

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

Dr. Cristian M. Canales

Mg. Viviana Jurado

Marzo, 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.

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.....	20
3.3.1. Botella.....	20
4. Discusión	39
5. Referencias.....	41
Anexos.....	43
Anexo 1: Ecuaciones del modelo de evaluación MESTOCK.	44
Anexo 2: Coeficientes de modelo GLM.....	46

1. 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 roncadador. 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.

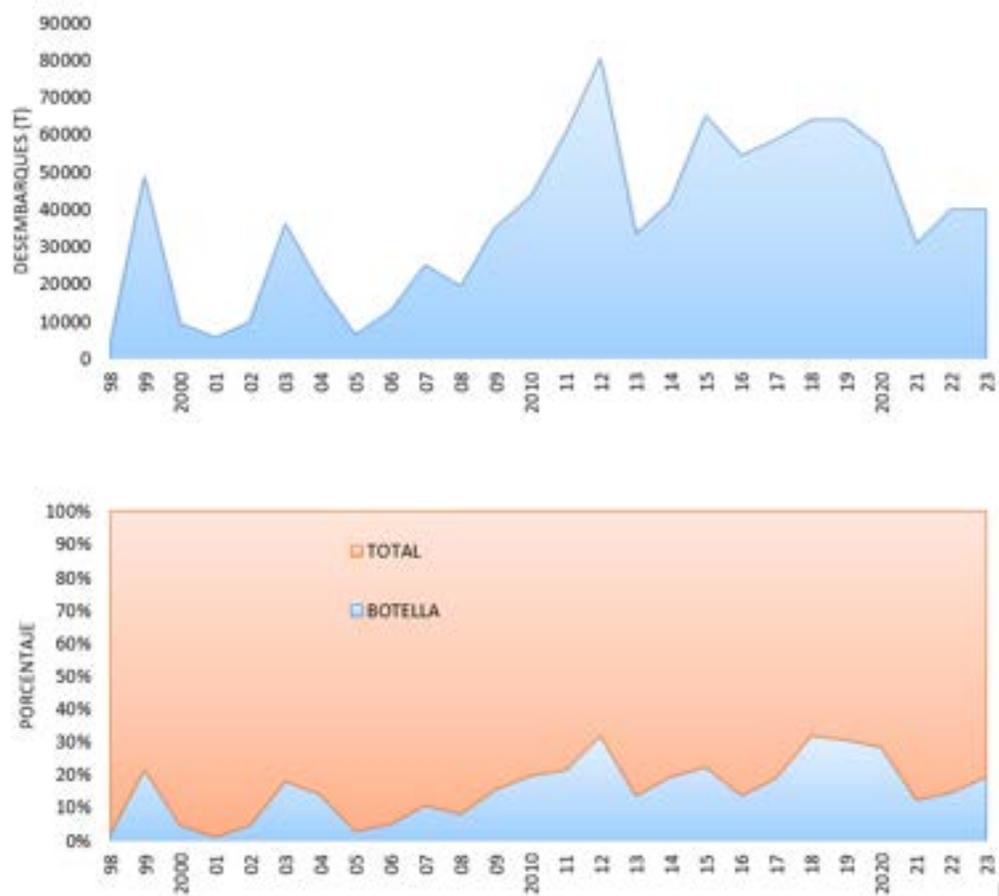


Figura 1. Desembarques anuales de botella durante 1998-2023 (Fuente: IPIAP).

2. Materiales y métodos

2.1. Información empleada

a) 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.

b) 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 $I_t = e^{\mu+A_t}$

c) 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**).

