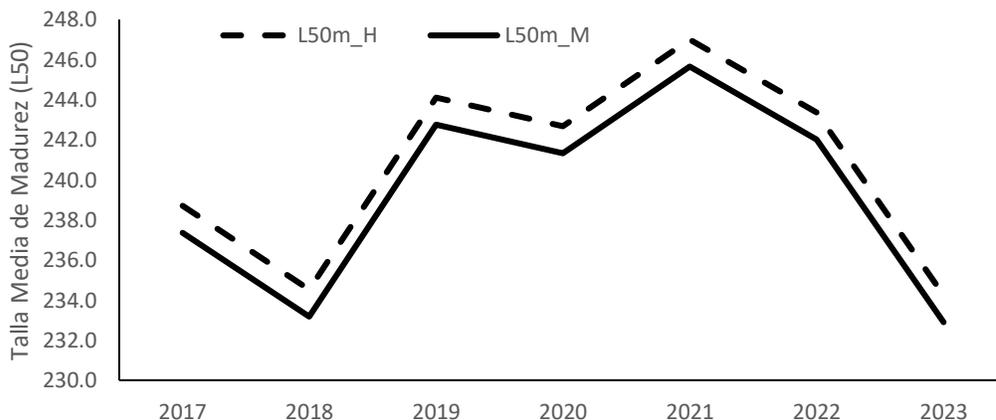


Figura 6. Variación anual de la Talla Media de Madurez para machos y hembras de *Auxis* spp

Variación de Actividad Reproductiva

El seguimiento del Índice Gonadosomático (IGS) permite conocer cuando ocurren los mayores pulsos reproductivos, el mismo que ha permitido registrar cambios en el patrón de actividad reproductiva de este recurso. Es así como se ha observado que el ciclo reproductivo correspondiente al periodo de enero – marzo, ha tomado una mayor relevancia, siendo febrero donde se registra el mayor promedio de IGS (5.5 – 6), a partir de mayo los valores disminuyen considerablemente (1,1 – 2), asociados al inicio del periodo de reclutamiento de esta especie (**Figura 7**), mientras que desde octubre se registra el inicio del segundo ciclo reproductivo con una menor intensidad de desove. La abundancia de huevos ratifica lo obtenido a partir del IGS, donde las mayores abundancias fueron registradas en febrero (fracción 0.083 del año), superando la media histórica de los otros meses (**Figura 8**).

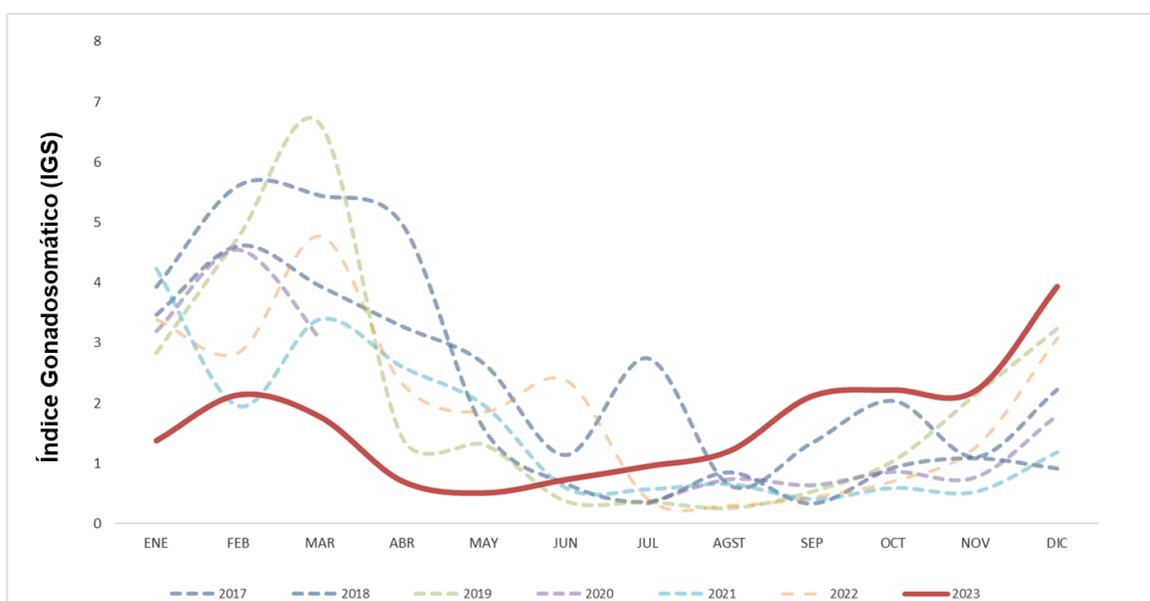


Figura 7. Variación Anual del índice Gonadosomático de Botella, durante el periodo 2017-2019.

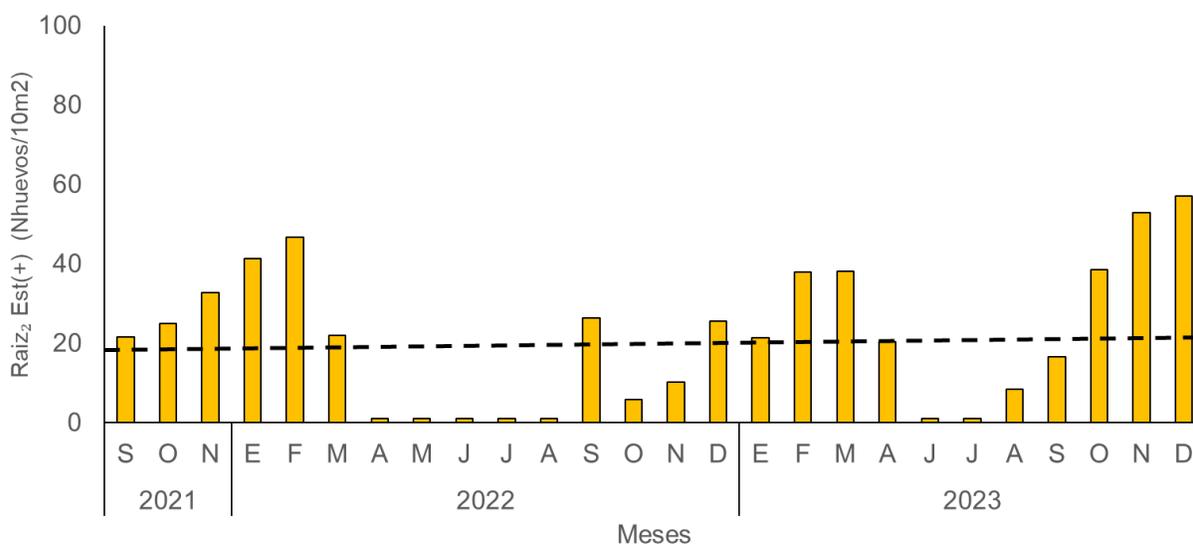


Figura 8. Variación Anual de abundancias de huevos de Botella, durante el periodo 2021-2023. Fuente: Proyecto: Seguimiento huevos y larvas Cámara Nacional de Pesquería -IPIAP

Evaluación poblacional

Botella

Ajuste del modelo y estimación de parámetros

En la **Figuras 9, 10, 11 y 12** se muestra el ajuste del modelo de evaluación a los distintos conjuntos de datos de botella, mientras el desempeño de los residuales respecto de los supuestos de normalidad se entregan en **Figura 13**. Los parámetros del modelo resueltos en escala log ($n=83$) se reportan en la **Tabla 6** y se destaca además el valor del gradiente $1E-5$ lo que confirma la convergencia del modelo. Los resultados no muestran grandes patrones en los residuales y se destaca un buen ajuste a la señal de abundancia CPUE anual y la talla promedio de las capturas ($RMSE < 0.3$, Carvalho et al, 2021)), y en menor calidad el ajuste a la biomasa de cruceros ($RMSE > 0.3$) (**Figura 9**).

Por su lado, las composiciones de tallas de los cruceros muestran mayor irregularidad entre años esperable en este tipo de datos mientras el modelo señala una ligera tendencia a sobreestimar la presencia de individuos más grandes (**Figura 10 y 12**). Esta situación podría sugerir que durante la evaluación acústica y por cuestiones de menor disponibilidad de los peces grandes, el patrón de selectividad podría ser del tipo acampanado en los cruceros.

La variabilidad anual y tendencia de las composiciones de tallas fue reproducida por el modelo bajo el uso de bloques de patrones de explotación anual. En este contexto, se observa que los patrones de explotación de la flota (**Figura 14**) se encuentra en torno a la talla de madurez, lo que, desde la perspectiva de la conservación, resulta deseable y recomendable con el fin de asegurar la renovabilidad de la población evitando la sobrepesca por reclutamiento. Por su lado, los patrones de selectividad de los cruceros por bloques de años señalan que en la zona-época del crucero están más disponibles individuos menores a 25 cm LF (**Figura 14**). Los resultados indican que en las composiciones de tallas de las capturas no habrían más de 5-7 grupos anuales de edad (**Figura 15**), y que la talla de reclutamiento a la población se estima en torno a los 16.32 cm. De acuerdo con la tasa de crecimiento y a partir de esta medida, se estima que recién luego de dos años se alcanzaría la talla de primera madurez calculada en torno a los 24 cm (**Figuras 14, 15**). Si bien el modelo logra reproducir la variabilidad anual de las composiciones de tallas, no pudo reproducir de similar forma la dinámica de las composiciones de tallas de los cruceros acústicos, lo cual revela que esta última información está sujeta a mayor error de observación debido al acotado proceso temporal de recolección de datos (un mes en el año). En efecto, de la información se destaca la falta de representación de los dos extremos de las distribuciones (peces más pequeños y grandes), lo cual indicaría que en el diseño de muestreo empleado en la evaluación acústica, no solo existirían importantes cambios en el patrón de selectividad del crucero, sino también en la disponibilidad talla-específica como parte del error de proceso.

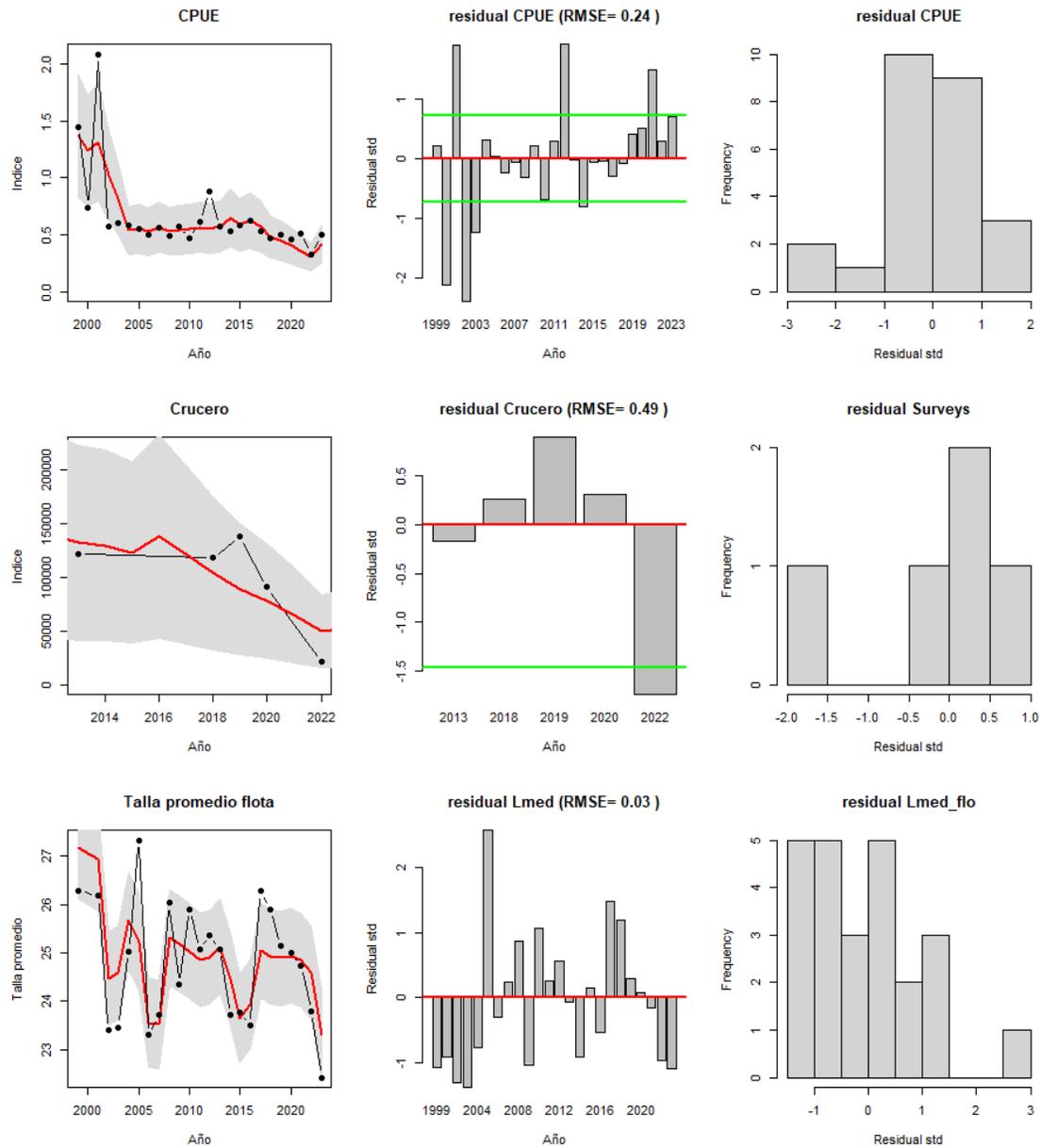


Figura 9. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos (líneas y puntos negros) de CPUE, biomasa acústica, y talla promedio de los desembarques de botella. La línea verde muestra el rango de confianza de tres veces la desviación estándar (Carvalho et al, 2021)

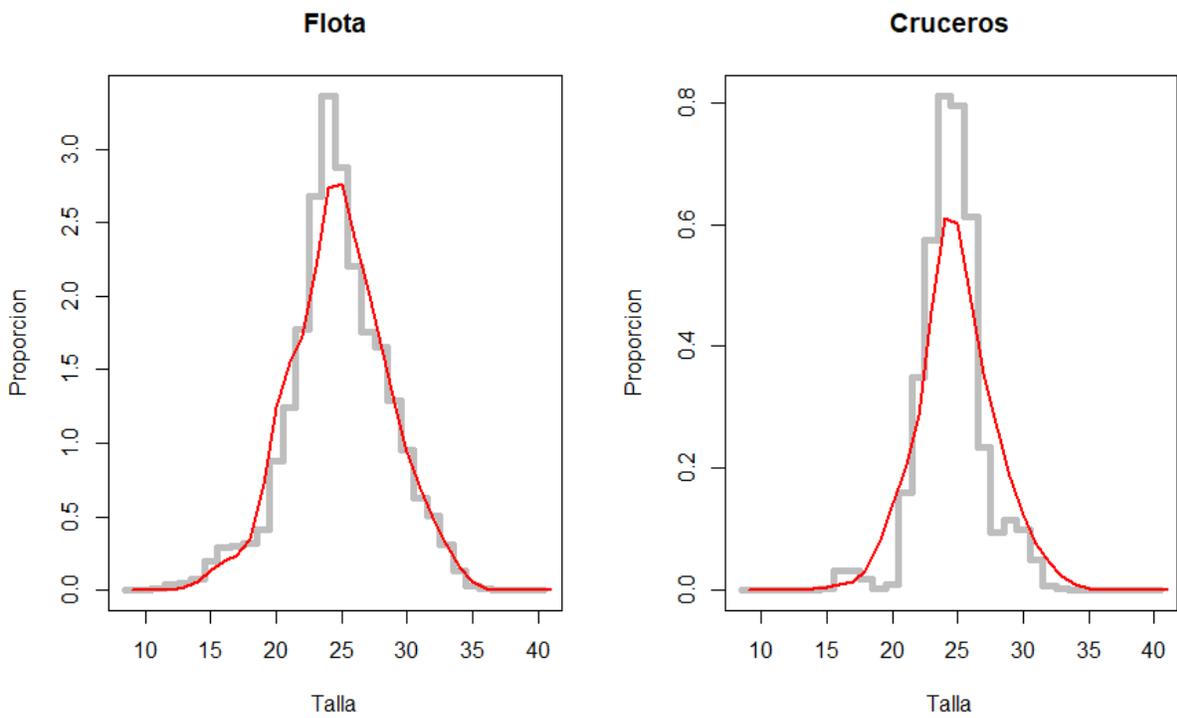


Figura 10. Ajuste del modelo a las frecuencias de talla totales de las capturas y cruceros acústicos de botella.

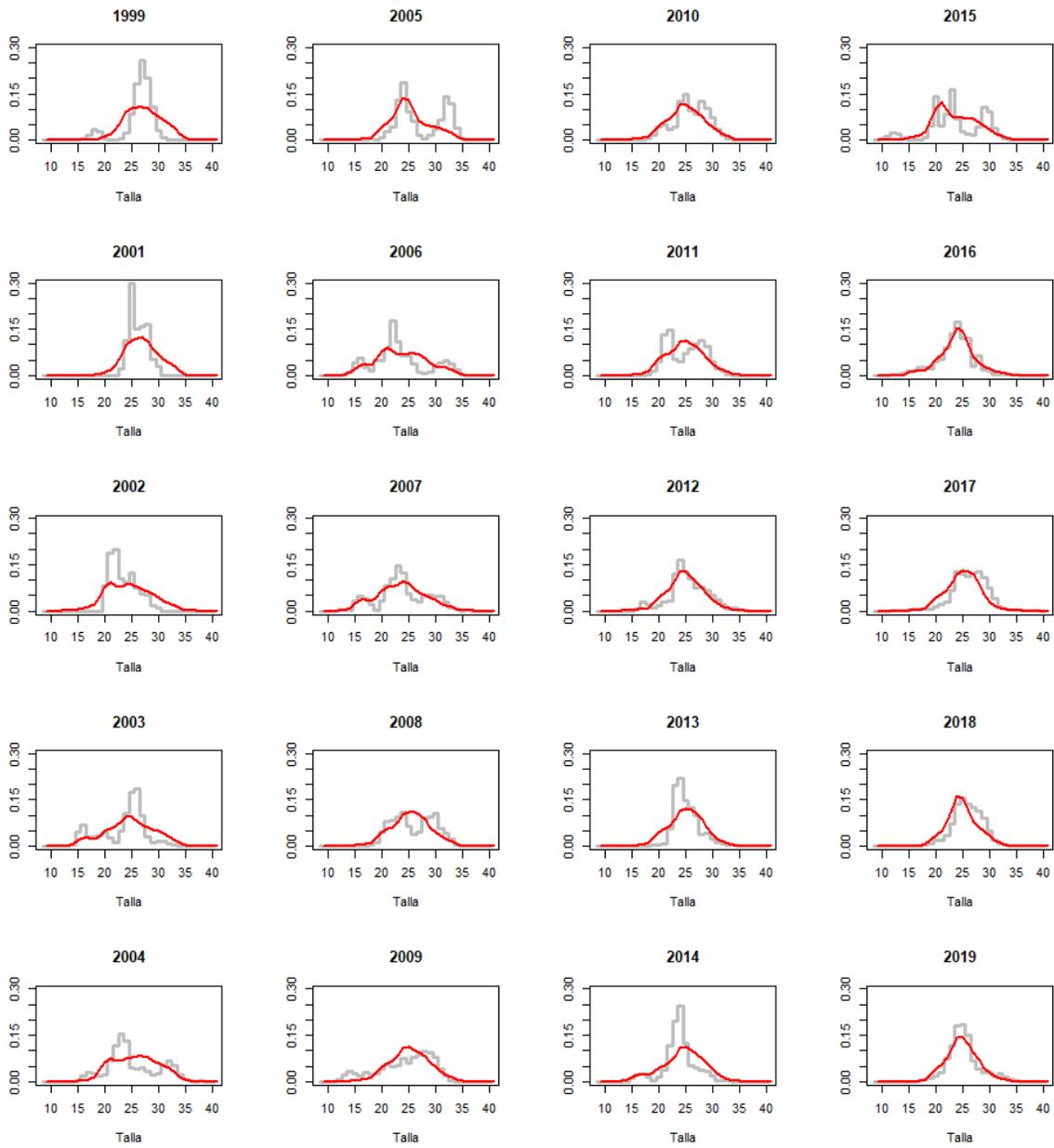


Figura 11. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas anuales de botella.

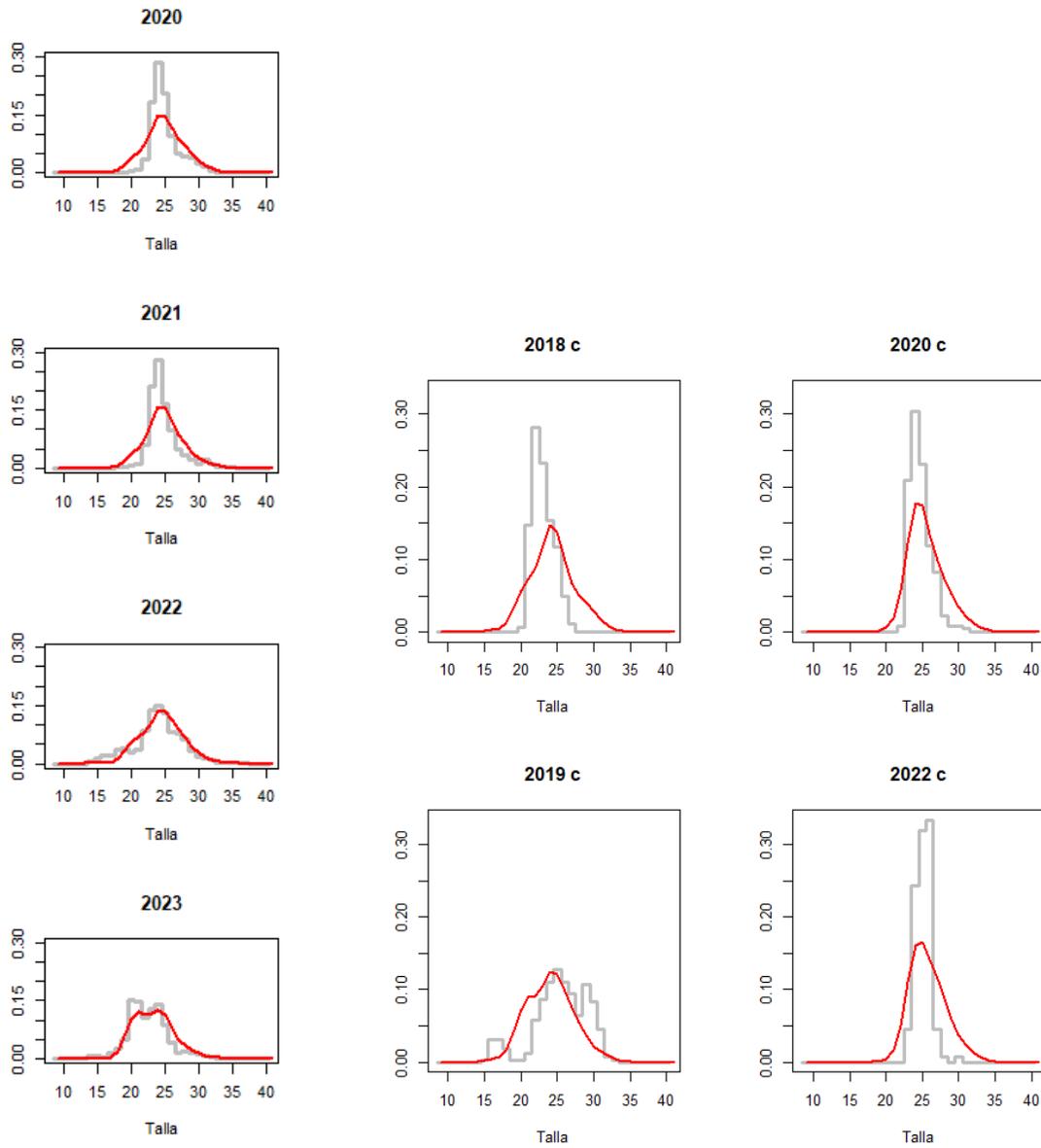


Figura 12. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas (lado derecho) y los cruceros (lado izquierdo) de botella.

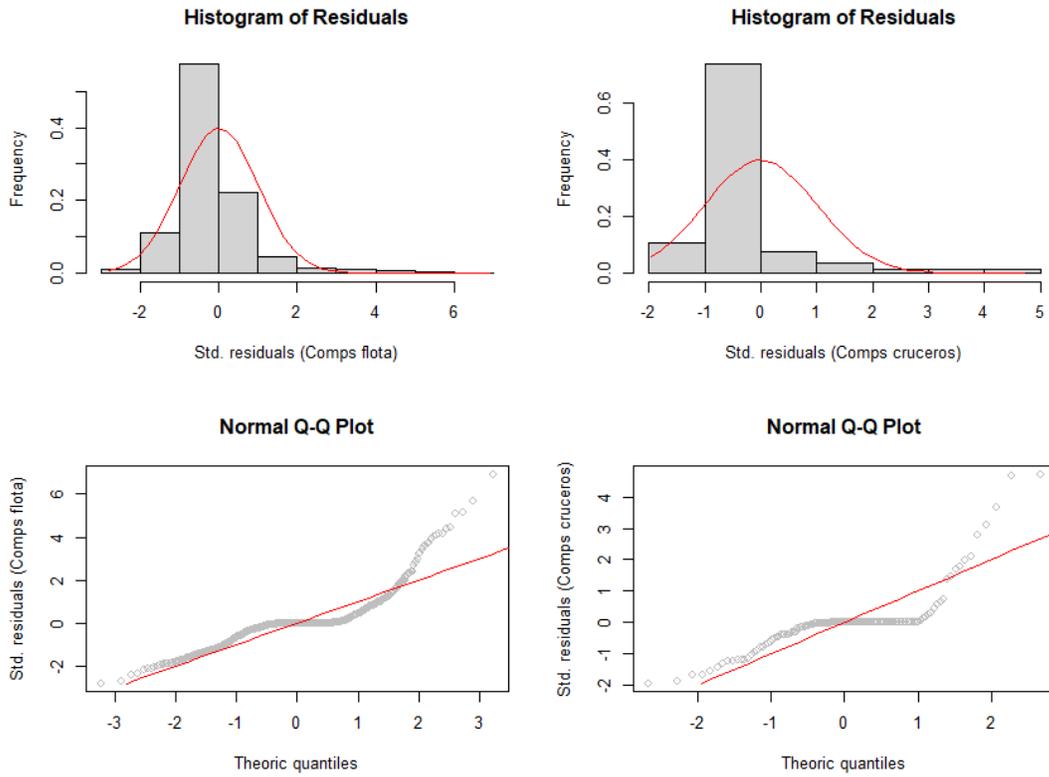


Figura 13. Histograma de residuales y diagrama qq-plot de las composiciones de tallas de las capturas (lado derecho) y los cruceros (lado izquierdo).

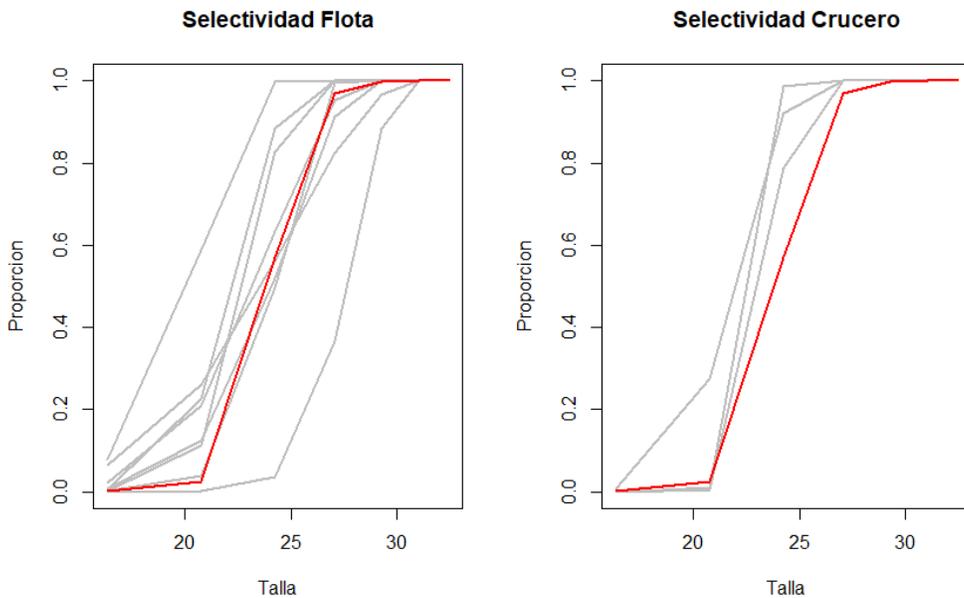


Figura 14. Selectividad (líneas grises) de la flota y cruceros acústico, y proporción de madurez a la talla (línea roja) en botella.

Tabla 6. Parámetros del modelo de botella.

```
# Number of parameters = 83 Objective function value = 2231.47838630759 Maximum gradient component =
1.53824742515163e-005
# log_L50:
3.41719497330276 3.30648492228446 3.19686309669251 3.24595009710494 3.43107006616059
3.35841871942569 3.34704633946331 3.24745917991909
# log_sigma1:
0.881683652828227 0.944126302536541 1.28237040351343 1.05483521497449 1.82657838140998
1.36608585280483 1.46981899346992 0.870235263513815
# log_sigma2:
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
# log_L50c:
3.23694134096336 3.19738097613059 3.22594035885251
# log_sigma1c:
1.07663717575212 0.216769993913182 0.288918768823446
# log_sigma2c:
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
# log_Ro:
6.95266635932
# dev_log_Ro:
-0.199961953662 0.0469966488820 -0.0423791506454 -0.289922728005 -0.211139014219 -0.903128467197 -
0.191258900084 -0.570067164929 0.0530581060360 -0.0556264963684 0.0709645240558 0.169310573731
0.192446894087 0.419611628600 0.190860804037 0.158473084874 -0.236876917259 0.775535220811
0.0479879895160 0.306572316984 -0.145611426288 -0.0340971172679 -0.120720524145 -0.384309072679 -
0.0357405941273 1.06306979471 -0.0740480594494
# dev_log_No:
0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000
# log_F:
-11.3399416013 -2.97645709306 -0.834938089578 -2.38216942827 -2.93825581533 -2.73407130171 -
1.21762714848 -1.40475188717 -2.51963739894 -1.78807204840 -1.20414453451 -1.40601743315 -
0.851309154495 -0.857600239188 -0.671242394127 -0.401919511397 -1.08022746276 -0.833781179989 -
0.332322322248 -0.589881463488 -0.390748632976 -0.151092607346 -1.17562511299 -0.116113106393 -
0.555949960384 -0.160152674517 -0.462328898136
# log_qflo:
-11.2936211662 -11.8821868006
# log_qcru:
-0.0703725203373
# log_b:
0.00000000000
# log_Linf:
3.63758615973
# log_k:
-1.47939481406
# log_Lo:
2.79258478308
# log_aedad:
0.376476646800
# log_bedad:
-23.0258509299
# log_M:
-0.510825623766
# log_h:
0.00000000000
```

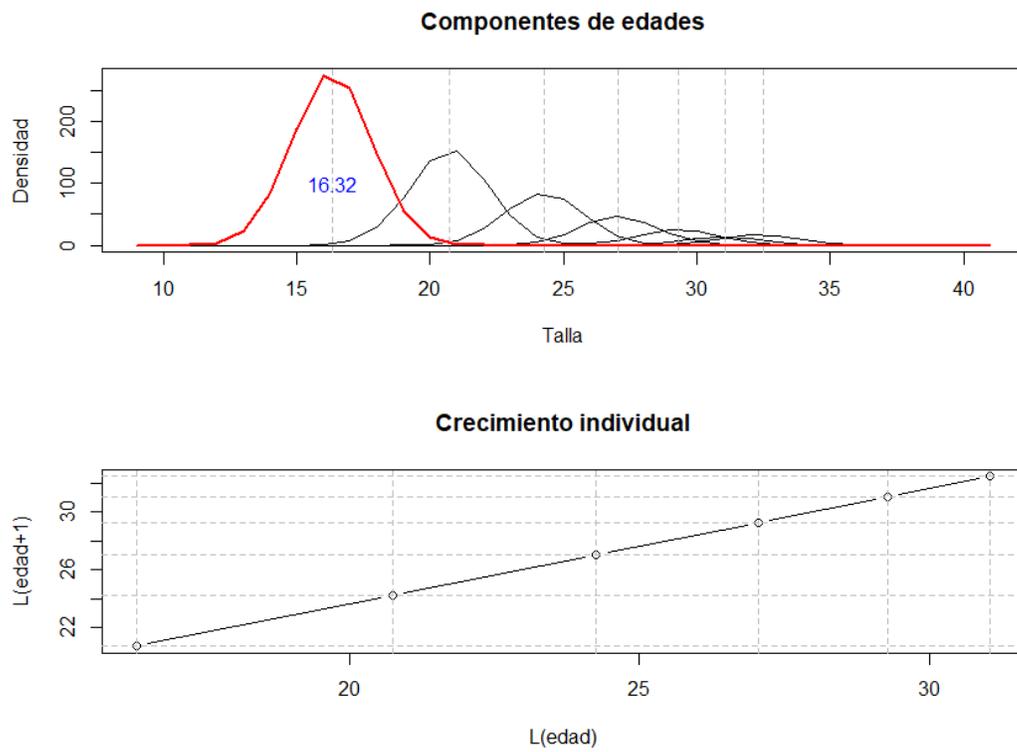


Figura 15. Modelo de crecimiento anual por componentes modales en botella. En color azul se indica la talla estimada de reclutamiento.

Variables poblacionales y diagnóstico

La variabilidad de los reclutamientos es una característica de pequeños pelágicos. Se estima que la mayor variabilidad se registra a partir del 2014 pero sin períodos de anomalías negativas/positivas que destacar (**Figura 16**). Esta variabilidad es determinante en las estimaciones poblacionales y por ende se estima que la biomasa adulta ha variado con tendencia general a la disminución, al igual que la biomasa adulta que habría existido sin pesca, particularmente durante la última década (**Figura 17**).

Las medidas de precisión en las estimaciones corresponden a coeficientes de variación en torno al 20% en biomasa, e indican que en la mayoría de las veces, la biomasa ha estado significativamente por sobre biomasa de referencia Brms (**Figura 17, Tabla 7**). Por su lado, la trayectoria de la mortalidad por pesca anual muestra que esta se ha incrementado de manera sostenida y se ha encontrado encima de la mortalidad por pesca de referencia Frms (**Figura 17**) algunos años de la última década. En términos del potencial reproductivo (SPR), los resultados muestran variaciones en torno al 42% de la biomasa adulta que habría existido sin pesca (**Figura 18, Tabla 7**).

Para fines de diagnóstico se propuso como referente un objetivo de manejo equivalente a cautelar el 40% de la biomasa adulta virginal (Canales y Jurado, 2021). Los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) para la botella fueron estimados proyectando anualmente la biomasa en el largo plazo para diferentes valores de mortalidad por pesca promedio anual (**Figura 18**). Se estimó como proxy del Rendimiento Máximo Sostenido una biomasa desovante Brms=69 mil toneladas y un nivel de Rendimiento Máximo Sostenido de 41 mil toneladas. La mortalidad por pesca que permite este objetivo de manejo tiene un valor Frms=0.70 (**Figura 17**).

De acuerdo con lo anterior, la biomasa adulta se estima en promedio en torno 74 mil toneladas equivalentes al 43% de la biomasa virginal. Los niveles de mortalidad por pesca promedio se estiman un 10% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia Frms (**Tabla 7**). Sin perjuicio de lo anterior, el diagrama de Kobe y las medidas de incertidumbre indican que los riesgos de sobrepesca y sobreexplotación son moderados y corresponden al 32% y 37% respectivamente (**Figura 19**).

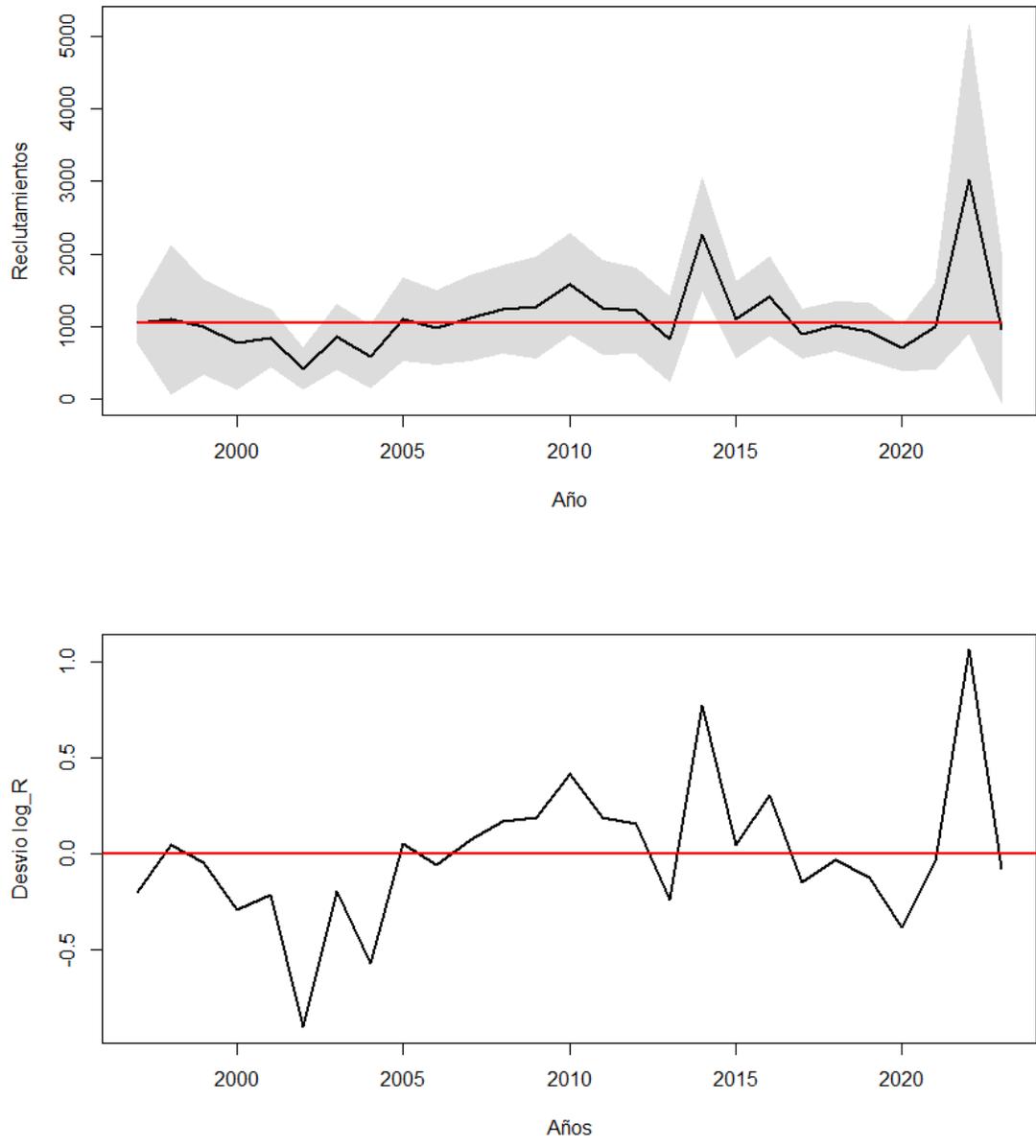


Figura 16. Reclutamientos anuales-anales y anomalía de sus desviaciones en botella.

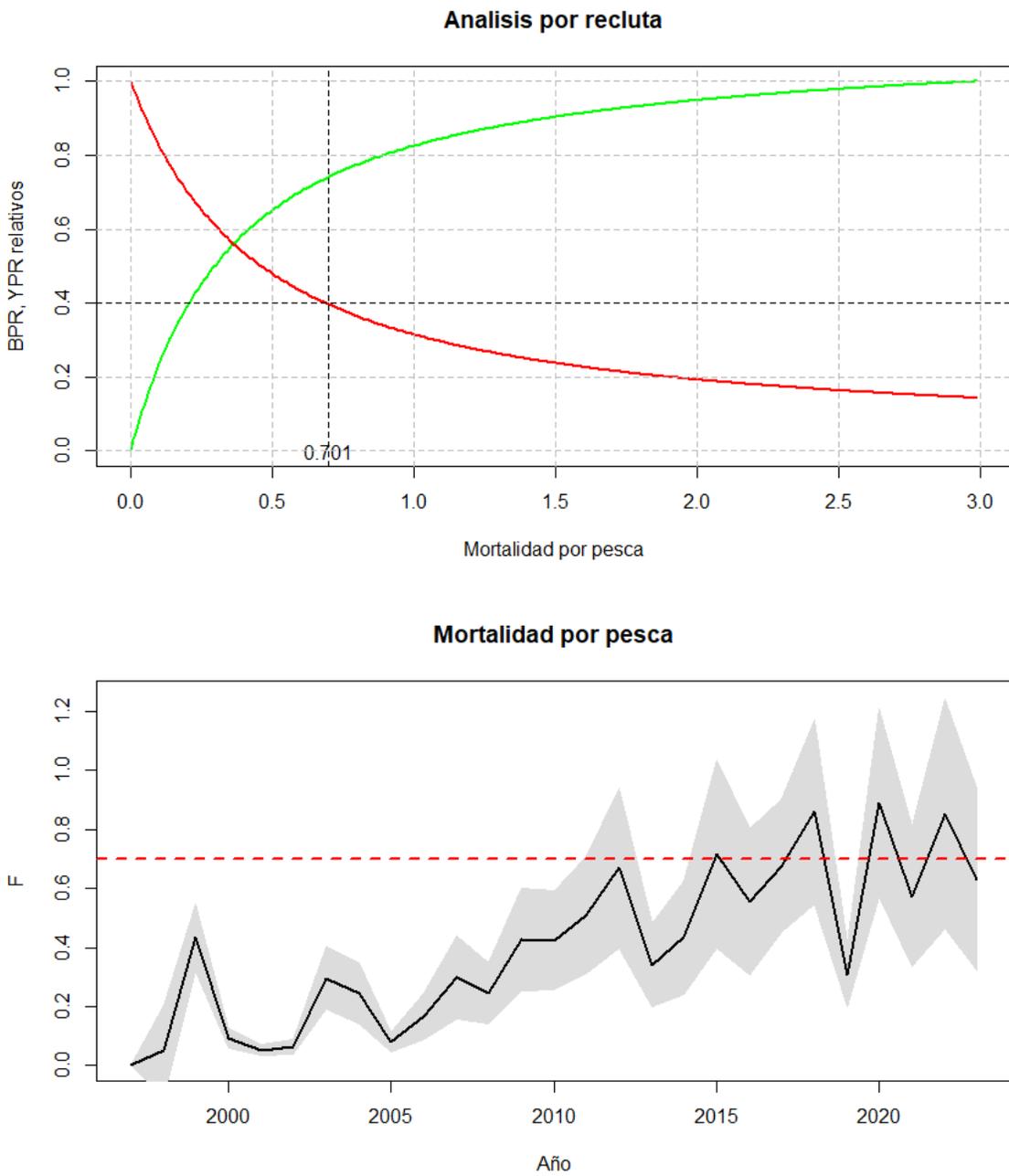


Figura 17. Curvas de equilibrio de rendimiento y biomasa por recluta, mortalidad de referencia en el MSY y mortalidad por pesca anual

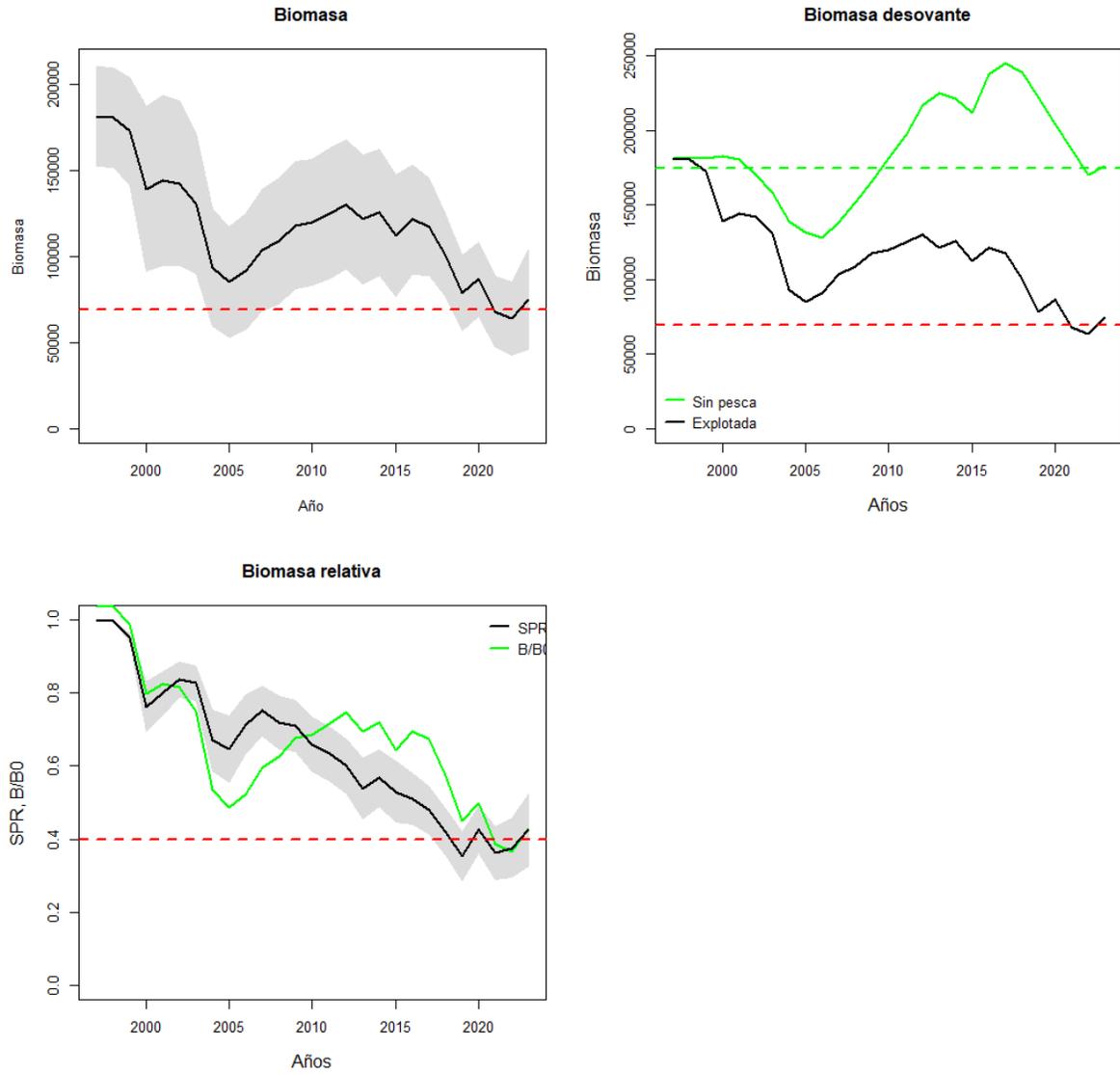


Figura 18. Variación anual de la biomasa desovante con y sin pesca, y de la tasa de potencial reproductivo/biomasa relativa en botella.