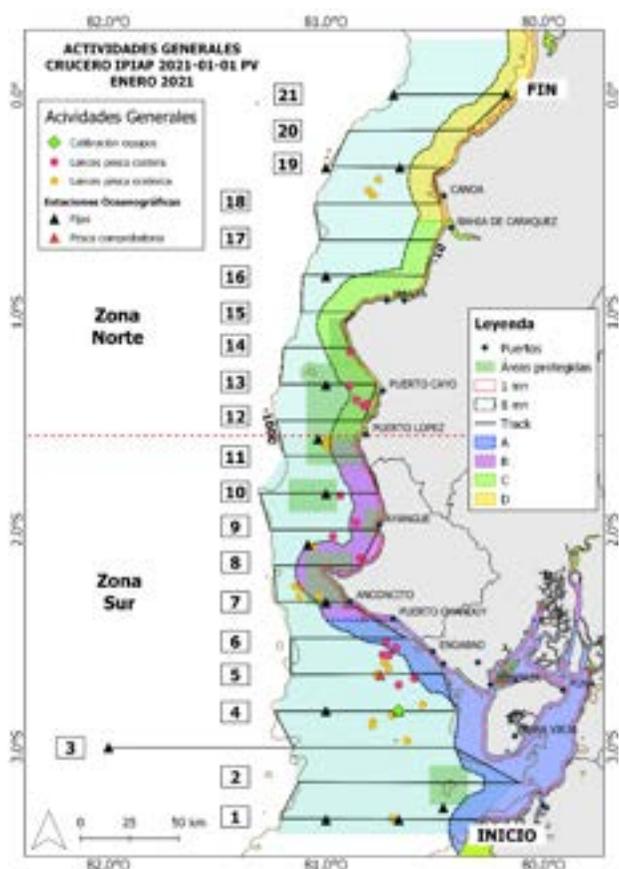


Figura 2. Área de estudio y actividades de investigación durante el crucero IPIAP 2021-01-01 PV, enero 2021 (Fuente: Romero et al., 2021)

d) 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**).

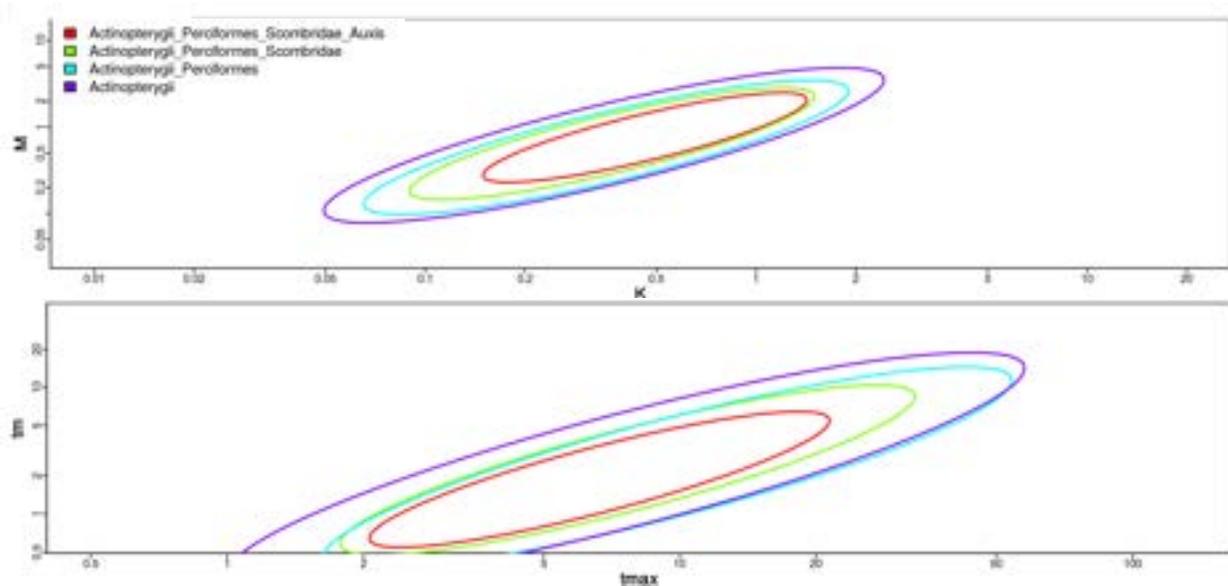


Figura 3. Relación k vs M y edad máxima vs edad de madurez para botella según la aplicación FishLife.

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:

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

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/años donde la pesquería ya existía (1997) y por ende supone al primer año-año de la evaluación una condición no-virginal 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 Loo	$\sim N(\log(38), cv_{Loo} = 0.1)$ (fija)
Coef crecimiento k	$\sim N(\log(0.3), cv_k = 0.1)$
Talla reclutamiento Lo	$\sim N(\log(17), cv_{Lo} = 0.2)$
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
L95ms	26
Peso-talla	$W=0.0035 L^{3.4}$

- **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. El modelo no supuso cambios en capturabilidad de la flota o CPUE.