B/Brms= 1.07 (risk_SE= 0.37) F/Brms= 0.9 (risk_SP= 0.32)

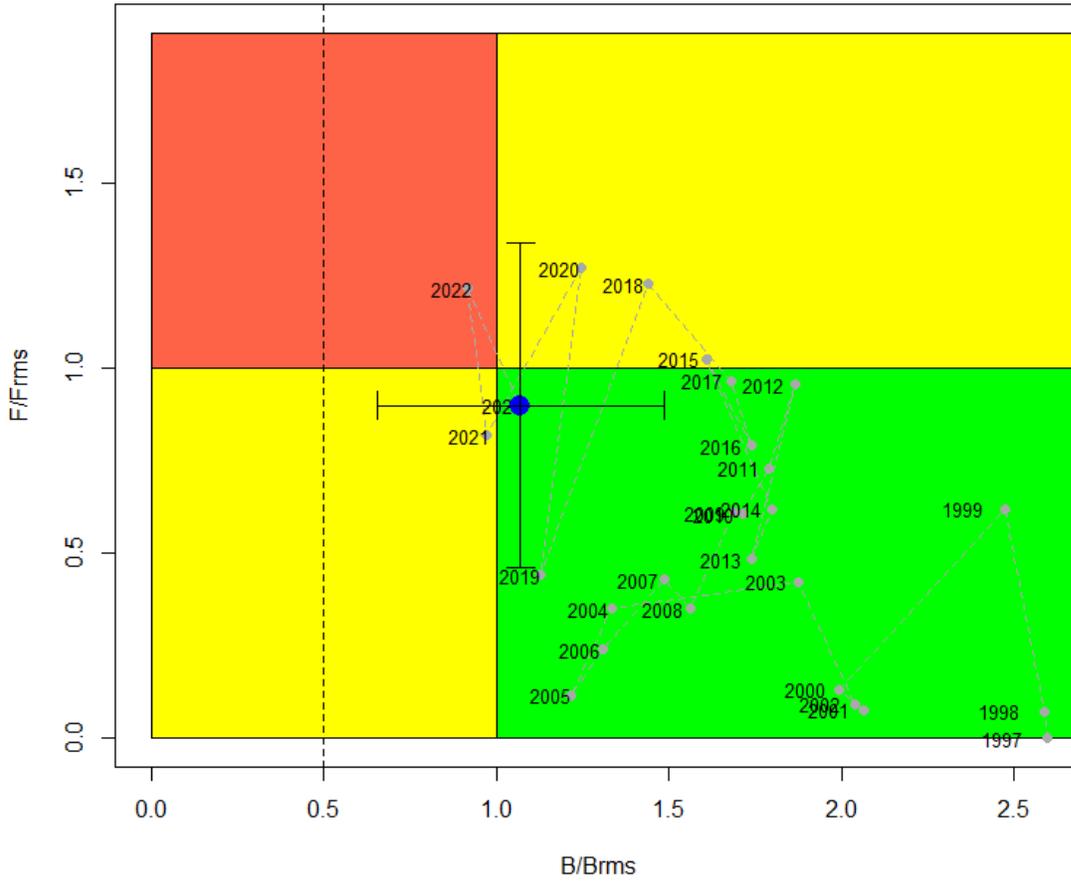


Figura 19 Diagrama de Kobe en botella.

Tabla 7. Estimaciones de biomasa adulta, reclutamiento, mortalidad por pesca, reducción de biomasa adulta virginal y razón de potencial reproductivo (SPR) de botella.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Fmrs	B_Brms	B_B0	SPR
2001	144088	0.81	0.05	0.08	2.07	0.83	0.80
2002	142320	0.41	0.06	0.09	2.04	0.82	0.84
2003	130768	0.83	0.30	0.42	1.87	0.75	0.83
2004	93184	0.57	0.25	0.35	1.34	0.53	0.67
2005	84893	1.05	0.08	0.11	1.22	0.49	0.65
2006	91221	0.95	0.17	0.24	1.31	0.52	0.71
2007	103736	1.07	0.30	0.43	1.49	0.59	0.75
2008	108941	1.18	0.25	0.35	1.56	0.62	0.72
2009	117830	1.21	0.43	0.61	1.69	0.68	0.71
2010	119614	1.52	0.42	0.61	1.71	0.69	0.66
2011	124842	1.21	0.51	0.73	1.79	0.72	0.63
2012	130179	1.17	0.67	0.95	1.87	0.75	0.60
2013	121316	0.79	0.34	0.48	1.74	0.70	0.54
2014	125467	2.17	0.43	0.62	1.80	0.72	0.57
2015	112127	1.05	0.72	1.02	1.61	0.64	0.53
2016	121313	1.36	0.55	0.79	1.74	0.70	0.51
2017	117366	0.86	0.68	0.97	1.68	0.67	0.48
2018	100359	0.97	0.86	1.23	1.44	0.58	0.42
2019	78564	0.89	0.31	0.44	1.13	0.45	0.35
2020	86804	0.68	0.89	1.27	1.24	0.50	0.43
2021	67722	0.96	0.57	0.82	0.97	0.39	0.36
2022	63937	2.90	0.85	1.22	0.92	0.37	0.38
2023	74671	0.93	0.63	0.90	1.07	0.43	0.42

Análisis de escenarios

Una extensión del análisis consideró siete escenarios adicionales de evaluación a fin de evaluar la incertidumbre estructural en la estimación y el diagnóstico de la botella. Los resultados mostraron que, en cualquiera de los casos analizados, la condición de la población de botella no difiere siendo esta en torno a la biomasa de referencia. Las estimaciones de biomasa podrían ser aún mayores si se penaliza la estimación del coeficiente de capturabilidad (S5) (**Figura 20, Tabla 8**). El análisis muestran que de los escenarios comparables más verosímil (menor log likelihood) corresponde a S4 y elegido como base. En este caso el coeficiente de capturabilidad del crucero ($q=0.93$) indica que las estimaciones de biomasa estarían subestimadas en un 7% respecto del valor verdadero (**Tabla 9**). En este escenario, el coeficiente de crecimiento estimado ($k=0.23$) es notablemente menor al valor a priori ($k=0.30$) mientras que la desviación de la talla a la edad se estima invariante equivalente al 9% de L_0 y cuyo valor es de 1.46 cm (**Figura 20, Tabla 9**).

Análisis retrospectivo y perfil de verosimilitud

Complementariamente, el escenario S4 fue analizado respecto del patrón retrospectivo cuyo resultado indica que al eliminar de manera secuencial los datos de los últimos años, el modelo tiende a sobreestimar la biomasa en un 11% (ρ) y subestimar la mortalidad por pesca en un 6% promedio, niveles de sesgo considerados adecuados según el criterio de Carvalho et al (2021) (**Figura 21**).

Del mismo modo, un análisis de perfiles de verosimilitud muestra que la información más relevante en la evaluación de stock son las composiciones de tallas de las capturas, destacándose además inconsistencia entre la señal de CPUE respecto de la biomasa del crucero, así como entre las composiciones de tallas de las capturas y la CPUE. En efecto y mientras la CPUE sugiere que la escala de la población debiese ser mayor, la información de los cruceros acústicos sugiere lo contrario (**Figura 22**).

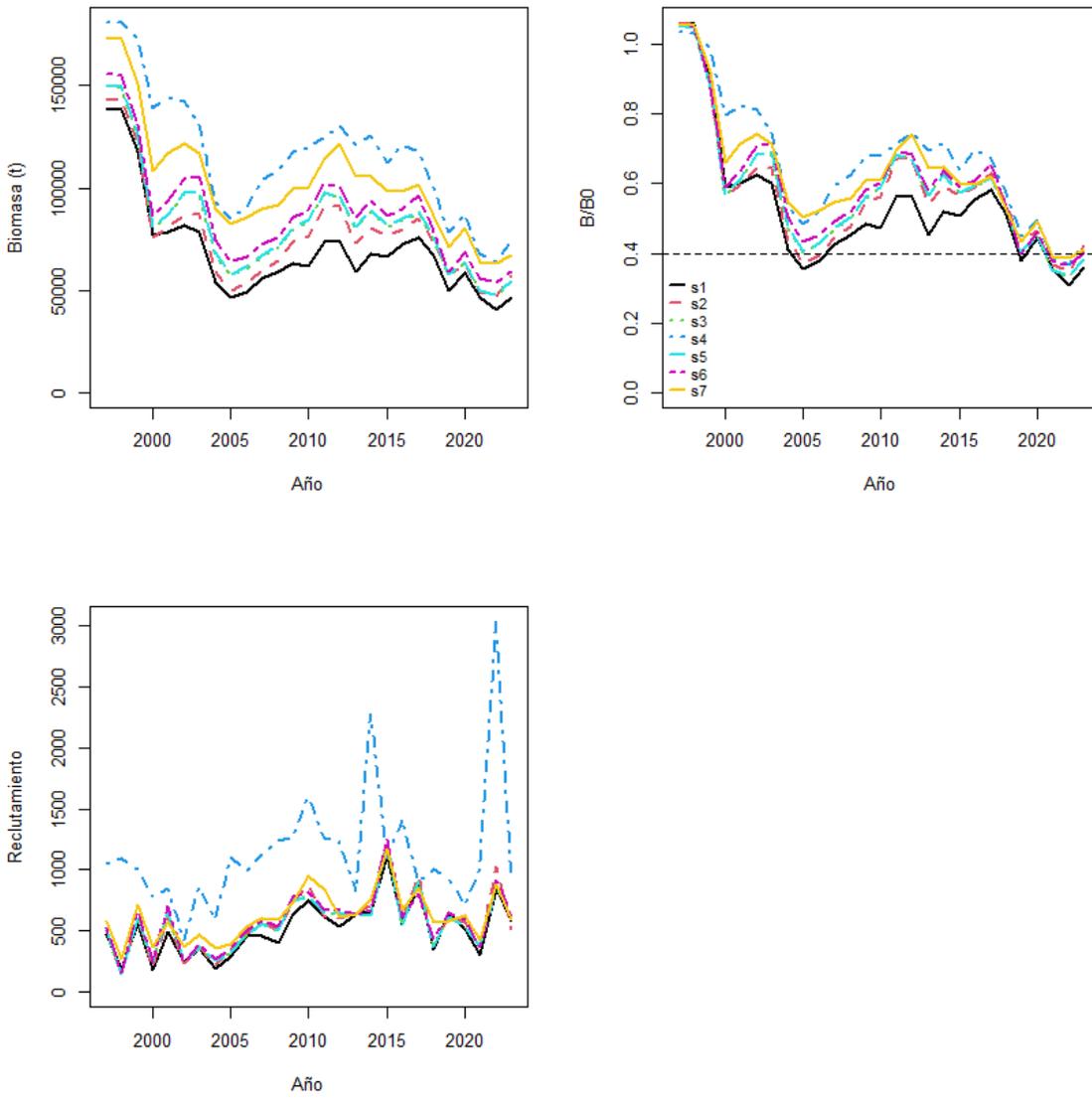


Figura 20. Biomasa adulta, tasa de potencial reproductivo (SPR) y reclutamientos de botella para distintos escenarios alternativos de evaluación.

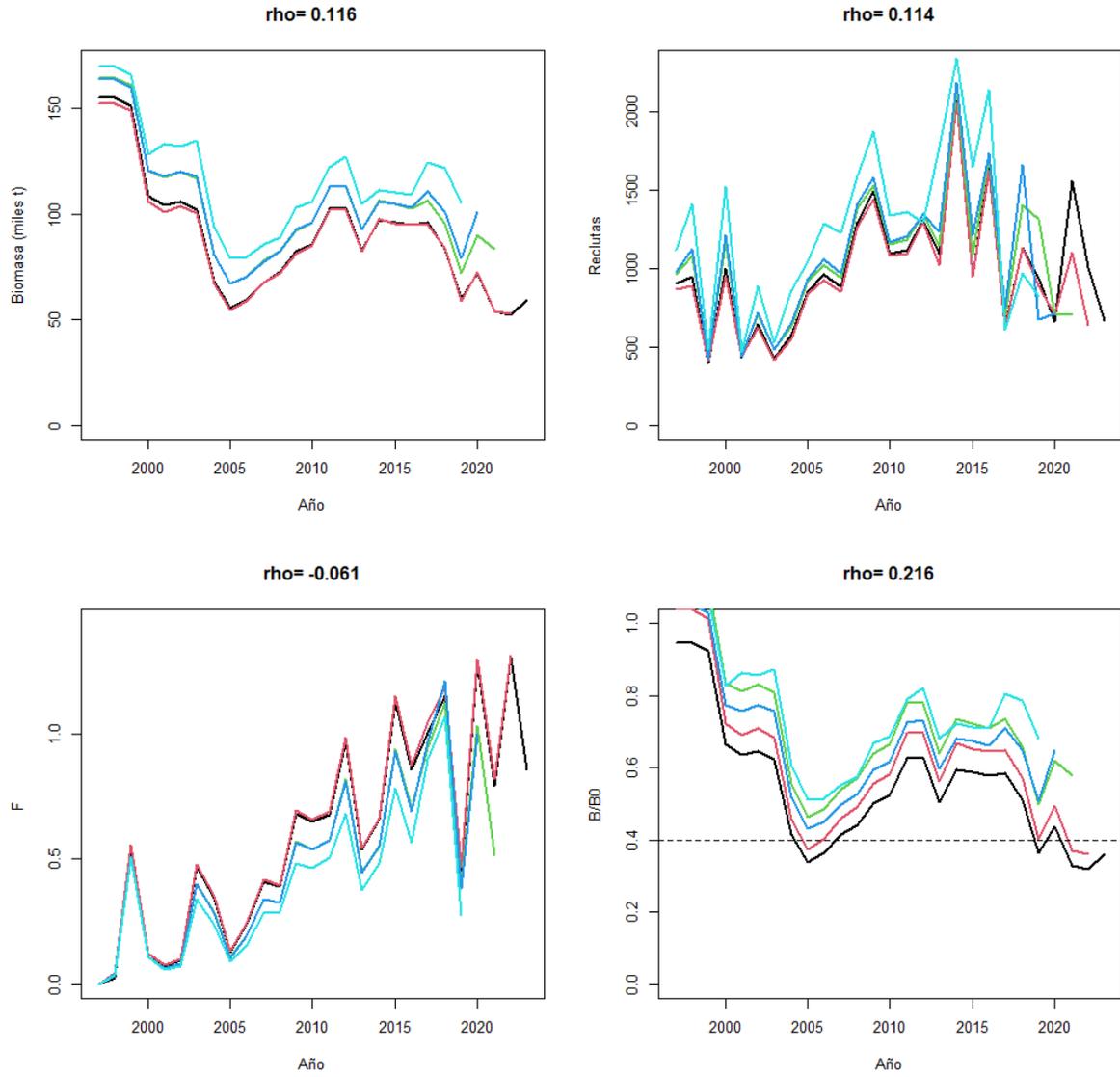


Figura 21. Análisis retrospectivo y valor del coeficiente rho de Mohn. Botella

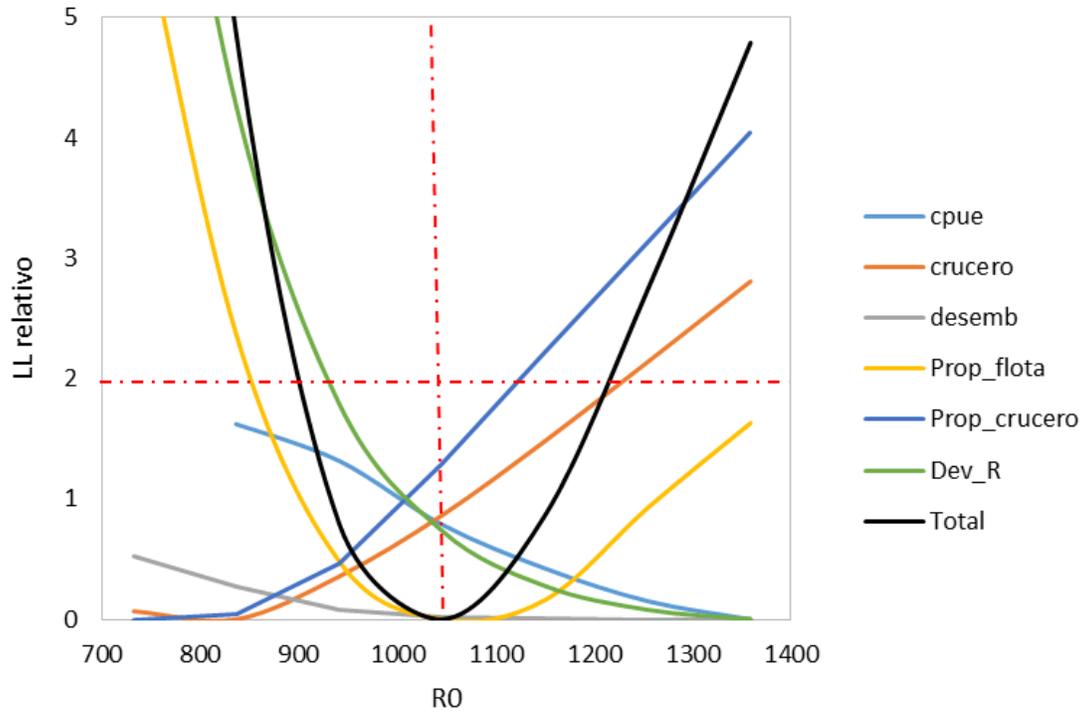


Figura 22. Perfiles de verosimilitud de las distintas piezas de información empleadas en la evaluación de stock de botella. La línea horizontal define la zona de significancia y la línea vertical la solución total.

Tabla 8. Log-verosimilitud en escala absoluta (arriba) y relativa al menor valor (abajo) de las fuentes de datos/error en botella.

Modelo	lpue	lcru	lcapt	lpropf	lpropc	ldevR	ltot
S1	18.6	5.6	0.2	1975.5	278.3	11.5	2290
S2	15.3	2.3	0.3	1949.3	278.3	13.0	2258
S3	15.6	3.2	0.3	1935.3	274.8	11.3	2241
S4	17.6	4.0	0.1	1922.3	270.5	7.5	2222
S5	15.6	3.3	0.3	1935.4	274.5	11.3	2240
S6	14.5	1.0	0.2	1933.7	139.5	10.9	2100
S7	10.0	1.4	0.1	649.5	48.4	5.9	715

Modelo	lpue	lcru	lcapt	lpropf	lpropc	ldevR	ltot
S1	3.2	3.3	0.0	53.2	7.8	4.0	67.6
S2	0.0	0.0	0.1	26.9	7.8	5.6	36.5
S3	0.3	1.0	0.1	13.0	4.3	3.9	18.6
S4	2.2	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S5	0.2	1.1	0.1	13.0	4.0	3.8	18.4

Tabla 9. Parámetros biológico-pesqueros estimados en los escenarios de evaluación de stock de botella.

Modelo	k	Lo	alfa	beta	q_cru	B_B0	B_Brms	cv_cpue	cv_acus	Gradiente
S1	0.30	17.88	0.00	0.09	1.17	0.36	0.89	0.25	0.57	4.46E-06
S2	0.30	17.55	0.00	0.08	1.12	0.42	1.05	0.23	0.36	6.76E-06
S3	0.30	18.02	1.81	0.00	1.11	0.38	0.95	0.23	0.44	6.11E-06
S4	0.23	16.32	1.46	0.00	0.93	0.43	1.07	0.24	0.49	1.54E-05
S5	0.30	18.03	1.81	0.00	1.11	0.38	0.95	0.23	0.45	7.06E-06
S6	0.30	17.87	1.82	0.00	1.02	0.40	1.01	0.22	0.50	1.02E-05
S7	0.30	17.86	1.87	0.00	1.02	0.41	1.02	0.18	0.29	6.74E-06

Discusión

Se analizaron los datos biológicos pesqueros de botella recolectados entre 1997 y 2023, todo en el marco de un modelo integrado de evaluación de stock. A falta de mayores antecedentes, este análisis supuso que la unidad poblacional es cerrada (Canales y Jurado, 2021).

El modelo ajustado no mostró grandes patrones en los residuales y se destacó en general una buena reproducción de la señal de abundancia CPUE anual y la talla promedio de las capturas ($RMSE < 0.3$, Carvalho et al, 2021)), y en menor calidad el ajuste a la biomasa de cruceros ($RMSE > 0.3$). Se observó que el modelo presenta una ligera tendencia a sobreestimar la presencia de individuos más grandes en los cruceros, lo cual podría sugerir que durante la evaluación acústica y por cuestiones de menor disponibilidad de los peces grandes, el patrón de selectividad podría ser del tipo acampanado. En efecto, de la información se destaca la falta de representación de los dos extremos de las distribuciones (peces más pequeños y grandes), lo cual indicaría que en el diseño de muestreo empleado en la evaluación acústica, no solo existirían importantes cambios en el patrón de selectividad del crucero, sino también en la disponibilidad talla-específica como parte del error de proceso. Esto sugiere a explorar un patrón de disponibilidad talla-específica del tipo “acampanado”.

El modelo consideró bloques de patrones de explotación anual y que la selectividad se encuentra en torno a la talla de madurez, aspecto que evitaría mayores riesgos de sobrepesca por reclutamiento. De acuerdo con la tasa de crecimiento y a partir de esta medida, se estima que recién luego de dos años se alcanzaría la talla de primera madurez (24 cm). Si bien no hay un claro criterio de cómo definir el número de bloques de selectividad, resulta relevante considerar la parsimonia del modelo, el desempeño de los residuales y el alto nivel de correlación existente en/entre las composiciones de tallas anuales. Esto último y de acuerdo con Francis (2011) se puede abordar con cambios anuales en la selectividad y/o disminución del tamaño de muestra efectivo.

Por otro lado se estimó que la mayor variabilidad en los reclutamientos se registra a partir del 2014 pero sin períodos de anomalías negativas/positivas que destacar. Esta variabilidad resultó determinante en las fluctuaciones poblacionales no obstante y debido a la pesca, se registra una tendencia general a la disminución, particularmente durante la última década. Las estimaciones poblacionales indican que la biomasa en los años más recientes ha estado significativamente en torno a la biomasa de referencia. Del mismo modo, la mortalidad por pesca anual se ha incrementado de manera sostenida y ha variado en torno a la mortalidad por pesca de referencia Frms. De acuerdo con lo anterior, la biomasa adulta se estima en promedio en torno 74 mil toneladas equivalentes al 43% de la biomasa virginal y niveles de mortalidad por pesca promedio un 10% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia Frms. El diagnóstico indica que el recurso se encuentra en una buena condición y ligeramente por sobre la biomasa de referencia, y que los riesgos de sobrepesca y sobreexplotación son moderados y corresponden al 32% y 37% respectivamente. Estos resultados son muy distintos a los informados por Canales y Jurado (2023) y se deben entre otros, a la estimación de la tasa de crecimiento k y al notable efecto que tuvo la nueva estimación de talla de madurez sexual, siendo esta ligeramente más baja ($L_m = 24$ cm) que la antes empleada ($L_m = 25.5$).

El análisis de escenarios mostró que en cualquiera de los casos analizados, la condición de la población de botella no difiere siendo esta en torno a la biomasa de referencia. El escenario considerado como referencia indicó que las biomásas de cruceros estarían subestimadas ligeramente (7%) lo cual es esperable dada la zona de evaluación vs zona de distribución del

recurso. Asimismo, en este escenario se estimó que el coeficiente de crecimiento k es un 23% menor al empleado por Canales y Jurado (2023) y aún en la zona de aceptabilidad definida en la aplicación FishLife, siendo esto otro elemento determinante en el diagnóstico poblacional antes destacado. Sin perjuicio de lo anterior, el patrón retrospectivo del modelo indicó que el modelo tiende a sobreestimar la biomasa en un 11% (ρ) y subestimar la mortalidad por pesca en un 6% promedio, niveles de sesgo considerados adecuados según el criterio de Carvalho et al (2021). Finalmente, un análisis de perfiles de verosimilitud mostró que la información más influyente en la evaluación de stock son las composiciones de tallas de las capturas, destacándose además inconsistencia entre la señal de CPUE respecto de la biomasa del crucero, así como entre las composiciones de tallas de las capturas y la CPUE. Es tipo de inconsistencias son propias en modelos de evaluación integrados y deben ser analizadas en cuanto a la naturaleza de los datos, como también respecto de los ponderadores de los datos empleados en el proceso de ajuste del modelo de evaluación.

Referencias

- Arriaga L., S. Coello y L. Maridueña. 1983. Escala de Madurez Sexual para los Principales Peces Pelágicos en Aguas Ecuatorianas. *Rev. Cien. Mar. Limn.* Vol. 2N° 1 (1983) 69-78.
- Canales, C. M., Peralta y V. Jurado. 2014. Evaluación de la Población de Pinchagua (*Ophistonema* spp.) en aguas ecuatorianas. *Boletín Especial Año 4 N°3*, Instituto Nacional de Pesca del Ecuador INP, ISSN 1390-6690): 50 pp.
- Canales, C. M., Adasme, N. A., Cubillos, L. A., Cuevas, M. J., & Sánchez, N. (2018). Long-time spatio-temporal variations in anchovy (*Engraulis ringens*). *ICES Journal of Marine Science*, 1908-1923. Recuperado el 30 de 08 de 2019
- Canales, C. M., y Jurado, V. 2021. Evaluación de stock de peces pelágicos pequeños del Ecuador. Año 2021. Informe Técnico. 126 pp.
- Canales, C. M., y Jurado, V. 2023. Evaluación de stock de peces pelágicos pequeños del Ecuador. Año 2022. Informe Técnico. 126 pp.
- Canales, C. M., N. Adasme, L. A. Cubillos, M. J. Cuevas, N. Sanchez., 2018. Long-time spatio-temporal variations in anchovy (*Engraulis ringens*) biological traits off northern Chile: an adaptive response to long-term environmental change? – *ICES Journal of Marine Science* (2018), 75(6).
- Canales, C. M., 2020. Desarrollo de competencias al Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca (IPIAP) (ex INP) para el diseño e implementación de reglas de decisión de capturas, acordes con los objetivos de manejo propuestos para la pesquería de peces pelágicos pequeños en el Ecuador. REPORTE CIENTIFICO No. 2. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). 50p
- Carvalho, F., Winker, H., Courtney, D., Kapur, M., Kell, L.T., Cardinale, M., Schirripa, M., Kitakado, T., Yemane, D., Piner, K., Maunder, M., Taylor, I., Wetzel, C., Doering, K., Johnson, K.F. and Methot, R., A 2021. Cookbook for using model diagnostics in integrated stock assessments, *Fisheries Research*, ISSN 0165-7836, 240, 2021, p. 105959, JRC121483.
- Cubillos L. A., M. J. Cuevas. 2022. Revisión experta de las evaluaciones de stock de las principales especies pelágicas pequeñas en Ecuador. *Boletín Técnico del Centro de Evaluación Pesquera y Manejo de Recursos SpA. CEPMAR*. 56p.
- Cubillos L. A., M. J. Cuevas. 2023. Revisión experta de las evaluaciones de stock de las principales especies pelágicas pequeñas en Ecuador. *Boletín Técnico del Centro de Evaluación Pesquera y Manejo de Recursos SpA. CEPMAR*. 56p.
- De Vlaming, V., G. Grossman & F. Chapman. 1982 On the use of the Gonosomatic Index. *Comp. Bioch. Physiol.* 73 A: 31- 39.
- Francis, R.I.C.C., 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68, 1124–1138
- Galecki, A. & Burzykowski, T. (2013), *Linear mixed-effects models using R: A step-by-step approach*, Springer Science and Business Media, New York.
- Hintonm M and H. Nakano, 1996. Standardizing catch and effort statistics using physiological, ecological, or behavioral constraints and environmental data, with an application to blue marlin (*Makaira nigricans*) catch and effort data from japanese longline fisheries in the pacific. *IATTC. Bulletin* Vol 21, 4: 36p.
- Jurado, V. (2021). Adaptación de la especie pinchagua (*Opisthonema* spp) en respuesta a las variaciones de las condiciones oceanográficas, frente a la costa ecuatoriana durante 1995 – 2019. [TESIS]. Escuela Superior Politécnica del Litoral
- Nikolsky, G. 1963. *The Ecology of Fishes*. Academy, Nueva York 352 p.
- Punt, A.E., Walker, T.I., Taylor, B.L., Pribac, F., 2000. Standardization of catch and effort data in a spatially-structured shark fishery. *Fish. Res.* 45, 129–145.

Romero. A, G. Ponce, N. González y V. Jurado. 2021. Estimación hidroacústica de los principales Peces Pelágicos pequeños en el Ecuador y su distribución geoespacial durante enero de 2021. Informe técnico Crucero de prospección hidroacústica y pesca comprobatoria con barcos pesqueros comerciales IPIAP 2021-01-01-PV, 126: 11-30 pp.

Anexos

Anexo 1: Ecuaciones del modelo de evaluación MESTOCK.

Proceso	Ecuación
<p><u>Sobrevivencia</u> a es la edad y t es el año A+= Edad grupo plus</p>	$N_{a,t} = N_{a-1,t-1} S_{a-1,t-1}$ $N_{A+,t} = N_{A-1,t-1} S_{A-1,t-1} + N_{A+,t-1} S_{A+,t-1}$ $S_{a,t} = \exp(-Z_{a,t})$
<p><u>Mortalidad total</u> F_t es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento. M es la mortalidad natural y ψ la selectividad</p>	$Z_{a,t} = M + F_t \psi_a$
<p><u>Selectividad</u> Donde A50 es la edad al 50% de retención y σ el parámetro de dispersión.</p>	$\psi_{a,t} = \begin{cases} \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_1^2}(a - A50)^2\right] & a < A50 \\ \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_2^2}(a - A50)^2\right] & a \geq A50 \end{cases}$
<p><u>Población inicial</u></p>	$N_{a=1,t=1} = R_0$ $N_{a,t=1} = N_{a-1,t=1} e^{-Z_{a,t=1}}$ $N_{A,t=1} = N_{a=12,t=1} / (1 - e^{-Z_{a=12,t=1}})$
<p><u>Reclutamiento</u> BD: biomasa reproductiva, Ro reclutamiento virginal y BDo biomasa rep. virginal estimada a partir de Ro.</p>	$N_{a=1,t} = \frac{\alpha BD_{t-1}}{\beta + BD_{t-1}} e^{-\delta_t}$ $\alpha = \frac{4hR_0}{5h-1}; \beta = \frac{(1-h)BD_0}{5h-1}$
<p><u>Capturas estimadas en edad y año</u></p>	$\hat{C}_{a,t} = \frac{F_{a,t}}{Z_{a,t}} N_{a,t} (1 - S_{a,t})$
<p><u>Capturas estimadas por longitudes y año</u></p>	$\hat{C}_{l,t} = P_{l,a} C_{a,t}$
<p><u>Probabilidad de la Longitud a la edad</u> Donde: l es la Longitud, L_{00} y k los parámetros de crecimiento (k temporal), σ la desviación de la talla a la edad</p>	$P_{l,a} = \int_{l_1}^{l_2} \exp\left\{-\frac{1}{2\sigma_a^2}(l - L_a)^2\right\} dl$ $L_a = L_{00}(1 - e^{-k}) + e^{-k} L_{a-1}$ $\sigma_a = a + b L_a$

<u>Desembarques en peso</u> w_l es el peso teórico a la Longitud supuesto invariante entre años	$\hat{Y}_t = \sum_l C_{l,t} w_l$
<u>Biomasa parental por año</u> O_l corresponde a la ojiva de madurez sexual a la talla. $dt=0.5$	$BD_t = \sum_l P_{l,a} (N_{a,t}) w_l O_l e^{-dt Z_{l,a}}$
<u>Indices de abundancia (CPUE)</u> q es la capturabilidad y $\Delta=0.5$	$\hat{I}_t = q \sum_l P_{l,a} (N_{a,t} \psi_a e^{-\Delta t Z_{a,t}}) w_l$
<u>Proporción de longitudes en la captura</u>	Capturas: $\hat{p}_{l,t} = \frac{P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}{\sum_l P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}$

Modelo de los errores y función objetivo

Función/fuente	-log-verosimilitud
<u>Índices de abundancia y desembarques</u> σ_l es la desviación estándar del índice o desembarques en escala logarítmica	$-l(I) = \frac{1}{2\sigma_l^2} \sum_l \left(\frac{\log \hat{I}_l}{\log I_l} \right)^2 + cte$
<u>Proporción de la captura por intervalo de longitud</u> corresponde a las capturas por longitud, y n^l es el tamaño de muestra efectivo empleado para las longitudes.	$-l(p) = n^l p_{l,t} \ln \hat{p}_{l,t}$
<u>Función objetivo</u> Estimación bayesiana: Corresponde al negativo de las sumas de log-verosimilitud marginales más el logaritmo de las priors (π).	$\sum l(x) + \sum \pi(\theta)$

Anexo 2: Coeficientes de modelo GLM

Linear mixed model fit by REML ['lmerMod']

Formula: $\log(\text{Captura}) \sim \text{Year} + \text{Zona} + (1 \mid \text{buque})$

Subset: aux

REML criterion at convergence: 84963.5

Scaled residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.7985	-0.7287	-0.0031	0.7235	3.2276

Random effects:

Groups	Name	Variance	Std.Dev.
--------	------	----------	----------

buque	(Intercept)	0.06908	0.2628
-------	-------------	---------	--------

Residual		0.98770	0.9938
----------	--	---------	--------

Number of obs: 30031, groups: buque, 4

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	t value
(Intercept)	2.81901	0.53565	5.263
Year1990	-0.47356	0.56834	-0.833
Year1992	-0.07414	0.64152	-0.116
Year1997	-0.06762	0.58804	-0.115
Year1999	0.34770	0.51101	0.680
Year2000	-0.32159	0.50093	-0.642
Year2001	0.74502	1.11115	0.670
Year2002	-0.55020	0.62333	-0.883
Year2003	-0.51059	0.51541	-0.991
Year2004	-0.56103	0.49816	-1.126
Year2005	-0.60150	0.50037	-1.202
Year2006	-0.71857	0.49841	-1.442
Year2007	-0.60101	0.49789	-1.207
Year2008	-0.72266	0.49801	-1.451
Year2009	-0.57026	0.49758	-1.146
Year2010	-0.77408	0.49751	-1.556
Year2011	-0.51267	0.49745	-1.031
Year2012	-0.14196	0.49750	-0.285
Year2013	-0.58478	0.49779	-1.175
Year2014	-0.65146	0.49768	-1.309
Year2015	-0.56397	0.49750	-1.134
Year2016	-0.49301	0.49756	-0.991

Year2017	-0.64111	0.49748	-1.289
Year2018	-0.77290	0.49744	-1.554
Year2019	-0.71427	0.49747	-1.436
Year2020	-0.80125	0.49767	-1.610
Year2021	-0.68229	0.49788	-1.370
Year2022	-1.13251	0.49773	-2.275
Year2023	-0.69122	0.49785	-1.388
Zona2	0.44071	0.15097	2.919
Zona3	0.30603	0.15060	2.032

Anexo 3: Informe revisión experta de pares Dr. Luis Cubillos.



Bol. Tec. CEPMAR (2024) 4:1

Revisión experta de la actualización de. La evaluación de botella en Ecuador, año 2023

Luis A. Cubillos

Revisión experta de la actualización de la evaluación de botella en Ecuador, año 2023

Luis A. Cubillos^{1,2,3}

¹Centro de Investigación Oceanográfica COPAS-COASTAL,
Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción. ²Lab.
EPOMAR, Departamento de Oceanografía,
Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

³Centro de Evaluación de Pesquera y Manejo de Recursos SpA,
Luis de Toledo 145, San Pedro de la Paz, Concepción, Chile.

Requirentes:

Cámara Nacional de Pesquería (CNP)

Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca del Ecuador (IPIAP)

Boletín Técnico del Centro de Evaluación Pesquera y Manejo de Recursos SpA

Revisión experta de la actualización de. La evaluación de botella en Ecuador, año 2023.

Luis A. Cubillos, Bol. Téc. CEPMAR (2023), 4(1):1-32.

CEPMAR

Incluye referencias bibliográficas y anexo

Este documento se encuentra sujeto a una licencia Creative Commons
con Atribución-NoComercial 4.0 Internacional (CC BY-NC 4.0).



[Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial 4.0 Internacional \(CC BY-NC 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)

INDICE GENERAL

<i>Resumen</i>	1
1 Antecedentes	2
1.1 Presentación	2
1.2 La evaluación de stock	2
2 Diferencias con la evaluación previa	3
2.1 Estructurales en la codificación del modelo	3
2.2 Datos observados actualizados	3
2.3 Parámetros de historia de vida	4
3 Revisión específica	5
3.1 Supuestos de hipótesis de estructura poblacional	5
3.1.1 Consideraciones sobre la unidad de stock.....	5
3.2 Consistencia de los parámetros de la historia de vida	5
3.2.1 Conversión talla-edad.....	7
3.3 Nivel de información/contraste en los datos a efectos de la evaluación de las poblaciones	8
3.4 Criterios en la aplicabilidad del enfoque de evaluación utilizado	13
3.4.1 Notas sobre bloques de selectividad.....	14
3.4.2 Cambios en capturabilidad	16
3.4.3 Relación stock-recluta.....	16
3.5 Metodología para la generación de índices de abundancia y procesamiento de datos	17
3.6 Calidad de las estimaciones y niveles de incertidumbre	18
3.7 Diagnóstico de las poblaciones	18
4 Otros aspectos a considerar en el mediano plazo	19
4.1 Diagnóstico de residuales de la composición de tallas	19
4.2 Bloques de selectividad	19
5 Conclusiones	19
6 Agradecimientos	19
7 Referencias	20
8 ANEXO A: Reproducibilidad	23
8.1 Modelo S4: Configuración estructural	23
8.2 Estimación de parámetros	25
8.3 Ajuste a los datos	27
8.4 Variables de estado y estatus	30

INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Coeficientes estandarizados de la CPUE utilizados previamente en las evaluaciones de stock de botella (Canales y Jurado, 2022; 2023), y los informados como resultados de la evaluación en Canales y Jurado (2024) en Anexo 2 (Se omite el año de referencia asociado al intercepto)	4
Tabla 3.1. Parámetros de crecimiento obtenidos para las especies <i>Auxis rochei</i> y <i>A. thazard</i> con FishLife	6

INDICE DE FIGURAS

Figura 3.1. Crecimiento en longitud (A) y peso (B), y madurez la talla según los parámetros reportados por FihLife para las dos especies de Auxis	6
Figura 3.2. Variación de la longitud a la edad cuando la Linf no varía individualmente (casos a y b), y cuando la longitud individual varía (caso c) (ver Freón & Misund, 1999)	8
Figura 3.3. Tendencia de la CPUE estándar de botella en escala logaritmo, periodo 1999-2023	9
Figura 3.4. Tendencia del índice de biomasa acústico de botella en escala logaritmo, periodo 1999-2023	9
Figura 3.5. Composición de tallas de botella en el crucero de evaluación (2018-2022). La línea roja continua representa el ajuste de la reproducibilidad del modelo S4 a los datos	10
Figura 3.6. Composición de tallas de botella en las capturas de la flota (1999-2023). La línea roja continua representa el ajuste de la reproducibilidad del modelo S4 a los datos	11
Figura 3.7. Método para comparar años con estructura de tallas similares en la serie de tiempo disponible para la evaluación de stock	12
Figura 3.8. Grupos de composición de tallas similares de botella en los datos de composición de tallas	12
Figura 3.9. Grupos de datos con una composición por tallas similar de macarela durante el periodo de evaluación	13
Figura 3.10. Selectividad a la edad resultante de la selectividad a la talla para el caso de la botella	15
Figura 3.11. Clases anuales de botella (reclutamiento a la edad 1), y relación entre el reclutamiento y la biomasa desovante (con desfase de un año)	17

Resumen

Se realizó una revisión de una actualización del estatus de botella. Tal actualización fue realizada con un modelo de evaluación de stock MESTOCKT, que es un modelo estructurado por edad que destaca en su flexibilidad para adaptarse a los datos disponibles para cada recurso. Esto permitió considerar diferentes escenarios en su desempeño para ajustarse a los datos observados, en función de las restricciones estructurales impuestas. Al respecto, se modificó el modelo en la evaluación actualizada para permitir incorporar bloques de selectividad para relacionar los datos de composición de tallas observados en el crucero. Asimismo, se incorporó la posibilidad de fijar la capturabilidad del crucero de evaluación. Aspecto que fue utilizado en la selección del modelo final en que se basó la asesoría técnica. Estas modificaciones son relevantes dada la irregularidad en la composición de tallas del crucero, y probablemente otros enfoques relacionados con la selectividad deberán ser implementados posteriormente.

Se encuentran algunas inconsistencias entre lo que se describe con lo efectivamente realizado en la implementación de la evaluación, tal como lo informado como estandarización del esfuerzo de pesca. Lo más probable se trate de un error de forma, informándose resultados de otro recurso al momento de preparar el documento. Se actualiza la ojiva de madurez, y se sugiere revisar el cálculo. Los parámetros de historia de vida son consistentes con la longevidad esperada, y se describe parámetros para la relación longitud-peso distintos de los efectivamente utilizados. Asimismo, se menciona que no se incorporan cambios en la capturabilidad cuando efectivamente se consideraron dos bloques con capturabilidad distinta. Se describen aspectos relacionados con la varianza de la talla a la edad. En efecto, bajo un enfoque de evaluación con longitud asintótica fija es más probable que la desviación estándar de la longitud a la edad disminuya con la edad. Los bloques de selectividad fueron elegidos arbitrariamente, y se consideraron 8 bloques de años, siendo el primero no sustentado en datos, y los demás al ser variables deberían influir en la razón del potencial reproductivo y mortalidad por pesca objetivo. No obstante, al utilizar la selectividad del último periodo de años, la mortalidad por pesca objetivo sería consistente con la biomasa reproductiva objetivo.

No obstante la fuerte disminución de biomasa registrada en el crucero de evaluación acústica el año 2022, ese mismo año ocurre un reclutamiento alto (2,9 veces el reclutamiento promedio), lo que permite levantar la biomasa reproductiva al 2023 mejorando el estatus. Dicha estimación puede ser alta, pero tal vez no sea tan dado que se sustenta en poca información. Esta fuente de incertidumbre debe ser considerada al incorporar los datos 2024 al modelo. Los resultados pudieron ser reproducidos, con leves diferencias debido a problemas de la matriz Hessian. No obstante, un análisis de autocomprobación demostró baja tasa de convergencia, i.e., cercana al 23%.

Se concluye que aunque el modelo de evaluación es estructuralmente utilizado en la revisión de la evaluación del estatus de botella, los autores utilizaron varios escenarios y diagnóstico que sugiere re-escalamiento de los estimados. El diagnóstico con el modelo seleccionado presenta algunas debilidades que han sido expuestas en esta revisión. Sin embargo, esta revisión considera aceptable la evaluación dado el número de escenarios probados, permitiendo seleccionar un modelo para la asesoría técnica.

1 Antecedentes

1.1 Presentación

En el presente informe se revisa la actualización de la evaluación de stock del recurso botella (*Auxis* sp.) del Ecuador, en el marco de la incertidumbre en el estatus que se indicó mediante la asistencia técnica realizada por el [Cubillos y Cuevas \(2023\)](#), solicitada por la Cámara Nacional de Pesquería [CNP](#) junto al Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca del Ecuador [IPIAP](#). La asistencia técnica es parte del plan de mejora en la pesquería de pelágicos pequeños del proyecto [Small Pelagic Sustainability SPS-FIP/CNP](#).

1.2 La evaluación de stock

La evaluación del stock de botella corresponde a una actualización de la evaluación 2023 ([Canales y Jurado, 2023](#)), en atención al estado agotado que el recurso presentó y en consideración a diferencias en el estatus con un modelo de producción sugerido por [Cubillos y Cuevas \(2023\)](#). La actualización consideró una revisión de los supuestos y datos que sustentaron dicha evaluación, y fue realizada por [Canales y Jurado \(2024\)](#). Para ello, los autores revisaron los parámetros de historia de vida, los datos colectados desde la pesquería (capturas, índice de abundancia, composición de tallas) y de cruceros de evaluación acústica (índice de abundancia y composición de tallas de los stocks en los cruceros).

El modelo de evaluación de stock y datos está disponible en el repositorio GitHub <https://github.com/criscan/mestockt>, el cual está codificado en [ADMB \(Fournier et al., 2012\)](#) como un modelo general y que permite varias configuraciones estructurales para casos específicos, tales como:

- a) Steepness y relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt,
- b) Cambios en la capturabilidad y selectividad por bloques de años,
- c) Denso-dependencia de la CPUE, y
- d) Efectos de la variabilidad ambiental en el crecimiento, capturabilidad y/o desviaciones en el reclutamiento.

La revisión consideró: a) los supuestos de la estructura poblacional, b) la consistencia de los parámetros de la historia de vida (crecimiento, mortalidad natural y madurez), c) nivel de información/contraste en los datos a efectos de la evaluación de las poblaciones (desembarques, composiciones del tamaño de los desembarques, tasas de abundancia, etc.), d) índices de abundancia y procesamiento de datos, e) los criterios en la aplicabilidad del enfoque de evaluación utilizado, f) calidad de las estimaciones y niveles de incertidumbre; y, g) diagnóstico de las poblaciones.

Con fines prácticos, estos aspectos fueron abordados en cuatro secciones de este documento: a) Diferencias con la evaluación previa, b) Revisión específica, c) Otros aspectos a considerar en el mediano plazo, y d) Conclusiones.

2 Diferencias con la evaluación previa

2.1 Estructurales en la codificación del modelo

Las diferencias estructurales entre la codificación del modelo de evaluación de stock actual con aquella del modelo previamente utilizado para la pesquería de botella, se debe a los siguientes aspectos:

- a) Se agrega una prior para la estimación del coeficiente de capturabilidad para el índice de biomasa del crucero de evaluación acústica. Esta prior, permite dejar fijo $q_c=1$ mediante el control de fases de ADMB; o bien, estimarlo en torno de la unidad con un coeficiente de variación dado a través de una penalización log-normal; i.e., $q_c \sim N(\log(1), cv_q = 0.1)$.
- b) Se agrega la posibilidad de utilizar bloques de selectividad para modelar cambios en la composición de tallas observada durante el crucero de evaluación acústica.

2.2 Datos observados actualizados

La revisión de datos e información de la pesquería de botella, permitió contar con datos al año 2023:

- c) Se agrega los datos de captura, composición de tallas, y captura por unidad de esfuerzo estándar actualizados al año 2023.
- d) La estandarización de la CPUE se basa en una revisión de los datos al 2023, y se realizó con modelo lineal generalizado (GLM) con efectos fijos asociados a los años, zonas, y time (Anexo 2, Canales y Jurado, 2024). El factor **time** no está justificado en los materiales y métodos (pág. 6; Canales y Jurado, 2024). En la metodología se indica que se usó GLM mixto (GLMM) utilizando a los buques como efecto aleatorio (tal como se especificó en Canales y Jurado, 2023). Sin embargo, la revisión de datos al 2023, no sólo agrega los datos del 2023 sino también el periodo 1995-1998 (Anezo 2), lo que da como resultado una señal distinta a la que se venía utilizando en las evaluaciones de stock (**Tabla 2.1**). Probablemente porque no se incluyó el efecto aleatorio de los barcos o porque corresponde a otro recurso y no a la efectivamente utilizada en el modelo de evaluación de stock (como se reporta en el repositorio GitHub). Probablemente sea un error de forma, informándose resultados de otro recurso al momento de preparar el documento. Se debe revisar esto.
- e) Se mantiene la evaluación acústica al 2022, ya que la evaluación más reciente se realizó entre enero y febrero de 2024¹.
- f) Se actualiza la talla de madurez, con parámetros $L_{50m} = 24.0$ cm y $L_{95m} = 26.6$ cm, según estimación de una ojiva de madurez con datos del periodo 2017-2023. Los coeficientes reportados en la Figura 4, indican un intercepto de -27.5 y pendiente asociado a la talla de 0.12, lo que implica una talla de madurez $L_{50m} = 23,0$ cm (o $L_{50m} = 23,1$ cm, dependiendo de si el valor de $sexo2 = 0.16$ representa a las hembras).

¹ https://institutopesca.gob.ec/wp-content/uploads/2024/04/informe_crucero_ipiap_2024-01-01_PPP.pdf

Tabla 2.1. Coeficientes estandarizados de la CPUE utilizados previamente en las evaluaciones de stock de botella (Canales y Jurado, 2022; 2023), y los informados como resultados de la evaluación en Canales y Jurado (2024) en Anexo 2 (Se omite el año de referencia asociado al intercepto).

Año	2021	2022	2023
1995			
1996			1.008
1997	0.963	0.951	1.061
1998			1.551
1999	1.468	1.443	1.402
2000	0.748	0.739	1.760
2001	2.064	2.085	2.418
2002	0.565	0.575	1.820
2003	0.614	0.608	1.437
2004	0.588	0.580	1.132
2005	0.565	0.556	0.979
2006	0.504	0.497	1.395
2007	0.565	0.557	1.624
2008	0.499	0.493	1.678
2009	0.583	0.575	1.928
2010	0.476	0.469	1.312
2011	0.617	0.609	1.089
2012	0.893	0.883	1.379
2013	0.577	0.569	2.003
2014	0.538	0.531	1.508
2015	0.588	0.580	1.390
2016	0.628	0.621	2.002
2017	0.543	0.536	1.366
2018	0.475	0.469	1.365
2019	0.505	0.498	2.201
2020	0.466	0.458	1.613
2021		0.515	1.238
2022		0.327	1.378
2023			2.261

2.3 Parámetros de historia de vida

Para verificar la actualización de los parámetros de historia de vida en la evaluación del 2023, Canales y Jurado (2024) indican que se consultó FishLife (Thorson, 2020) para considerar la incertidumbre asociada de los parámetros de crecimiento, mortalidad natural y talla de madurez, los que para el género fueron amplios. Los autores utilizan una longitud asintótica fija de 38 cm, similar

a la utilizada en evaluaciones previas, y realizan una estimación del coeficiente de crecimiento dentro del modelo de evaluación en torno de un prior log-normal en que $k \sim N(\log(0.3), cv_k=0.1)$ (Tabla 2).

La tasa de mortalidad natural se consideró equivalente a dos veces el coeficiente de crecimiento e invariante entre edades y años, y se dejó fija en $M=0.6$ por año. No obstante, se realiza un escenario en que se intenta estimar M dentro del modelo.

Según los autores, los parámetros utilizados se basan en *Auxis rochei* y *Auxis thazard* que se sobreponen en su distribución geográfica. Canales y Jurado (2023) reportan resultados de un taller en el que se realizó un análisis de incertidumbre y escenarios adicionales a la evaluación de stock 2023 (Anexo 16 de los autores). En dicho documento reportan parámetros para la relación longitud-peso a partir de datos obtenidos del Programa de Observadores a Bordo, al igual del Seguimiento de la Pesquería del IPIAP, encontrándose $\log_{aw} = -6.38$ y $bw=3.64$ para *Auxis rochei* y $\log_{aw} = -6.53$ y $bw=3.70$ para *Auxis thazard*. En la Tabla 2 de Canales y Jurado (2024) se indica $\log_{aw} = -5.65$ y $bw=3.4$, pero en el control del modelo de evaluación de stock se utiliza $\log_{aw} = -4.69$ y $bw=3.15$. Aquí hay una inconsistencia que afecta a la estimación de peso promedio a la talla, y como consecuencia a la biomasa.

Respecto de la talla de madurez, y tal como se indicó en la sección previa (sección 2.1, punto f), se revisaron las bases de datos de observadores, y logró una estimación $L_{50m} = 24.0$ cm y $L_{95m} = 26$ cm.

3 Revisión específica

3.1 Supuestos de hipótesis de estructura poblacional

Se asume que el stock de botella representa a una unidad demográfica representada por especies del género *Auxis*, y que forman parte de la composición de especies de peces pelágicos pequeños que son objeto de captura en Ecuador.

Se asume que la unidad demográfica, definida por la configuración espacial donde se desarrollan las operaciones de pesca, es cerrada a la migración. El supuesto se sustenta en la estabilidad de un hábitat adecuado para cerrar el ciclo biológico, localizado principalmente en la zona de Guayaquil, particularmente desde Jaramillo al sur. No obstante, también ocurre una extensión hacia el norte de Jaramillo en las capturas del complejo de especies de botella y pinchagua.

3.1.1 Consideraciones sobre la unidad de stock

Como fue mencionado en la revisión experta anteriores (Cubillos y Cuevas, 2022; 2023), el supuesto de la unidad demográfica es aceptable.

Aun cuando se trate de dos especies *Auxis rochei* y *Auxis thazard* que se sobreponen en la distribución geográfica, se mantiene la sugerencia de promover en el corto a mediano plazo investigación orientada a determinar unidades demográficas, por ejemplo una técnica costo-efectiva es a través de morfometría geométrica de otolitos, carga parasitaria, y genética, tal que permita identificar el grado de mezcla.

3.2 Consistencia de los parámetros de la historia de vida

Según Canales y Jurado (2024), la incertidumbre en los parámetros de historia de vida de botella es alta y correlacionados. Los autores estiman el coeficiente de crecimiento dentro del modelo de evaluación de stock a través de una prior log-normal con $k=0.3$ y $CV=0.1$, pero imponen fijar la

longitud asintótica y la mortalidad natural ($M=2k=0.6$ por año); i.e., 2 veces el coeficiente de crecimiento antes de estimarlo.

Este efecto, además de la correlación entre parámetros de historia de vida, podría afectar además a la talla del primero grupo de edad, L_0 .

En el Ecuador se sobreponen geográficamente dos especies *Auxis rochei* y *Auxis thazard* que se caracterizan por parámetros de historia de vida diferentes. Los parámetros de historia de estas especies según FishLife (Thorson, 2020) se resumen en la **Tabla 3.1**, observándose tallas asintóticas mayores que las reportadas, coeficientes de crecimiento entre 0,435 y 0,621 por año, tasas de mortalidad altas (0,8 a 1,1 por año), talla de madurez cercana a 32 cm, y longevidad entre 6 y 7 años. Si bien la longevidad es concordante con el supuesto realizado, estos parámetros implican trayectorias de crecimiento en longitud, peso y madurez por edad que se escapan del rango de tallas observado en la composición de tallas de la pesquería; i.e., 9 a 41 cm de longitud (**Figura 3.1**).

Tabla 3.1. Parámetros de crecimiento obtenidos para las especies *Auxis rochei* y *A. thazard* con FishLife.

Proceso	Parámetro y unidad	<i>Auxis rochei</i>	<i>Auxis thazard</i>
Crecimiento	Linf (cm)	56.9	58.3
	k (año ⁻¹)	0.435	0.621
	t ₀ (año)	-0.317	-0.217
	Winf (g)	1886.9	2311.1
Mortalidad natural	M (año ⁻¹)	0.770	1.054
Longevidad	t _{max} (año)	7	6
Talla de madurez	L _m (cm)	31.8	32.8
Edad de madurez	t _m (año)	1.8	1.4

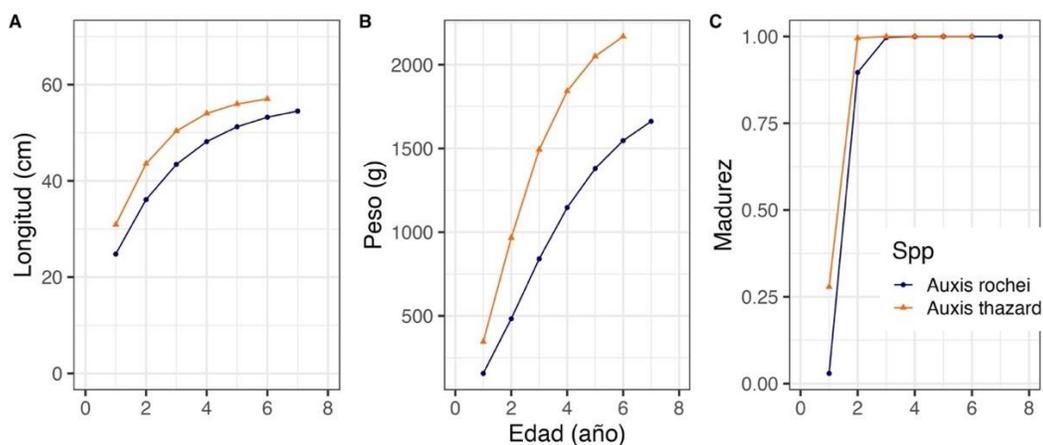


Figura 3.1. Crecimiento en longitud (A) y peso (B), y madurez la talla según los parámetros reportados por FihLife para las dos especies de Auxis.

En este contexto, se podría pensar que las tallas vulneradas por la pesquería podría tratarse de ejemplares más jóvenes que lo esperado, o bien que la botella en Ecuador efectivamente alcanza tamaños más pequeños que la misma especie en otros ecosistemas; o bien, que FishLife más bien ofrece valores puntuales promedio de un conjunto de especies similares que exhibe gran variabilidad fenotípica en el rasgo del crecimiento somático.

En consecuencia, al considerar la hipótesis que las especies del género *Auxis* alcanzan tallas más pequeñas, es posible explicar el rango de tallas observado para la longevidad asumida (que pareciera ser menos incierta). Desde el punto de vista de las composiciones por tallas que aparecen en las capturas y crucero acústico, una longitud asintótica de 38 cm correspondería al promedio de los ejemplares más grandes reportados (92% de la longitud máxima de 41 cm). Si la longevidad es aceptable, al considerar que ésta ocurre al 95% de la longitud asintótica; i.e., $t_{\max} \sim 3/k$, entonces $k \sim 3/t_{\max} = 0,43$ por año. En este contexto, la decisión de estimar el coeficiente de crecimiento en torno de 0,3 es aceptable aunque podría ser mayor.

Sin embargo, el valor de k estimado es menor que 0,3 (i.e., $k=0,274$ por año) según la Tabla 6 del documento que muestra la salida del modelo seleccionado para analizar el estatus (p.26). Este resultado no se discute, y sería muy oportuno el comparar con resultados de las mismas especies para otras áreas. Por ejemplo, Kaharamen *et al.* (2011) estimaron $L_{inf}=57,4$ cm, $k=0,181$ para *Auxis rochei* en las costas del Mediterraneo en Turquía. Los mismos autores (op. cit.) comparan con otras estimaciones para la especie (su Tabla 5), con valores de k que fluctúan entre 0,292 y 0,7 en aguas del Mediterraneo y 0,320 con $L_{inf}=41,5$ cm para el Atlántico oriental. Para *Auxis thazard* en Taiwan, Tao *et al.* (2012) estimaron L_{inf} entre 48,2 y 48,4 cm, y k entre 0,51 y 0,52.

3.2.1 Conversión talla-edad

Como fue expuesto en la revisión de Cubillos y Cuevas (2023), un aspecto importante dice relación con la desviación estándar de la talla a la edad (σ_a). En la actualización, se selecciona un modelo en que σ_a es constante (Tabla 6, S4), anulando el efecto de la talla a la edad en circunstancias que la evaluación previa se encontró un modelo en que σ_a aumentaba con la talla, aunque no de manera significativa. La estructura de tallas en las capturas muestra modas aisladas de grupos de tallas en la fracción incompletamente reclutadas, de tal manera que un valor inicial se podría obtener ajustando una curva normal a la mezcla distribucional. Si la pesca vulnera cardúmenes que se estructuran por tamaños, un modelo más probable para la desviación estándar de las tallas a la edad podría ser que el CV disminuya si sólo se estima k en el modelo y se deja fijo L_{inf} (ver por ejemplo Fréon², y Fréon y Misund, 1999), y la Figura 3.2. Al dejar fijo L_{inf} , y estimar k cuando la varianza de la talla a la edad se deja constante, podría alterar la estimación de k .

² https://www.researchgate.net/profile/Pierre-Freon-2/publication/32988800_Body_length_variability_in_fish_schools_and_cohorts_application_to_fisheries_biology_in_tropical_waters/links/544d326a0cf2bcc9b1d8e848/Body-length-variability-in-fish-schools-and-cohorts-application-to-fisheries-biology-in-tropical-waters.pdf

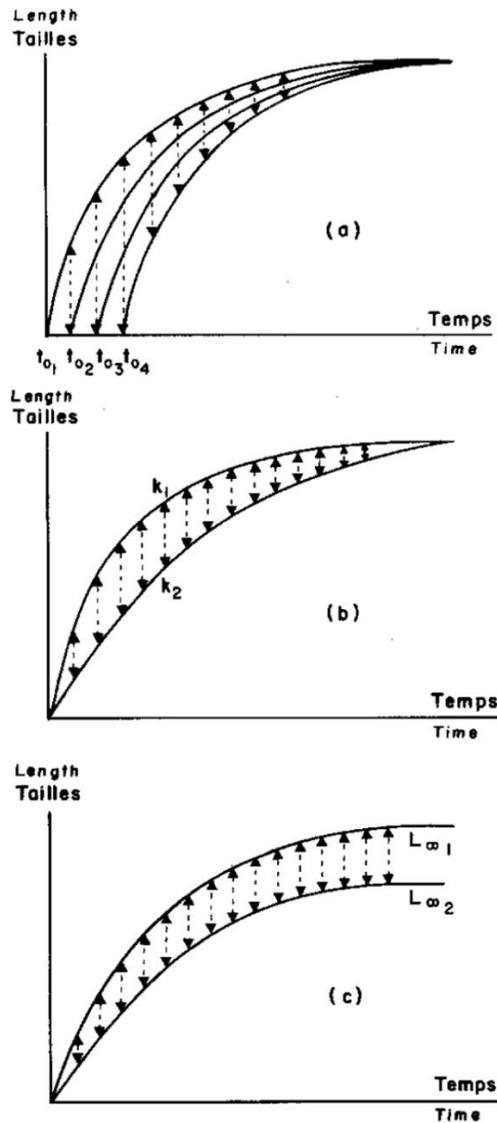


Figura 3.2. Variación de la longitud a la edad cuando la L_{inf} no varía individualmente (casos a y b), y cuando la longitud individual varía (caso c) (obtenida de Freón²).

3.3 Nivel de información/contraste en los datos a efectos de la evaluación de las poblaciones

Los datos e información utilizados en la evaluación del stock de botella del Ecuador, dicen relación con la calidad y contraste en los datos de captura, composiciones de tallas de las especies en los desembarques y cruceros, e índices de abundancia.

La captura por unidad de esfuerzo estándar presenta una tendencia a la disminución significativa en escala logaritmo ($b = -0,03$, $P < 0,05$), debido principalmente a los altos valores de CPUE de los años 1999-2001 (**Figura 3.3**). La disminución al 2023 ($CPUE_{2023} = 0,5$), respecto del promedio de los años 1999-2001 ($CPUE_{1999-2001} = 1,42$), es de 0,35.

Las capturas, en cambio, presentan una tendencia creciente significativa en escala logaritmo ($b=0,142$, $P<0,05$), y desde el punto de vista de la disminución de CPUE, implica aumento de la mortalidad por pesca con disminución de biomasa en la serie de tiempo.

El índice de biomasa basado en los cruceros acústicos muestra una disminución significativa de biomasa al 2022, y podría ser influyente en la evaluación de stock (**Figura 3.4**). Si bien esto otorga un alto grado de contraste, la evaluación atribuye una menor influencia para este índice de biomasa (i.e., $CV=0,35$) en comparación con la CPUE (i.e., $CV=0,2$). De esta manera, los datos son contrastantes y permiten inferir cambios en que en la esca tres y los independientes de la pesquería como las evaluaciones mediante cruceros diseñados para obtener índices de biomasa.

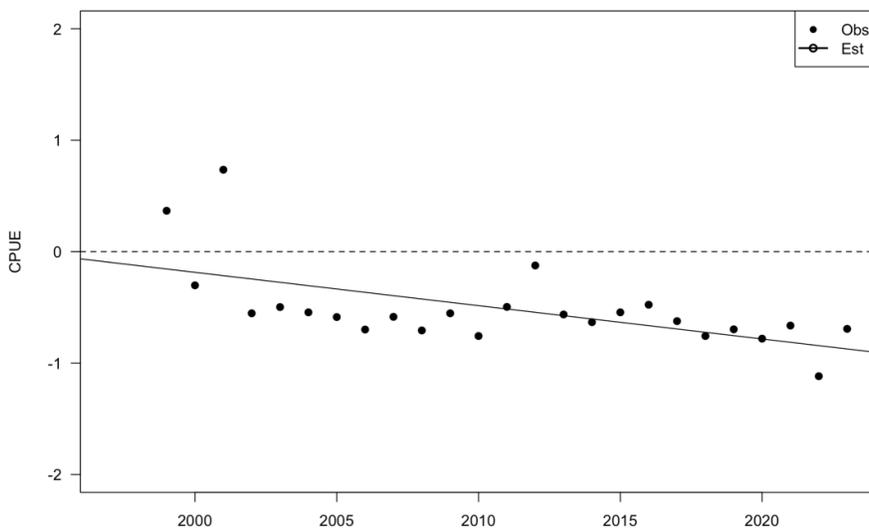


Figura 3.3. Tendencia de la CPUE estándar de botella en escala logaritmo, periodo 1999-2023.

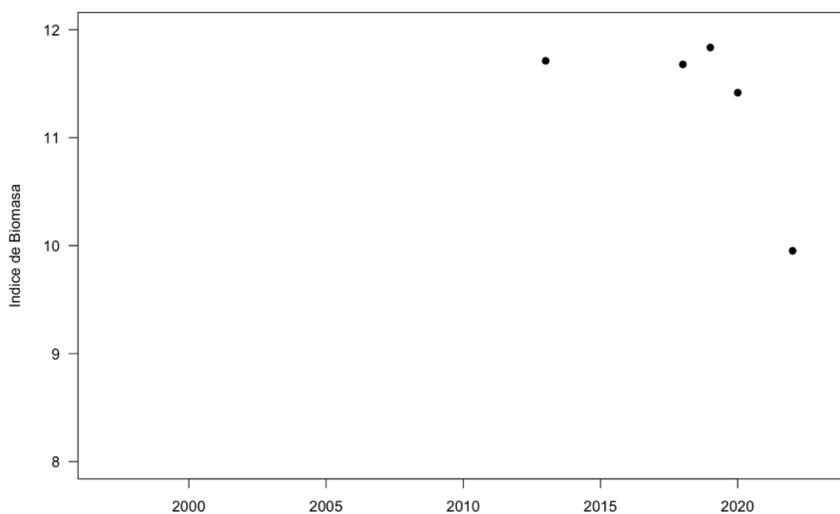


Figura 3.4. Tendencia del índice de biomasa acústico de botella en escala logaritmo, periodo 1999-2023.

La composición de tallas observadas en el crucero presentan limitaciones, tal y como se discute en el reporte de [Canales y Jurado \(2024\)](#). Los autores hacen explícita esta debilidad, y mencionan que dado que en los datos de frecuencia de tallas del crucero están ausentes los peces más grandes y más pequeños (**Figura 3.5**), se podría considerar una selectividad en forma de domo para la estructura de tallas. No obstante, los autores utilizan igual ponderación para los datos de la pesquería y cruceros de evaluación (ver Tabla 4), siendo preferible ponderar con tamaño de muestra efectivo más alto a los datos de composición de tallas de la pesquería que a los del crucero.

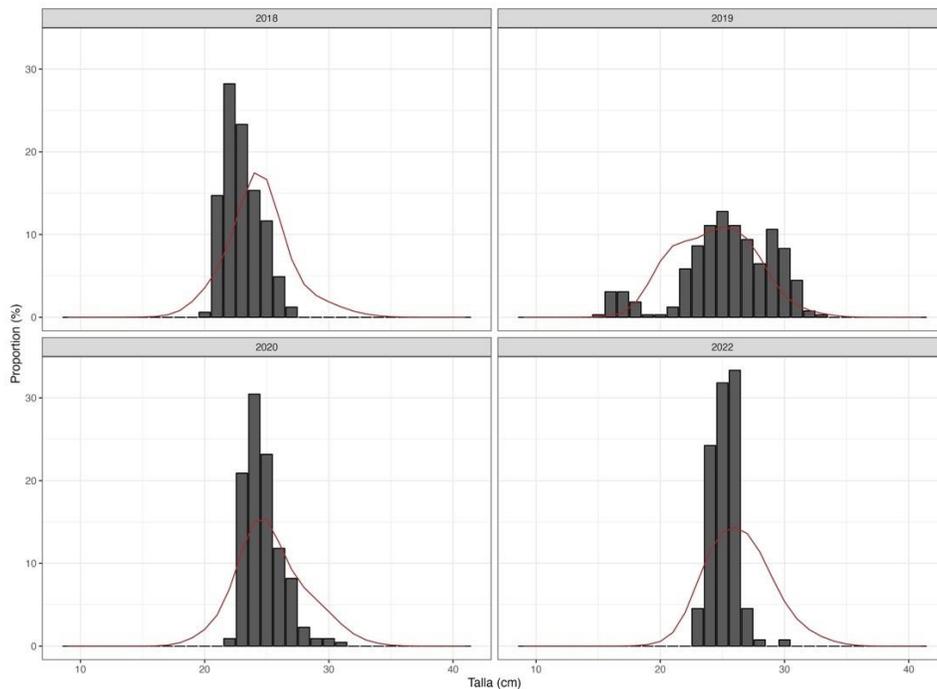


Figura 3.5. Composición de tallas de botella en el crucero de evaluación (2018-2022). La línea roja continua representa el ajuste de la reproducibilidad del modelo S4 a los datos.

La composición de tallas en las capturas presenta variabilidad en términos estructurales, observándose en algunos años modas secundarias o grupos de tallas que podrían responder a influencia de clases anuales fuertes/débiles o disponibilidad/vulnerabilidad a la pesca de algunos grupos de edad en las zonas de pesca (**Figura 3.6**).

Esta fuente de información permite estimar los efectos de la pesca a través de la selectividad en los grupos de tallas completamente vulnerados, probablemente comprometiendo más de un grupo de edad subyacente en la estructura de tallas. Por lo general el cerco no tiene propiedades selectivas ya que opera sobre agregaciones/cardúmenes disponibles que se estructuran por tamaños similares. En consecuencia, la probabilidad de encuentro con cardúmenes estructurados en diferentes tallas podría hacer emerger una patrón de reclutamiento con la talla en la zona de pesca. En este contexto, los efectos de la pesca (mortalidad por pesca) está representada más frecuentemente en la disminución de la frecuencia de tallas después de la longitud modal, y la selectividad podría ser del 100% para esas tallas. Así, la elección de una selectividad del tipo logístico es razonable, no obstante que también debido a la probabilidad de reclutamiento en algunos años ocurra un escape o baja disponibilidad de los ejemplares de cierto tamaño. Por ejemplo, en el periodo 1999-2003 el modelo indica que debió

haber tallas después del máximo (línea roja). En cambio, en el periodo 2004-2009, hubo una moda de ejemplares de mayor tamaño que fue mayor que el valor esperado (residual positivo).

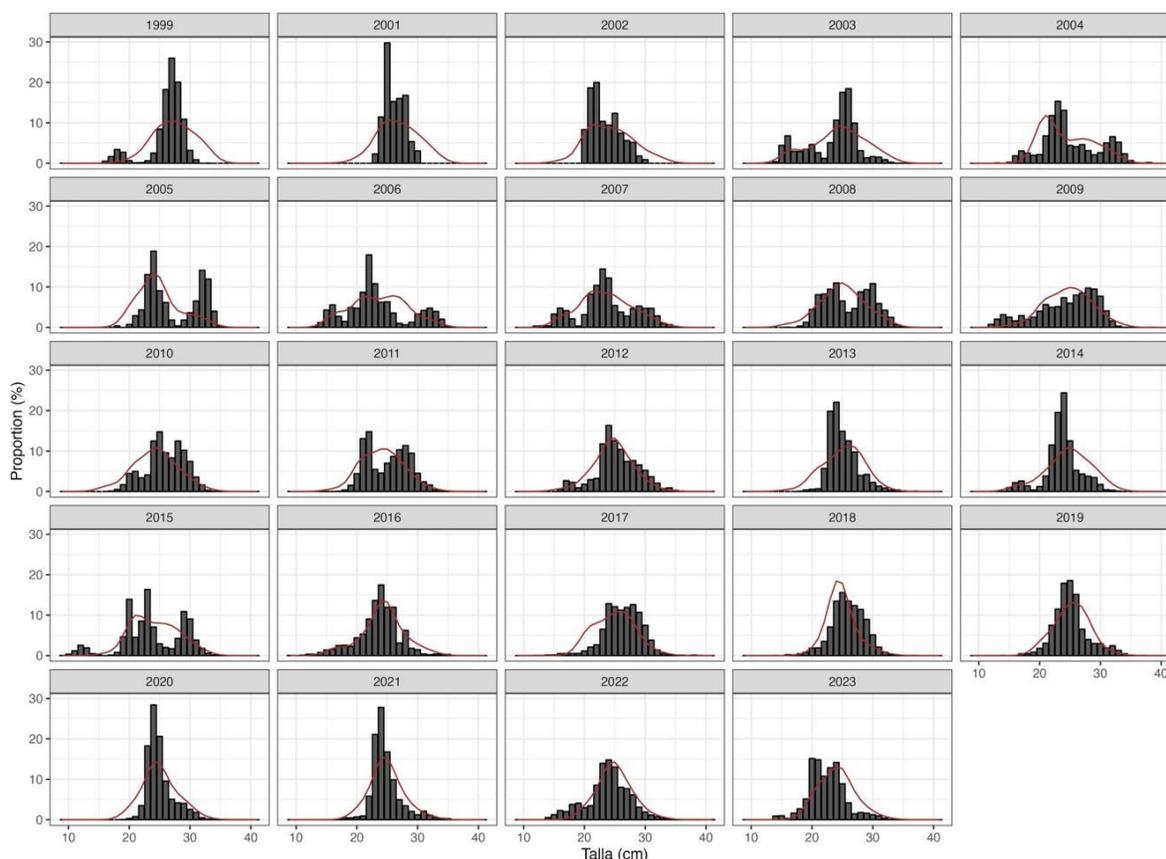


Figura 3.6. Composición de tallas de botella en las capturas de la flota (1999-2023). La línea roja continua representa el ajuste de la reproducibilidad del modelo S4 a los datos.

Para lidiar con cambios irregulares en la composición de tallas, Canales y Jurado (2024) utilizan 8 bloques de selectividad diferentes para la pesquería, los que fueron elegidos en base a la experiencia del evaluador sin un método que permita comparar las estructuras de tallas. En efecto, Cubillos y Cuevas (2023) sugieren un método para comparar la composición de tallas y utilizar el número de grupos de años con igual estructura de tallas con selectividad diferente (Figura 3.7).

Para el caso de la botella, el análisis sugiere cuatro grupos (cluster) en que la composición por tallas es similar, con el año 2015 que quedó aislado y que representa al grupo 4 (Figura 3.8). Estos grupos con una estructura de tallas similares se distribuyen en el tiempo (Figura 3.9), mostrando los grupos de años en que aplicaría a lo menos 4 bloques de selectividad diferente, para los años en que se registra una estructura de tallas diferente. No obstante, la codificación de bloques de selectividad del modelo de evaluación son cambios sistemáticos, sin la posibilidad de repetir la estimación de un mismo bloque de selectividad a grupos de años diferentes.

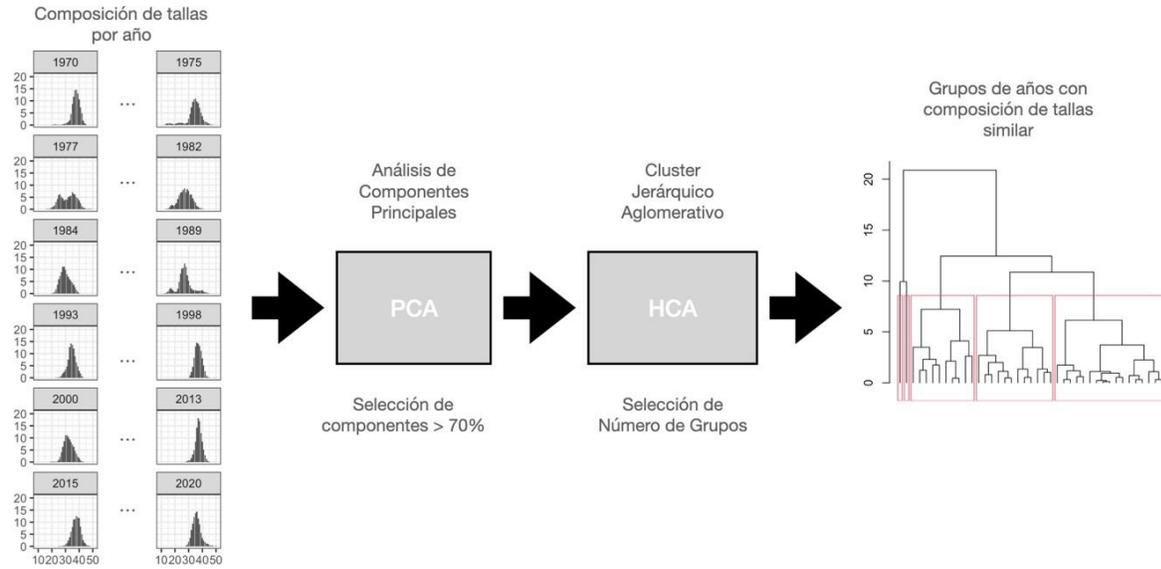


Figura 3.7. Método para comparar años con estructura de tallas similares en la serie de tiempo disponible para la evaluación de stock.

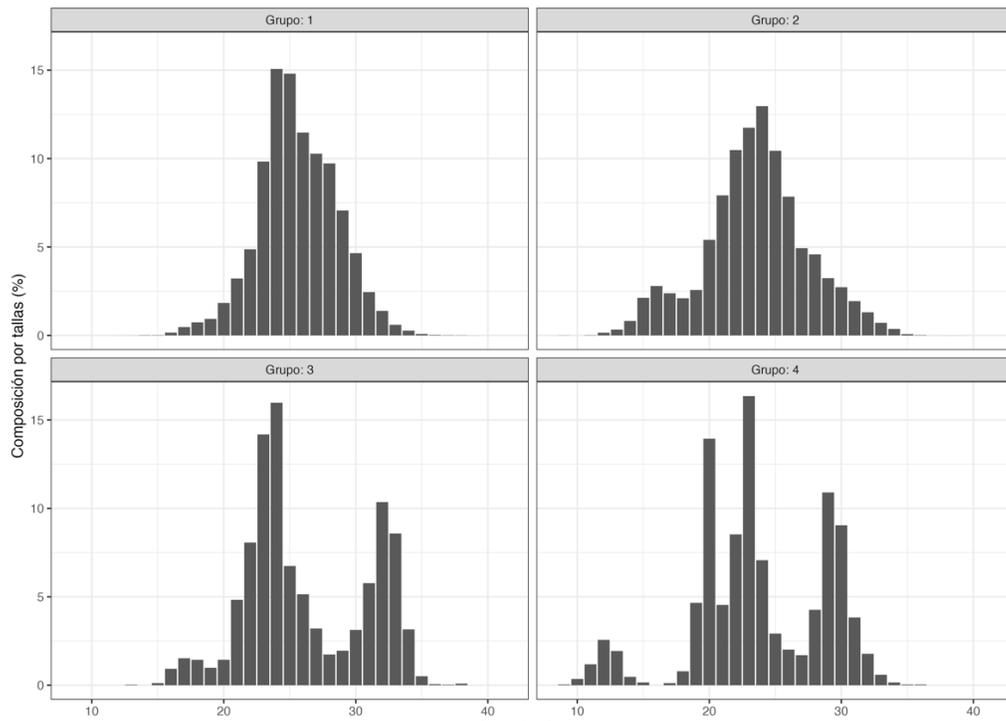


Figura 3.8. Grupos de composición de tallas similares de botella en los datos de composición de tallas.

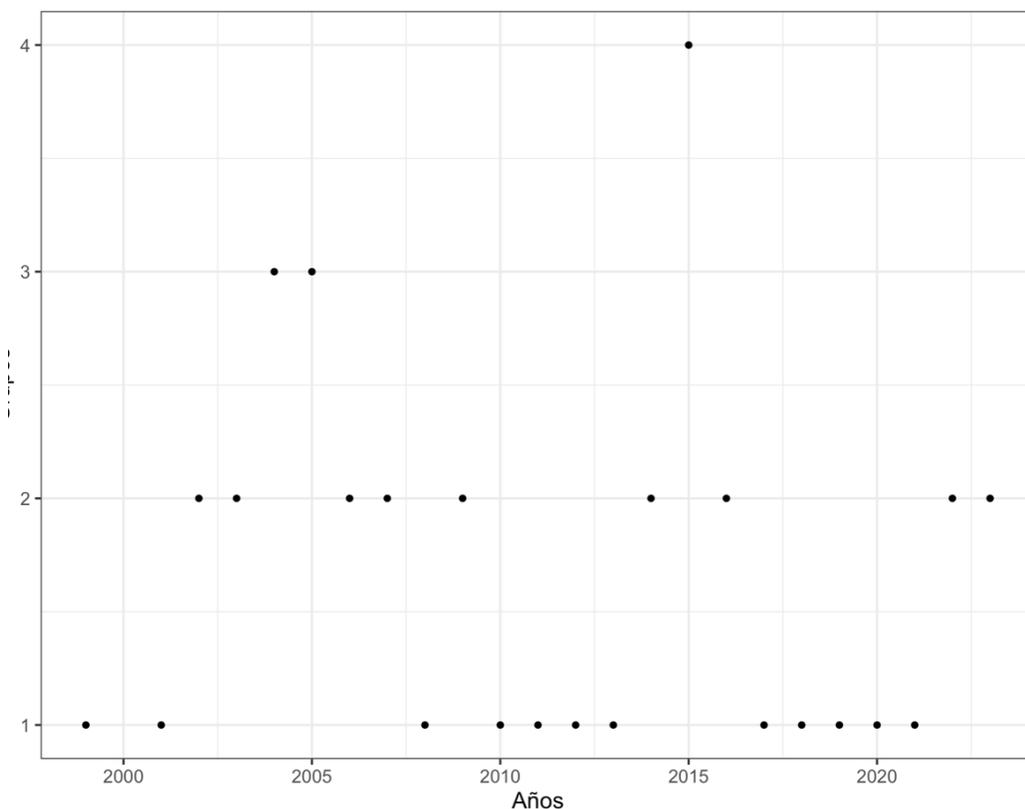


Figura 3.9. Grupos de datos con una composición por tallas similar de macarela durante el periodo de evaluación.

3.4 Criterios en la aplicabilidad del enfoque de evaluación utilizado

El enfoque de evaluación de stock es adecuado, demuestra aplicabilidad, y permite utilizar la mayor cantidad de datos disponibles para una evaluación de stock integrada. Es un modelo básico de evaluación de stock integrada para casos en que la composición de edad no está disponible, y por lo tanto con aplicabilidad para el caso de las pesquerías de Ecuador.

Como se expuso en la revisión de [Cubillos y Cuevas \(2022\)](#), el sistema de colecta de datos, diseño muestral, frecuencia temporal y cobertura espacial son elementos esenciales para lograr un buen desempeño de una evaluación integrada. En este contexto, el modelo MESTOCKL presenta la flexibilidad suficiente para adaptarse a los datos disponibles para cada recurso, así como para las hipótesis estructurales que podrían ser determinantes en la evaluación de estos recursos en Ecuador, en particular el impacto de la variabilidad ambiental que podrían influir en la variabilidad del reclutamiento y/o capturabilidad.

No obstante, y de acuerdo con [Punt et al. \(2020\)](#), un modelo de evaluación de stock debe considerar "autocomprobación", en la que el modelo de dinámica de poblaciones se utiliza para generar conjuntos de datos simulados coherentes con el método de estimación, es una prueba fundamental de cualquier método de evaluación de poblaciones.

Desde el punto de vista de la reproducibilidad de los resultados, se replicó el escenario elegido y documentado en la Tabla 6 del documento de [Canales y Jurado \(2024\)](#), utilizando la configuración descrita en el Anexo. Sin embargo, y aunque se logra estimar igual número de parámetros, los

resultados difieren parcialmente con los resultados obtenidos. Esto se debe a que se logra una solución, hay parámetros o valores dependientes que impiden una buena hessiana; i.e.,

```
Estimating row 83 out of 83 for hessian
```

```
Estimated covariance matrix may not be positive definite
```

```
5.47899e-06 6.6513e-06 7.70366e-06 8.75215e-06 9.24483e-06 9.8741e-06 1.06419e-05 1.21239e-05
1.32708e-05 1.35572e-05 1.37878e-05 1.48718e-05 1.61177e-05 1.6527e-05 1.84195e-05
1.97776e-05 2.00843e-05 2.26209e-05 2.31712e-05 2.53845e-05 2.63651e-05 2.848e-05 2.86787e-05
3.09019e-05 3.29094e-05 3.32726e-05 3.46789e-05 3.63121e-05 9.86555e-05 0.00015048
0.000161928 0.00016651 0.000193319 0.000207474 0.000212013 0.000217119 0.000227616
0.000239134 0.000249366 0.000253134 0.000265527 0.000269579 0.000278096 0.00028489
0.000297785 0.000310761 0.000315475 0.000338993 0.000341366 0.000348053 0.000355744
0.000376981 0.000418653 0.000426923 0.000491927 0.000508772 0.000540831 0.000577125
0.000615714 0.000620217 0.000723526 0.000802304 0.000928668 0.00102105 0.00112762 0.00133526
0.00366619 0.00463804 0.00747914 0.0134651 0.0158942 0.027311 0.0282302 0.0305513 0.0453012
0.0544151 0.0569539 0.0649482 0.0721197 0.0765892 0.0913116 0.0955363 0.241283
```

```
*****
```

```
--Start time: Mon Apr 15 09:33:22 2024
```

```
--Finish time: Mon Apr 15 09:33:32 2024
```

```
--Runtime: 0 hours, 0 minutes, 10 seconds
```

```
*****
```

En este contexto, al realizar un breve experimento de autovalidación del modelo configurado consigo mismo, indica una muy baja tasa de lograr una convergencia satisfactoria, la que sería sólo del orden del 23%. No obstante, el modelo así configurado fue capaz de reproducir los resultados en un contexto general, pero se debe investigar si esta baja tasa de convergencia se debe a la configuración o restricción de algunos de los parámetros que se estiman y que se reportan (*.par) en el Anexo 1.

3.4.1 Notas sobre bloques de selectividad

La selectividad describe la relación entre la composición por edades y tallas de la población y la que se observa en las pesquerías o en un crucero. De acuerdo con [Punt et al. \(2014\)](#), se sabe que la selectividad, la mortalidad natural y las tendencias de reclutamiento se confunden en los datos de capturas por edad (o capturas por talla). De esta manera, el analista es quien debe decidir: a) si la selectividad es una función de la edad, de la talla o de ambas; b) si la selectividad es paramétrica o no paramétrica; c) la forma funcionales de selectividad para cada flota o crucero; y d) si la selectividad varía con el tiempo (y cómo se modela la selectividad variable con el tiempo).

[Sampson \(2014\)](#) indica que la elección para modelar la selectividad como un fenómeno basado en la edad o en la longitud también tiene implicaciones para la forma de la curva de selección. Como suele haber una curvatura apreciable en la relación entre longitud y edad, una curva de selección que tenga una forma logística en términos de longitud no tendrá también una forma logística en términos de edad. Para la botella, se puede observar que los grupos de edad completamente vulnerados son 4 a 7 (ver **Figura 3.10**). Nótese que el primer grupo de selectividad estipulado (1997- 1998) no se sustenta en datos de composición de tallas en la pesquería (**Figura 3.6**). Esto es una

inconsistencia que debe ser revisada, aunque en esos años el modelo asume una condición virginal y baja tasa de mortalidad y podría no tener efectos importantes de la pesca.

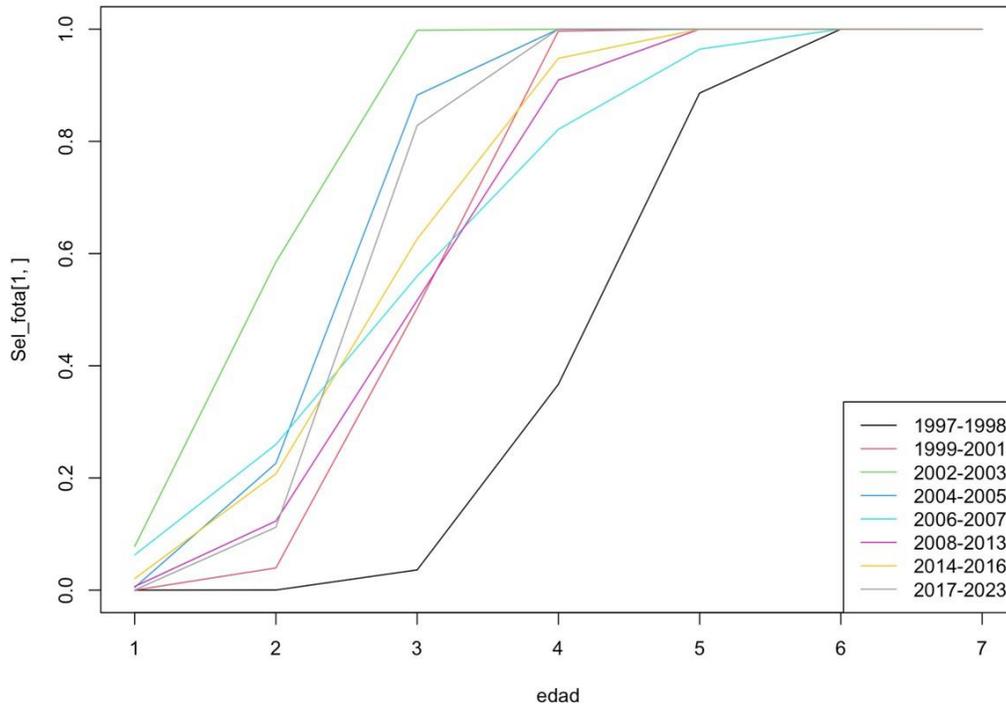


Figura 3.10. Selectividad a la edad resultante de la selectividad a la talla para el caso de la botella.

Además, [Sampson \(2014\)](#) menciona que como los peces de una edad determinada suelen aparecer en varias clases de longitud, a menudo una curva de selección por longitud corresponderá a una curva de selección por edad que no tenga ninguna clase de edad que experimente una selección completa. La cuestión de cómo elegir entre utilizar la selección basada en la edad o en la talla en una evaluación de la población sigue estando generalmente inexplorada.

A parte del patrón de reclutamiento, la selectividad puede originarse por una combinación de procesos subyacentes, como la selectividad de los artes de pesca y la distribución espaciotemporal de la pesquería y de la especie considerada. Estos procesos subyacentes pueden cambiar con el tiempo, dando lugar a patrones de selectividad variables en el tiempo que, si no se tienen en cuenta, pueden dar lugar a estimaciones sesgadas de las cantidades clave de gestión.

Los modelos estadísticos de captura por edad tratan las capturas como observaciones con ruido, y los modelos por lo general asumen la separabilidad sobre la mortalidad por pesca por edad, lo que implica que la selectividad es constante a lo largo del tiempo. Para reducir aún más el número de parámetros del modelo, a menudo se asume una relación paramétrica entre la mortalidad anual y la edad/talla, normalmente una función sigmoidea. No obstante, en situaciones de escasez de datos, estos supuestos pueden ser necesarios.

De acuerdo con [Nielsen y Berg \(2014\)](#), una forma sencilla de introducir la selectividad variable en el tiempo es seleccionar bloques de tiempo con selectividad constante, pero a menos que algún

acontecimiento discreto provoque cambios bruscos en la selectividad, puede que no sea sencillo seleccionar los bloques. Otros ejemplos incluyen la estimación de desviaciones en torno a una media, desviaciones de paseos aleatorios o tendencias gaussianas (Methot y Wetzel, 2013), o métodos no paramétricos (Maunder y Harley, 2011). Errores de proceso en la selectividad son mejor estimados bajo un enfoque de modelos en el espacio de los estados, ya que permiten separar el ruido de observación del ruido del proceso, por lo que el grado de evolución temporal de la mortalidad por pesca se estima de forma natural a partir de los datos como un parámetro de varianza del proceso dentro de este marco (Nielsen y Berg, 2014).

3.4.2 Cambios en capturabilidad

En la evaluación actualizada, los autores mencionan que no se incorporaron cambios en la capturabilidad (p.13). Sin embargo, en la Tabla 6, que muestra la salida de la estimación de parámetros del modelo seleccionado, se utilizan dos bloques con selectividad diferente para la CPUE; i.e.,

```
# log_qflo:  
-11.2936211662 -11.8821868006
```

No obstante, es deseable avanzar respecto de los factores que podrían incidir en la dinámica de la población. En este ámbito, se valora el diseño del modelo de evaluación de stock al incorporar índices de variabilidad ambiental, ya que podrían ayudar ya sea en comprender la variabilidad interanual o de más largo plazo en el reclutamiento, en la capturabilidad y/o en las tasas de crecimiento.

Se sugiere testear el efecto en la capturabilidad de la variabilidad asociada a eventos El Niño- Oscilación del Sur, ya que como fue mencionado por Canales y Jurado (2023), bajo condiciones extremas asociadas a eventos El Niño y La Niña, los recursos de peces pelágicos en Ecuador son afectados negativa y positivamente, respectivamente. Los efectos son alteraciones en la distribución, biomasa, tamaños y reclutamientos, lo que implica aumentos en la sensibilidad de los recursos. Por ejemplo, en el crucero de enero/febrero 2024³, la biomasa de botella en enero/febrero 2024 se distribuyó al sur de 2°30'S hasta 3°20'S.

3.4.3 Relación stock-recluta

El modelo asume un reclutamiento promedio con desviaciones anuales, lo que implica steepness $h=1$. Bajo el esquema de evaluación 2024, se asume además que $q_c=1$ para el índice de biomasa acústico. En consecuencia, la estimación del reclutamiento del año más reciente, al tener poca información para su estimación podría determinar un valor más alto que permita justificar una biomasa de crucero más alta al 2022, re-escalando el R_0 o reclutamiento promedio. Por ejemplo el reclutamiento del año 2022 fue 2,90 veces el R_0 (Tabla 7 del informe). Al graficar el reclutamiento contra la biomasa desovante, se observa que el reclutamiento más alto ocurre en niveles de biomasa desovante que serían las más bajas (Figura 3.11). Si el reclutamiento fue alto, impidió que la biomasa

³ https://institutopesca.gob.ec/wp-content/uploads/2024/04/informe_crucero_ipiap_2024-01-01_PPP.pdf

desovante disminuyera al 2023, por lo tanto, habrá que evaluar esta fuente de incertidumbre con mayor detención.

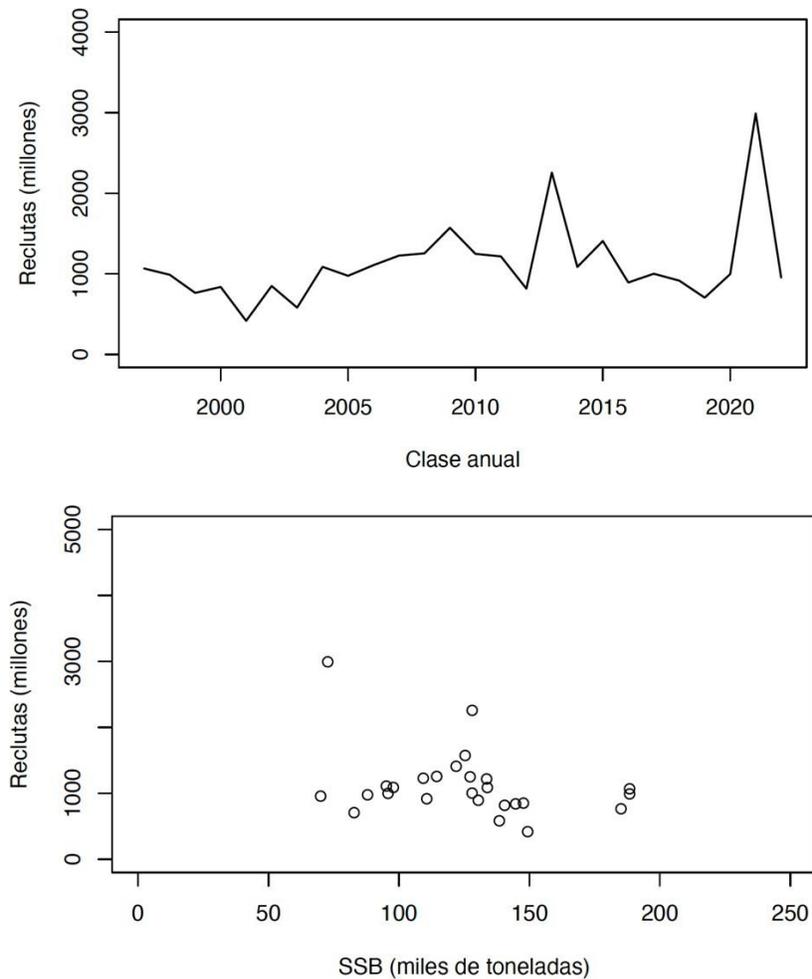


Figura 3.11. Clases anuales de botella (reclutamiento a la edad 1), y relación entre el reclutamiento y la biomasa desovante (con desfase de un año).

3.5 Metodología para la generación de índices de abundancia y procesamiento de datos

A no ser que haya ocurrido un error en la presentación de los resultados (lo más probable), la estandarización utilizando los barcos como efecto aleatorio es un avance en la dirección correcta para estandarizar los índices de abundancia basados en las tasas de captura de la pesquería de peces pelágicos del Ecuador. Este enfoque es satisfactorio, aun así los efectos espaciales asumen homogeneidad y los mismos cambios temporales que se diferencian en el nivel considerando un intercepto fijo como referencia. Se desconoce el grado de balance como para una interacción entre años y zonas, lo que podría atentar el considerar una interacción fija. La alternativa, y tal como se planteó en la revisión del año anterior, se sugiere avanzar en modelos espaciotemporales Bayesianos sólo si se cuenta con los registros geolocalizados de los lances de pesca por salida de pesca (Maunder *et al.*, 2020; Thorson *et al.*, 2020).

Los cruceros acústicos tienen la desventaja de contar con poca historia, y por lo tanto carecen de un contraste suficiente, a veces en contradicción con la CPUE. En consecuencia, los evaluadores de stock han utilizado estos datos con menor influencia en el proceso de estimación, asignándole coeficientes de variación altos a la biomasa acústica ($CV = 0,35$).

Se sugiere investigar si la estructura de tallas asociada con la estandarización de la CPUE es diferente de la estructura de tallas de las capturas, con el propósito de obtener la composición de tallas del índice de abundancia. Esto permitiría un componente adicional para la evaluación con CPUE. Los datos de composición proporcionan información sobre la parte de la población representada por el índice con respecto a la edad o la talla (Maunder *et al.*, 2020; Thorson *et al.*, 2020).

3.6 Calidad de las estimaciones y niveles de incertidumbre

La calidad de las estimaciones dicen relación con el diagnóstico del ajuste del modelo a los datos, la cual a lo menos es cuestionable en términos de reproducibilidad (la matriz de covarianza pudo no ser definitiva y positiva. En este contexto, el modelo de evaluación debe balancear un ajuste parsimonioso, evitando el sobreajuste. La revisión del diagnóstico dice relación con procedimientos de análisis de residuales en un contexto de series de tiempo Carvalho *et al.* (2021), tal como fue enfatizado por Cubillos y Cuevas (2022, 2023).

Además, los criterios de selección de bloques de selectividad son más bien subjetivos, y se sugiere utilizar un enfoque comparativo de grupos de años con composición de tallas similar.

Bajo un enfoque frecuentista, y en los que la desviación estándar asociado a los errores de observación y de procesos no se pueden resolver simultáneamente, sino más bien penalizarlos utilizando un error de observación que se asume muchas veces invariable para los índices y la composición de tallas, aun cuando se pueda calcular un tamaño de muestra efectivo, son aspectos que implican análisis de sensibilidad ya que inciden en la incertidumbre. El enfoque de evaluación utilizado considera precisamente utilizar CV diferentes para los índices y tamaño de muestra efectivo, así como penalizaciones para algunos parámetros de historia de vida, reclutamiento (σ_R), y selectividad. Estos aspectos son necesarios bajo el enfoque de evaluación propuesto, y son parte del estado del arte. Cuando estos aspectos son acordados y descritos, es factible la reproducibilidad de las estimaciones (ver Sección 5). Sin embargo, revisar mediante autocomprobación la calidad del modelo en términos de convergencia.

3.7 Diagnóstico de las poblaciones

El diagnóstico del estado de situación de las poblaciones considera una reducción de biomasa reproductiva de 40% respecto de la biomasa no explotable (SSB_0), siendo un punto biológico de referencia objetivo y proxy del rendimiento máximo sostenido. A su vez, se considera que una reducción a 20% de la biomasa no explotable constituye un punto biológico de referencia límite. Esta aproximación se considera adecuada dado que no se conoce la relación stock-recluta. Los resultados pudieron ser reproducidos (Anexo 1), aunque la incertidumbre del desempeño de la configuración del modelo debe ser revisada.

Además, bajo un enfoque de evaluación con selectividad cambiante, la mortalidad por pesca objetivo cambia en función del cambio en selectividad, como también la reducción de la razón de potencial reproductivo o biomasa desovante por recluta. De esta manera, se sugiere informar los cambios en estas cantidades dado el alto número de bloques de selectividad.

4 Otros aspectos a considerar en el mediano plazo

4.1 Diagnóstico de residuales de la composición de tallas

Como fue sugerido por Cubillos y Cuevas (2023), se sugiere utilizar la metodología de Trijoulet *et al.* (2023) para comparar los residuales que se obtienen de la composición de tallas, y disponible en el repositorio GitHub <https://github.com/fishfollower/compResidual>. Trijoulet *et al.* (2023) demuestran que los residuos tipo Pearson que se utilizan para analizar la bondad del ajuste de composición por edad/talla es incorrecta cuando los datos se ajustan utilizando una distribución multivariante como la multinomial. En su lugar, se deben utilizar los residuos de un “paso por delante” (one-step-ahead, OSA). Para tales distribuciones, los residuos OSA son independientes y se distribuyen normalmente para modelos correctamente especificados. El package compResidual calcula los residuos OSA para de-correlacionar las observaciones de composición de las distribuciones multivariantes como la multinomial y otras que son utilizadas en los modelos de evaluación.

4.2 Bloques de selectividad

Se sugiere codificar el modelo para permitir re-utilizar un mismo bloque de selectividad para un grupo de año en otros grupos de años. Esto permitiría reducir el número de parámetros a estimar al utilizar igual selectividad para dos bloques años distintos (ver además sección 3.4.1).

5 Conclusiones

La revisión de datos e información biológica como operacional, y posterior actualización de la evaluación de stock de botella ha permitido indagar en la revisión del estatus utilizando el modelo de evaluación de stock diseñado para tales efectos. La revisión se considera aceptable dado el número de escenarios probados, y la selección de un modelo para la asesoría técnica. El modelo seleccionado, estructuralmente es diferente al de la evaluación anterior; y si bien reproducible, presenta algunas debilidades que han sido expuestas en esta revisión.

6 Agradecimientos

El autor agradece a la Cámara Nacional de Pesquería (CNP) y al Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca del Ecuador (IPIAP) oportunidad otorgada para revisar la actualización de la evaluación del recurso botella del Ecuador.

7 Referencias

- Carvalho, F., Winker, H., Courtney, D., Kapur, M., Kell, L., Cardinale, M., Schirripa, M., *et al.* 2021. A cookbook for using model diagnostics in integrated stock assessments. *Fisheries Research*, 240: 105959. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165783621000874>
- Canales, C. M., Jurado, V. 2022. Evaluación del stock de recursos pelágicos pequeños del Ecuador. Año 2022. Informe Técnico IPIAP, Guayaquil, Ecuador.
- Canales, C. M., Jurado, V. 2023. Evaluación del stock de recursos pelágicos pequeños del Ecuador. Año 2023. Informe Técnico IPIAP, Guayaquil, Ecuador.
- Canales, C. M., Jurado, V. 2024. Taller de revisión/implementación. Evaluación del stock del recurso botella (*Auxis spp*) 2023. Informe Técnico IPIAP, Guayaquil, Ecuador.
- Cubillos, L. A., and Cuevas, M. J. 2022. Revisión experta de las evaluaciones de stock de las principales especies pelágicas pequeñas en Ecuador. *Boletín Técnico del Centro de Evaluación Pesquera y Manejo de Recursos SpA, San Pedro de la Paz, Concepción, Chile.*
- Cubillos, L.A., Cuevas, M. J. 2023. Revisión experta de las evaluaciones de stock de las principales especies pelágicas pequeñas en Ecuador. *Bol. Téc. CEPMAR (2023)*, 3(1).
- Fournier, D. A., Skaug, H. J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M. N., Nielsen, A., *et al.* 2012. AD model builder: Using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods and Software*, 27: 233–249. Taylor & Francis. <https://doi.org/10.1080/10556788.2011.597854>
- Fréon, P., Misund, O.A. 1999. Dynamics of pelagic fish distribution and behaviour: effects on fisheries and stock assessment (Vol. 348). Oxford: Fishing News Books.
- Kahraman, A. E., Göktürk, D., Karakulak, F. S. 2011. Age and growth of bullet tuna, *Auxis rochei* (Risso), from the Turkish Mediterranean coasts. *African Journal of Biotechnology*, 10(15): 3009- 3013.
- Maunder, M. N., Harley, S. J. 2011. Using cross validation model selection to determine the shape of nonparametric selectivity curves in fisheries stock assessment models. *Fisheries Research*, 110(2), 283-288.
- Maunder, M. N., Thorson, J. T., Xu, H., Oliveros-Ramos, R., Hoyle, S. D., Tremblay-Boyer, L., Lee, H. H., *et al.* 2020a. The need for spatio-temporal modeling to determine catch-per-unit-effort based indices of abundance and associated composition data for inclusion in stock assessment models. *Fisheries Research*, 229: 105594. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165783620301119>
- Methot Jr, R. D., Wetzel, C. R. 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research*, 142, 86-99.
- Nielsen, A., Berg, C. W. (2014). Estimation of time-varying selectivity in stock assessments using state-space models. *Fisheries Research*, 158, 96-101.

Punt, A. E., Hurtado-Ferro, F., & Whitten, A. R. (2014). Model selection for selectivity in fisheries stock assessments. *Fisheries Research*, 158, 124-134.

Punt, A. E., Dunn, A., Elvarsson, B., Hampton, J., Hoyle, S. D., Maunder, M. N., Methot, R. D., Nielsen, A. 2020. Essential features of the next-generation integrated fisheries stock assessment package: A perspective. *Fisheries Research* 229: 105617. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105617>

Sampson, D. B. (2014). Fishery selection and its relevance to stock assessment and fishery management. *Fisheries Research*, 158, 5-14.

Tao, Y., Mingru, C., Jianguo, Du, Zhenbin, L., Shengyun, Y. 2012. Age and growth changes and population dynamics of the black pomfret (*Parastromateus niger*) and the frigate tuna (*Auxis thazard thazard*), in the Taiwan Strait. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(3): 649- 656

Thorson J. T. 2020. Predicting recruitment density dependence and intrinsic growth rate for all fishes worldwide using a data-integrated life-history model. *Fish Fish.* 2020; 21: 237–251. <https://doi.org/10.1111/faf.12427>

Thorson, J. T., Maunder, M. N., and Punt, E. 2020. The development of spatio-temporal models of fishery catch-per-unit-effort data to derive indices of relative abundance. *Fisheries Research*, 230: 105611. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165783620301284>.

Trijoulet, V., Albertsen, C. M., Kristensen, K., Legault, C. M., Miller, T. J., and Nielsen, A. 2023. Model validation for compositional data in stock assessment models: Calculating residuals with correct properties. *Fisheries Research*, 257: 106487. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165783622002648>

8 ANEXO A: Reproducibilidad

8.1 Modelo S4: Configuración estructural

```
# CONTROLES DEL MODELO
#
#-----
#Coeficiente de variaci?n de los reclutamientos y Ro
#sigmaR    Ro
0.5        1000
#L50ms    L95ms    ln(aw)    bw        (aw, bw: son coef relaci?n talla-peso)
24.0      26.6     -4.69    3.15
#dt desove    dt CPUE    dt Crucero
0.00              0.5    0.25
# PARAMETROS DE CRECIMIENTO, M, STEEPNESS, y b_CPUE
#
#-----
#Loo, k, Lo(mm)    alfa    beta        M        h    b_cpue
38  0.3  17          2.0    0          0.6        1.0    1.0
0.1 0.1  0.2          0.3    0.1          0.2        0.1    0.1
-5   4   5           4     -4          -5         -5    -3
# PARAMETROS INICALES DE SELECTIVIDAD DOBLE NORMAL
#
#-----
# FLOTA
#L50          sigma1    sigma 2
25           2.5          300
0.5           0.5          0.2
3             3          -2
# CRUCERO
#L50          s1          s2    q
25           2.5          300  1.0
0.5           0.5          0.2  0.1
3             3          -2   3
#
#-----
# N?mero de bloques de selectividad y a?os de inicio
8
1997 1999 2002 2004 2006 2008 2014 2017
```

```

# N?mero de bloques de selectividad y a?os de inicio CRUCEROS 3
1997 2020 2022

# N?mero de bloques de capturabilidad flota y a?os de inicio 2
1997 2002
# _____
# OTRAS FASES DE ESTIMACION DE PARAMETROS
# Coeficiente de capturabilidad q flota 4
# Mortalidad por pesca 2
# Variaci?n anual de reclutamientos 2
#Variaci?n condici?n inicial (<0 esta en equilibrio)
-2
# Estimaci?n de Ro 1
# _____
# ANALISIS DE ESTRATEGIAS DE EXPLOTACION CON DECISION DE MORTALIDAD POR PESCA

# Regla de control tipo rampla con %BD0 pivote (si es 0 es regimen F constante)
0 #0.4

# PROYECCION DE LA POBLACION
# _____
#numero de escenarios
7

# Multiplos de F
1e-10 0.3 0.6 0.9 1.0 1.3 1.5

# A?os a proyectar
20

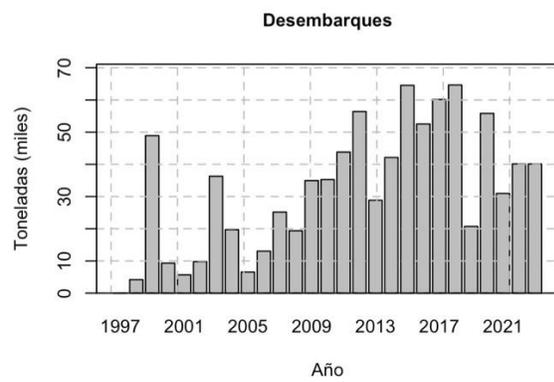
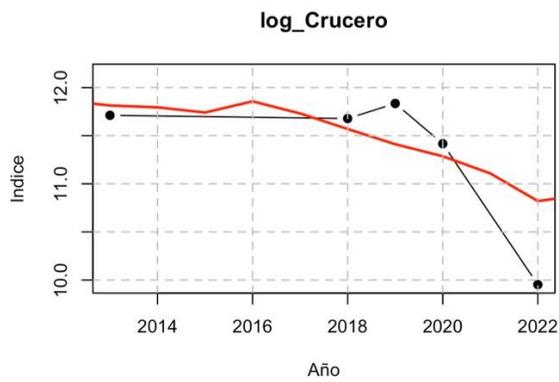
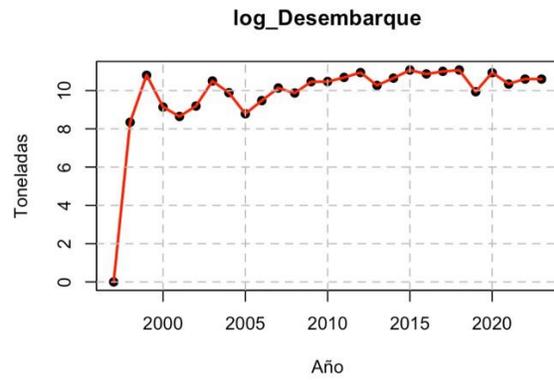
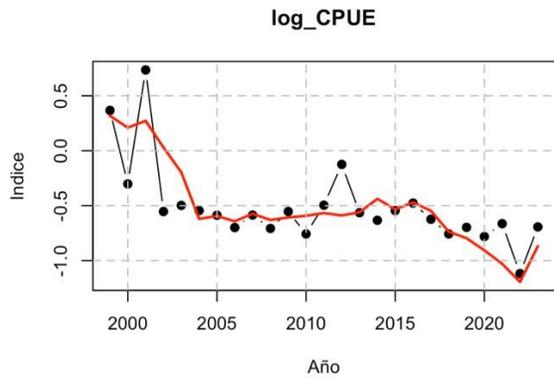
```

8.2 Estimación de parámetros

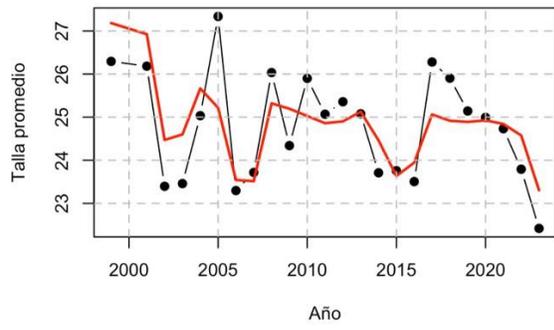
```
# Number of parameters = 83 Objective function value = 2231.54473810777 Maximum gradient
component = 2.33838914003785e-05
# log_L50:
3.41733316520958 3.30631834480900 3.19839189393847 3.24673199984426 3.43331370268560
3.35974676241869 3.34987472136345 3.24762158369277
# log_sigma1:
0.881573894033629 0.945678306053315 1.28635388760378 1.05704246008277 1.82982241682820
1.36823318992885 1.47532315727090 0.868444487958412
# log_sigma2:
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
# log_L50c:
3.24017799977287 3.19805501862394 3.22757346907934
# log_sigma1c:
1.08356560044045 0.218224700823345 0.294320389859772
# log_sigma2c:
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
# log_Ro:
6.93994320004
# dev_log_Ro:
-0.201863830560 0.0328130551094 -0.0424486265635 -0.301008775633 -0.208418443943 -
0.905876567021 -0.194738436596 -0.573872911428 0.0522715616432 -0.0561617614977
0.0712133297959 0.172598225226 0.194893753487 0.420543344755 0.190057992688 0.164171191204 -
0.234439243465 0.782036480115 0.0504657902796 0.310442192471 -0.144671431453 -
0.0300691224151 -0.119364298282 -0.380973416001 -0.0344807172887 1.06399982929 -
0.0771191639139
# dev_log_No:
0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000
0.00000000000
# log_F:
-11.3307940648 -2.96709722138 -0.823523855259 -2.36607032595 -2.92100075858 -2.71477648938
-1.19789250303 -1.38179622270 -2.49734303582 -1.76357915915 -1.18046782060 -1.38378910744 -
0.829308886157 -0.836052760270 -0.649918865192 -0.378713908223 -1.05636408704 -
0.809501792306 -0.307775803883 -0.566106159423 -0.372534308040 -0.130182301622 -
1.15290069192 -0.0933966730039 -0.530524777346 -0.132352242808 -0.437845757417
# log_qflo:
-11.2786557460 -11.8585992205
# log_qcru:
-0.0251446829759
# log_b:
0.00000000000
# log_Linf:
3.63758615973
# log_k:
-1.47711097524
# log_Lo:
```

```
2.79230681489
# log_aedad:
0.378521562359
# log_bedad:
-23.0258509299
# log_M:
-0.510825623766
# log_h:
0.000000000000
```

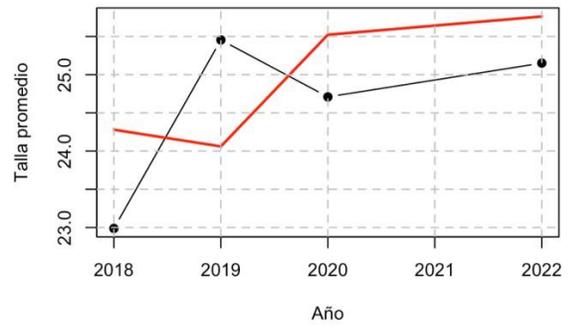
8.3 Ajuste a los datos



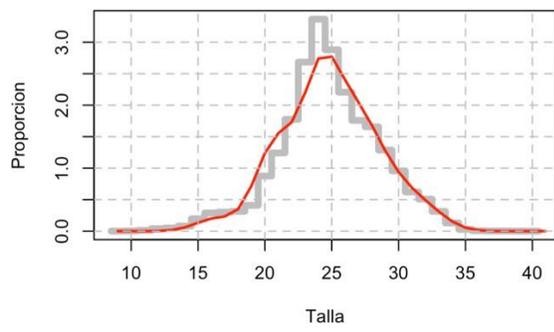
Talla promedio flota



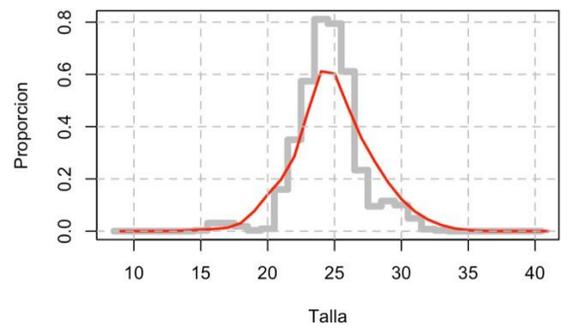
Talla promedio Crucero



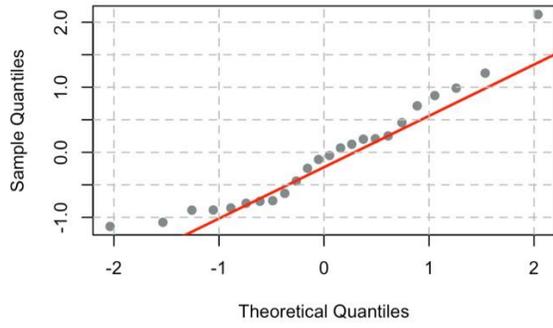
Flota



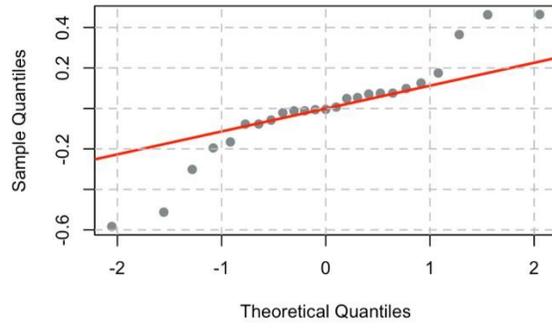
Cruceros



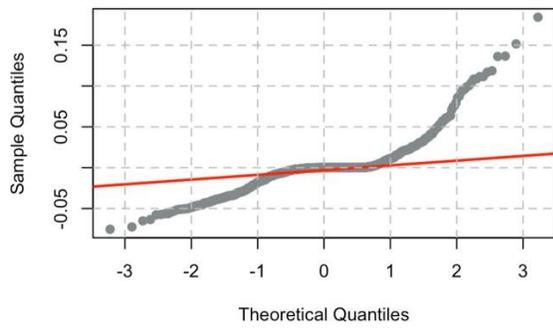
QQ plot - Talla promedio flota



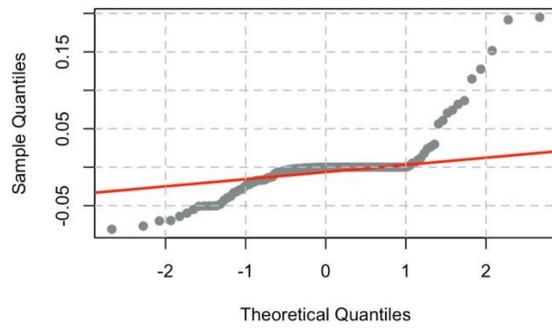
QQ plot - log_CPUE



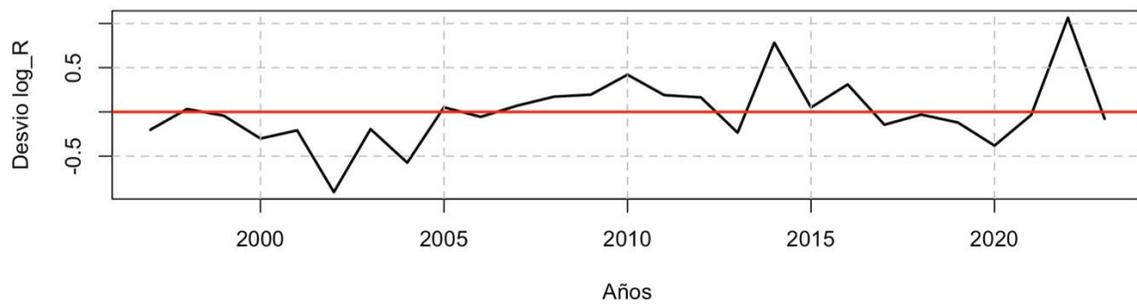
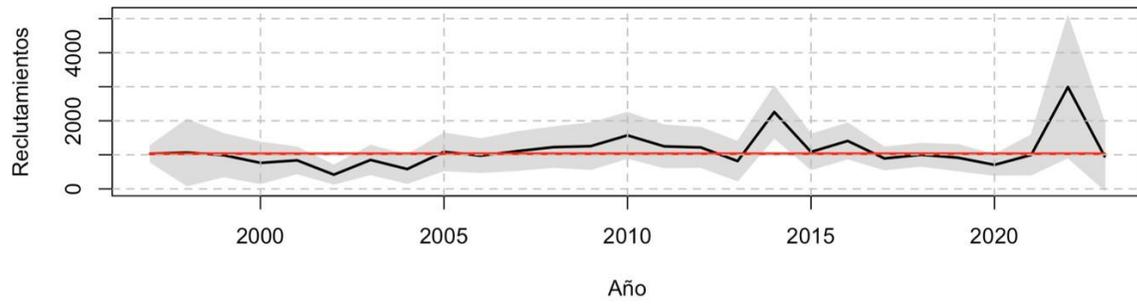
QQ plot - Frecs tallas capturas

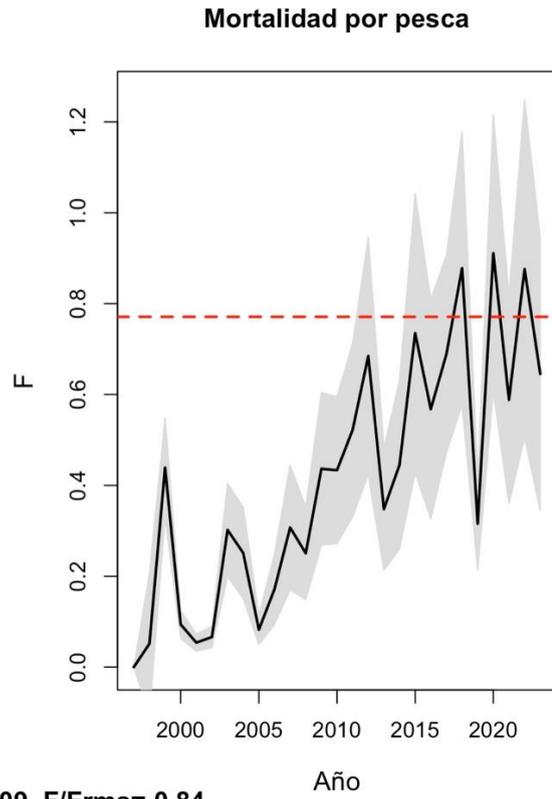
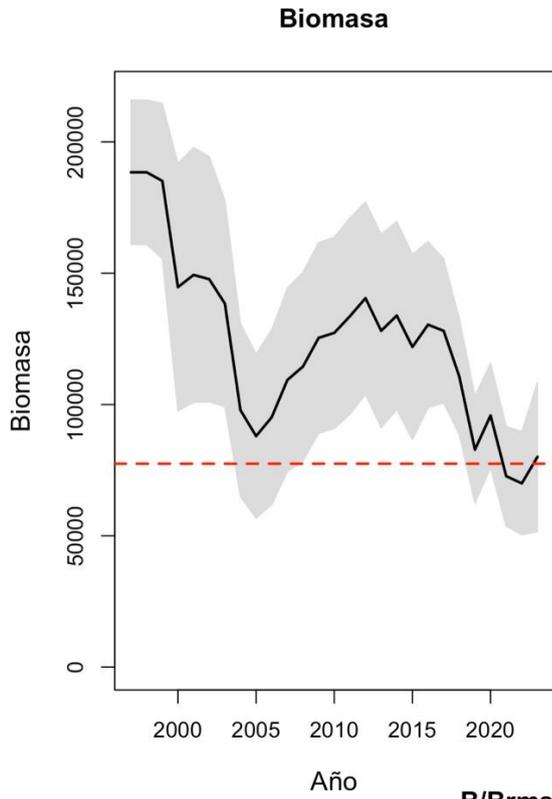


QQ plot - Frecs tallas crucero

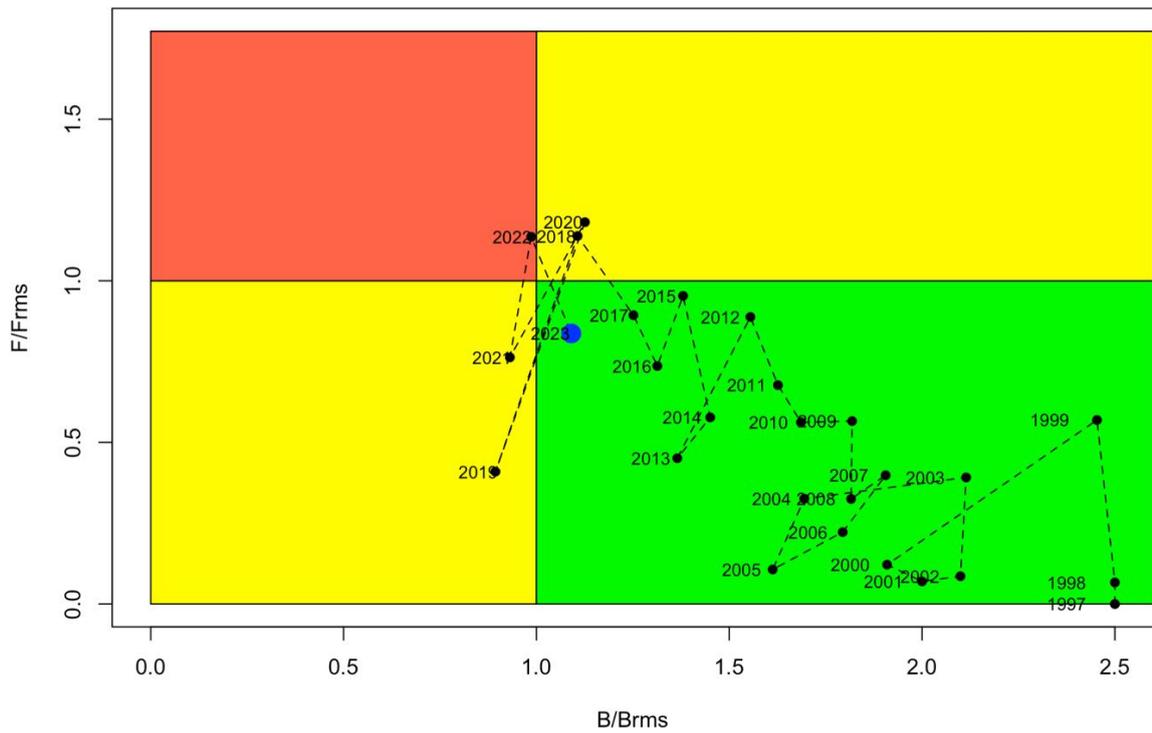


8.4 Variables de estado y estatus





$B/Brms = 1.09$ $F/Frms = 0.84$



Anexo 4: Acotaciones del Dr. Cristian Canales al Informe revisión experta de pares Luis Cubillos.

Comentario 1

“El factor **time** no está justificado en los materiales y métodos (pág. 6; Canales y Jurado, 2024)”

Resp. Lamentamos este error de edición que será corregido en una versión final.

Comentario 2

“Sin embargo, la revisión de datos al 2023, no sólo agrega los datos del 2023 sino también el periodo 1995-1998 (Anezo 2), lo que da como resultado una señal distinta a la que se venía utilizando en las evaluaciones de stock....o porque corresponde a otro recurso y no a la efectivamente utilizada en el modelo de evaluación de stock (como se reporta en el repositorio GitHub)”

Resp. Lamentamos el error de edición. Efectivamente lo reportado en el Anexo no corresponde a la CPUE empleada para fines de evaluación. Los datos realmente empleados están en los archivos .dat. Esto no afecta los resultados y el error de edición será corregido en el informe final.

Comentario 3

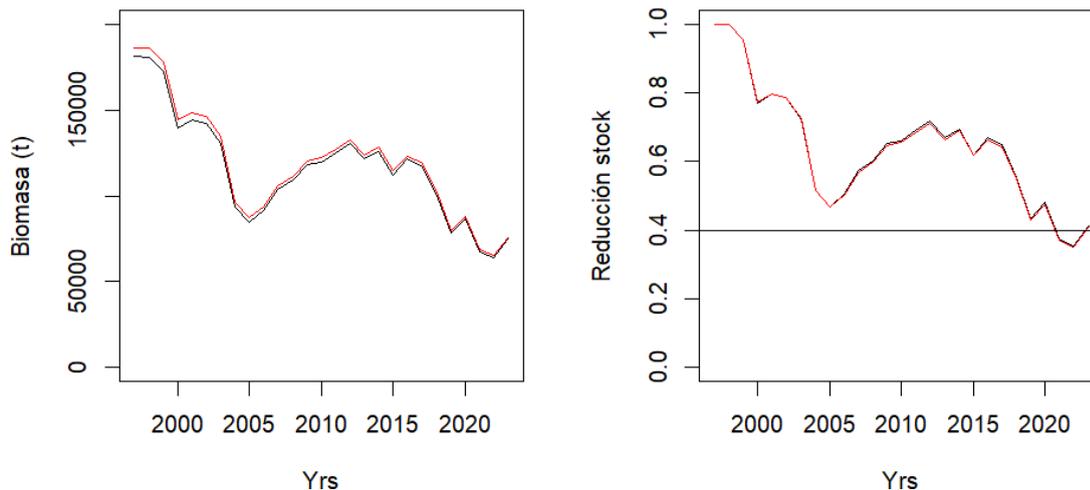
“Los coeficientes reportados en la Figura 4, indican un intercepto de -27.5 y pendiente asociado a la talla de 0.12, lo que implica una talla de madurez $L_{50m} = 23,0$ cm (o $L_{50m}=23,1$ cm dependiendo de si el valor de $sexo_2=0.16$ representa a las hembras)”

Resp. Lamentamos la mala interpretación y se debe quizás a la falta de detalles metodológicos. Los estimados L_{50m} y L_{95m} son correctos y se calcularon como el promedio de las tallas de madurez para machos ($L_{50m}=240$) y hembras ($L_{50m}=293$). En el estimador de L_{50m} , se consideró el promedio de los coeficientes anuales (incluyendo el año de referencia =0) el cual arroja un valor de -0.23. Estas medidas deberían ser verificadas nuevamente por el revisor.

Comentario 4

“En la Tabla 2 de Canales y Jurado (2024) se indica $\log_{aw} = -5.65$ y $bw=3.4$, pero en el control del modelo de evaluación de stock se utiliza $\log_{aw}= -4.69$ y $bw=3.15$. Aquí hay una inconsistencia que afecta a la estimación de peso promedio a la talla, y como consecuencia a la biomasa.”

Resp. Lamentamos el error de edición de lo informado vs lo empleado para fines de la evaluación. No obstante, y a diferencia de lo señalado por el revisor, esta observación no tiene mayor efecto sobre la estimación de biomasa y status. En la figura, en línea negra son estimados con los parámetros empleados y en línea roja con los parámetros informados. El valor MARE es 0.0054



Comentario 5.

“Se asume que la unidad demográfica, definida por la configuración espacial donde se desarrollan las operaciones de pesca, es cerrada a la migración,..... No obstante, también ocurre una extensión hacia el norte de Jaramillo en las capturas del complejo de especies de botella y pinchagua.”

Resp. El supuesto se basa en el patrón general de la distribución de la especie/flota y no en particularidades como las señaladas por el revisor. En la práctica, es cada vez más difícil sustentar el total aislamiento espacial de este tipo de las poblaciones (stock cerrado). El enfoque es pragmático y sustentado en los datos disponibles.

Comentario 6.

“Si la longevidad es aceptable, al considerar que ésta ocurre al 95% de la longitud asintótica; i.e., $t_{max} \sim 3/k$, entonces $k \sim 3/t_{max} = 0,43$ por año. En este contexto, la decisión de estimar el coeficiente de crecimiento en torno de 0,3 es aceptable aunque podría ser mayor. Sin embargo, el valor de k estimado es menor que 0,3 (i.e., $k=0,274$ por año) según la Tabla 6 del documento que muestra la salida del modelo seleccionado para analizar el estatus (p.26). Este resultado no se discute, y sería muy oportuno el comparar con resultados de las mismas especies para otras áreas”

Resp. Se comparten las observaciones realizadas por el revisor, aunque en este trabajo se ha demostrado que la mayor afinidad de datos vs modelo ocurre si el parámetro k es estimado. El valor puede resultar bajo si se consideran valores absolutos como los mencionados, pero hemos preferido considerar el meta-análisis ofrecido por FishLife dado que se trata de un parámetro que resulta incierto debido a múltiples razones, por ejemplo: suficiencia de muestras, método de estimación, representatividad hábitat-individuo, etc

Comentario 7.

“un modelo más probable para la desviación estándar de las tallas a la edad podría ser que el CV disminuya si sólo se estima k en el modelo y se deja fijo L_{inf} (ver por ejemplo Fréon2, y Fréon y Misund, 1999), y la Figura 3.2. Al dejar fijo L_{inf} , y estimar k cuando la varianza de la talla a la edad se deja constante, podría alterar la estimación de k .

Resp. En este trabajo se implementó la recomendación dada por Cubillos y Cuevas (2023). De hecho, se probó estadísticamente que cambiar el supuesto de desviación de la talla a la edad mejoraba ostensiblemente el ajuste del modelo de estimación. Se acogen las sugerencias en forma exploratoria para futuros análisis.

Comentario 8

“Para lidiar con cambios irregulares en la composición de tallas, Canales y Jurado (2024) utilizan 8 bloques de selectividad diferentes para la pesquería, los que fueron elegidos en base a la experiencia del evaluador sin un método que permita comparar las estructuras de tallas. En efecto, Cubillos y Cuevas (2023) sugieren un método para comparar la composición de tallas y utilizar el número de grupos de años con igual estructura de tallas con selectividad diferente”.

Resp. Se agradece la propuesta de discriminación ofrecida por el revisor aunque no se conocen criterios consensuados que indiquen como se deberían identificar cambios en el patrón de explotación. Mas que por afinidad de formas como lo propuesto por el revisor, este equipo de investigación considera privilegiar aspectos asociadas a los desvíos entre el modelo y los datos, tal como se realiza en el SPRFMO (Ianelli, com pers) y NOAA (Punt et al., 2014¹). Del mismo modo, (Maunder et al., 2014²; Crone, 2013) indican que se deben realizar muchos mas esfuerzos de investigación para identificar las formas de incluir variabilidad temporal en la selectividad. En este sentido, Privitera-Johnson ³indican que cambios anuales en selectividad no generan mejoras sustanciales en el ajuste de un modelo de estimación. Por lo pronto y en base a la experiencia del equipo de investigación se prefiere considerar “tantos bloques” sean necesarios para incluir el error de proceso y reducir las desviaciones del modelo a los datos.

Comentario 9

“un modelo de evaluación de stock debe considerar "autocomprobación", en la que el modelo de dinámica de poblaciones se utiliza para generar conjuntos de datos simulados coherentes con el método de estimación, es una prueba fundamental de cualquier método de evaluación de poblaciones.... al realizar un breve experimento de autovalidación del modelo configurado consigo mismo, indica una muy baja tasa de lograr una convergencia satisfactoria, la que sería sólo del orden del 23%”.

Resp. Se agradece la observación, pero no se comparte el análisis realizado debido a que la convergencia en modelos no lineales de gran escala puede llegar a ser un problema. Este tipo de análisis no pueden ser automatizados, sino verificados e inspeccionados por el analista y que, tras la identificación de las fuentes de no convergencia (ej cambio de fases), se asegure que el gradiente ha llegado a un mínimo aceptable (ej. $<1e-4$). En nuestro trabajo hemos procurado verificar que el modelo alcance convergencia antes de considerarlo en los análisis. De este modo, el análisis de autocomprobación realizado por el revisor no parece ser el indicado pues los ensayos que no convergieron debieron haber sido analizados de manera individual. Otros análisis de autocomprobación (e.g. Canales et al, 2019⁴) muestran que este tipo de técnicas permiten evaluar medidas de sesgo. En muy pocos casos (o tal vez en ninguno) se realizan este tipo de análisis y no suelen ser exigibles en los procesos de revisión de la NOAA.

Comentario 10.

“Nótese que el primer grupo de selectividad estipulado (1997-1998) no se sustenta en datos de composición de tallas en la pesquería (Figura 3.6). Esto es una inconsistencia que debe ser revisada, aunque en esos años el modelo asume una condición virginal y baja tasa de mortalidad y podría no tener efectos importantes de la pesca.”

¹ <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.06.003>

² <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.03.017>

³ <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106247>

⁴ <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.10.022>

Resp. Se agradece la observación la que no afecta en ningún modo las estimaciones. Será corregido. El resto de lo indicado por el revisor en pags 15-16 es más bien una discusión de diversas fuentes bibliográficas.

Comentario 11.

“En la evaluación actualizada, los autores mencionan que no se incorporaron cambios en la capturabilidad (p.13). Sin embargo, en la Tabla 6, que muestra la salida de la estimación de parámetros del modelo seleccionado, se utilizan dos bloques con selectividad diferente para la CPUE.”,....” Se sugiere testear el efecto en la capturabilidad de la variabilidad asociada a eventos El Niño-Oscilación del Sur”

Resp. Lamentamos el error de edición. Efectivamente, lo realizado en la evaluación considera dos bloques de capturabilidad y no es lo informado en la sección de metodología. Esto será corregido. La variabilidad de la CPUE puede ser analizada en el contexto de fenómenos el Niño a partir de la falta de ajuste o patrón en los residuales que se genere del modelo. Si esto no se observa, significa que el modelo y los datos no dan evidencias de cambios en capturabilidad.

Comentario 12.

“El modelo asume un reclutamiento promedio con desviaciones anuales, lo que implica steepness $h=1$. Bajo el esquema de evaluación 2024, se asume además que $q_c=1$ para el índice de biomasa acústico”

Resp. La segunda aseveración es incorrecta pues el coeficiente de capturabilidad es estimado y no asumido en valor 1.0 como lo señala el revisor. Su estimación se realiza considerando una distr. prior en torno a 1.0 y $cv=0.2$ y se realiza en la tercera fase del proceso de ajuste según se indica en el archivo botella4.dat. Restringir estadísticamente el dominio de este parámetro suele ser lo habitual dada la interpretación que tiene la biomasa estimada en este tipo de cruceros. La estimación en este caso arrojó un valor de $q=0.93$. Cabe preguntar al panel revisor si discrepa con la penalización considerada.

De esta forma, todo lo indicado respecto del reclutamiento no corresponde en el contexto de evaluación realizado.

Comentario 13.

“Se sugiere avanzar en modelos espaciotemporales Bayesianos sólo si se cuenta con los registros geolocalizados de los lances de pesca por salida de pesca (Maunder et al., 2020; Thorson et al., 2020).”

Resp. La estimación de CPUE se ha considerado en base al estándar sugerido por los revisores y a lo reportado en diferentes informes de NOAA. Lo relativo a explorar otras formas de estimación (métodos Bayesianos) han sido propuestos en términos de una futura investigación y en ese contexto podrán ser evaluados, pero no condicionan los resultados acá presentados. Es decir, un modelo GLMM no es menos meritorio a un modelo Bayesiano.

Comentario 14.

“Se sugiere investigar si la estructura de tallas asociada con la estandarización de la CPUE es diferente de la estructura de tallas de las capturas, con el propósito de obtener la composición de tallas del índice de abundancia”

Resp. Como en todo proceso de monitoreo/seguimiento/muestreo, a menudo la información de composiciones de tallas es independiente de los reportes de pesca proporcionado por la flota de pesca. Si lo sugerido implica considerar solo los lances monitoreados, un gran volumen de información será desechada y eso va en contra del propósito de la evaluación de stock integrada. Se solicita una mayor orientación/justificación a dicha recomendación dado que el supuesto

implícito es que las comps. de tallas de las capturas son consistentes con los cambios en la CPUE (ie biomasa explotable) dado los niveles de capturas registrados.

Comentario 15.

“La calidad de las estimaciones dicen relación con el diagnóstico del ajuste del modelo a los datos, la cual a lo menos es cuestionable en términos de reproducibilidad (la matriz de covarianza pudo no ser definitiva y positiva,.....Además, los criterios de selección de bloques de selectividad son más bien subjetivos, y se sugiere utilizar un enfoque comparativo de grupos de años con composición de tallas similar,.... Sin embargo, revisar mediante autocomprobación la calidad del modelo en términos de convergencia.”

Resp. Todos los escenarios analizados en este trabajo convergieron exitosamente y cuyos valores de gradientes fueron reportados (Tabla 9). Se sugiere al panel de revisión verificar la compatibilidad de versiones Mac vs Windows. Además y considerando lo mencionado en comentario 9, no se comparte en absoluto lo mencionado respecto de la calidad del modelo. Respecto de los criterios de bloques de selectividad, considerar lo indicado en Comentario 8.

Comentario 16

“Además, bajo un enfoque de evaluación con selectividad cambiante, la mortalidad por pesca objetivo cambia en función del cambio en selectividad, como también la reducción de la razón de potencial reproductivo o biomasa desovante por recluta. De esta manera, se sugiere informar los cambios en estas cantidades dado el alto número de bloques de selectividad”

Resp. Se comparte la observación ya que no se mencionó que, para fines de la mortalidad por pesca de referencia, se consideró el patrón de explotación del período más reciente. No obstante esto, esta precisión debiese ser considerada obvia para el año más reciente.

Comentario 16.

“Como fue sugerido por Cubillos y Cuevas (2023), se sugiere utilizar la metodología de Trijoulet *et al.* (2023) para comparar los residuales que se obtienen de la composición de tallas”

Resp. Se agradece la sugerencia la cual será implementada en los futuros procesos de evaluación de stock

Comentario 18.

“El modelo seleccionado estructuralmente es diferente al de la evaluación anterior; y si bien reproducible, presenta algunas debilidades que han sido expuestas en esta revisión.

Resp. El modelo mejoró estructuralmente respecto del modelo anterior al permitir incluir flexibilidad para evaluar hipótesis respecto de la capturabilidad del crucero (antes era estimado de manera libre) y su selectividad (antes era constante en el tiempo). Creemos que esto es un mérito a la mejora de modelos y que debería haber sido destacado en términos positivos por el panel revisor. Las inconsistencias de fondo que fueron señaladas, particularmente las de la relación peso-talla y la autocomprobación, demostraron no ser relevantes en las estimaciones y serán debidamente corregidas.

Anexo 5: Carta del Dr. Luis Cubillos: Precisión sobre aspectos de la revisión de Botella 2023
Concepción, junio 06 (2024)

Mag. Sr. Jimmy Anastacio
Asesor Económico y Coordinador FIP
Camara Nacional de Pesquería
Presente

Ref.: Sobre la revisión de la evaluación
de stock botella 2023

De mi consideración:

Junto con saludar, le escribo para precisar mi reciente revisión de la evaluación de stock de botella 2023¹. En primer lugar, la revisión cumple con todos los aspectos solicitados en los términos de referencia. No obstante, y en atención a que dicha revisión no sólo implica elementos relativos a la actualización del estatus del recurso pelágico botella (*Auxis spp.*), sino también sugerir mejoras al modelo de evaluación que podrían confundir los resultados del enfoque de evaluación, es la razón de esta carta.

En efecto, aquí hay que separar dos elementos que podrían generar confusión en mi informe de revisión; esto es: a) los aspectos relacionados con el modelo de evaluación, y b) la evaluación misma del recurso botella. Al respecto, se puede precisar los siguientes puntos:

- 1) **Respecto del modelo de evaluación de stock:** El enfoque de evaluación de stock (modelo) es el adecuado y constituye un estándar valioso para la evaluación de stock de los peces pelágicos pequeños del Ecuador. Un modelo de evaluación debe ser flexible y en un proceso de mejoramiento continuo en la medida en que se presenten nuevos datos y/o mejorar algunos supuestos estructurales. Asimismo, es vinculante con el manejo al proveer de indicadores para la regla de control de esfuerzo contenida en el plan de manejo de la pesquería de peces pelágicos pequeños del Ecuador.

En este contexto, se valora en este ámbito la reciente evaluación de botella. En efecto, la versión del modelo utilizado en botella presenta dos aspectos novedosos; a saber: a) cambios en la selectividad para la composición de tallas

¹ Cubillos, L.A. 2024. Revisión experta de la actualización de la evaluación de botella en Ecuador, año 2023. Boletín Técnico CEPMAR 4(1), 1-32 p.

observada en los cruceros de evaluación, b) penalización del coeficiente de capturabilidad a través de una prior para la estimación de este parámetro que se relaciona con el índice de biomasa del crucero de evaluación acústica; y c), se han considerado elementos de revisiones previas en el marco de un proceso de mejoramiento continuo (diagnóstico del ajuste).

Asimismo, los aspectos que se discuten y las sugerencias relacionadas con el modelo o herramienta de evaluación no implican un menoscabo, sino más bien deben apuntar a elementos que podrían y deberían ser considerados y priorizados por los evaluadores, tal vez en la próxima evaluación o a través de un plan de mejoramiento del modelo explicitando cuando se incorporan algunos aspectos específicos. De esta manera, la revisión por pares no pondría énfasis en aspectos del modelo sino más bien en verificar que se han priorizado o analizado las sugerencias u observaciones de la revisión por pares previa, ya realizadas. Lo contrario implicaría repetición de algunos elementos que no se

- 2) **Resultados de la evaluación de botella:** Algunos elementos considerados para la revisión y actualización del estatus de botella al 2023 fueron más bien de forma, y es lo que se indica como inconsistencias entre lo que dice el informe y lo efectivamente comunicado en el reporte. Por lo tanto, son aspectos menores que pueden ser corregidos rápidamente antes de someter una versión final del informe.

En los aspectos más técnicos, se está de acuerdo con las respuestas de los evaluadores. Los escenarios considerados permiten evaluar los elementos de incertidumbre que podrían afectar el estatus, y por lo tanto son importantes para otorgar confiabilidad en los resultados de la evaluación.

La revisión destaca que el estado de situación de la botella al 2023 está en un estado de sustentabilidad biológica, y cumple con el objetivo de manejo. Sin embargo, se menciona que es importante considerar en la próxima evaluación el alto reclutamiento estimado al 2022 (2,9 veces el reclutamiento promedio), y la disminución de biomasa registrada en el crucero de evaluación acústica el año 2022. La estimación del reclutamiento puede ser alta, pero tal vez no sea tan dado que se sustenta en poca información. Esta fuente de incertidumbre debe ser considerada al incorporar los datos 2024 al modelo.

Por último, quisiera felicitar y destacar no sólo el proceso de revisión por pares que se lleva a cabo sino también el procedimiento de manejo implementado. El proceso constituye un estándar que favorece la reproducibilidad, la transparencia, y la

vinculación con el manejo de la pesquería multi-específica de peces pelágicos pequeños del Ecuador.

Sin otro particular, le saluda muy atentamente,



Prof. Dr. Luis Cubillos Santander
Biólogo Pesquero

c.c.:

- Dra. Viviana Jurado
- Dr. Cristian Canales