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	Recurso	Períodos de cambios en selectividad
Pesquería	Botella	1997 1999 2002 2004 2006 2008 2014 2017
Cruceros	Botella	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 denso-dependencia de la CPUE respecto de la biomasa explotable (**Tabla 5**).

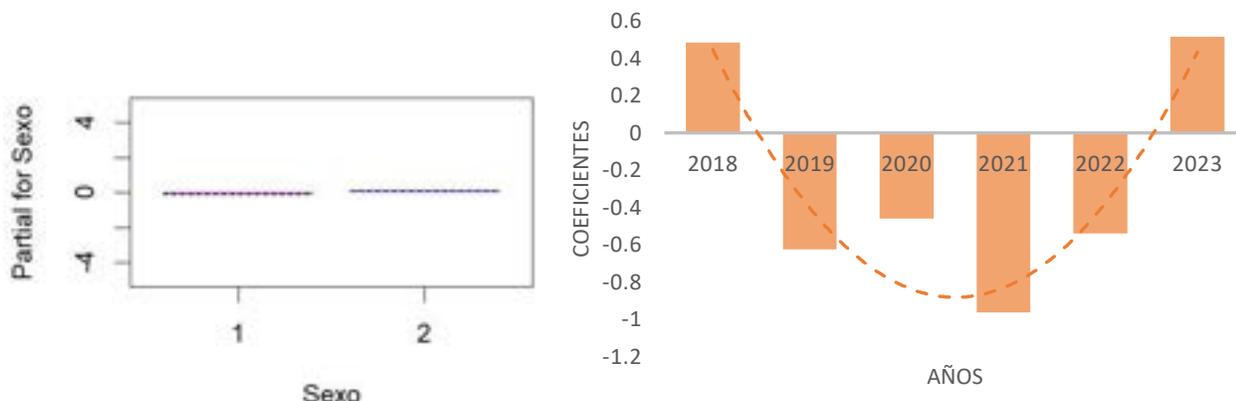
Tabla 5. Escenarios de análisis de evaluación de stock de botella y arenque.

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

3. Resultados

3.1. 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, para todo el periodo de análisis se la ha calculado 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).

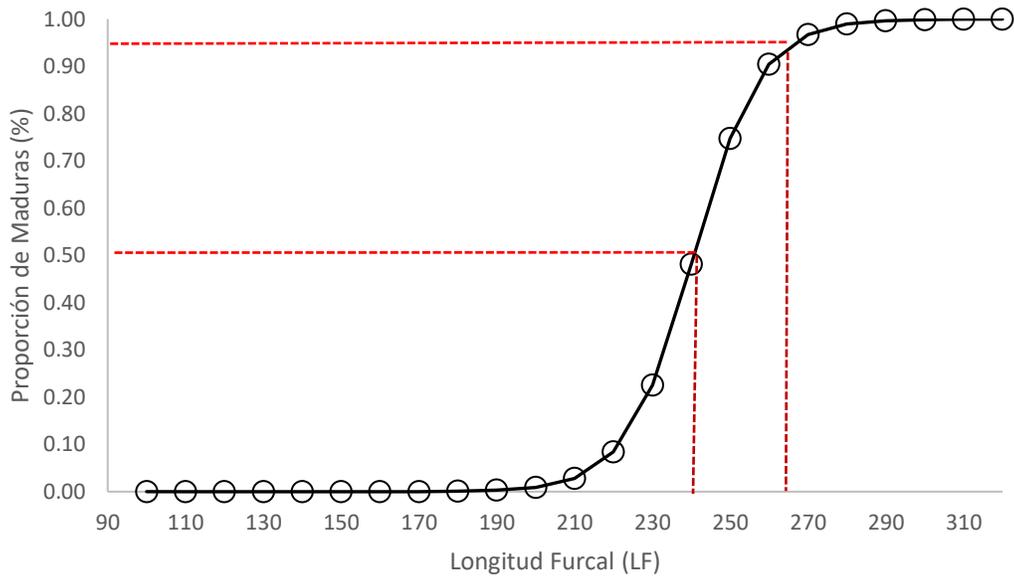


Figura 5. Talla Media de Madurez para machos y hembras de *Auxis* spp, las líneas punteadas representa el valor calculado para el 50% y 95% de Lm

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.

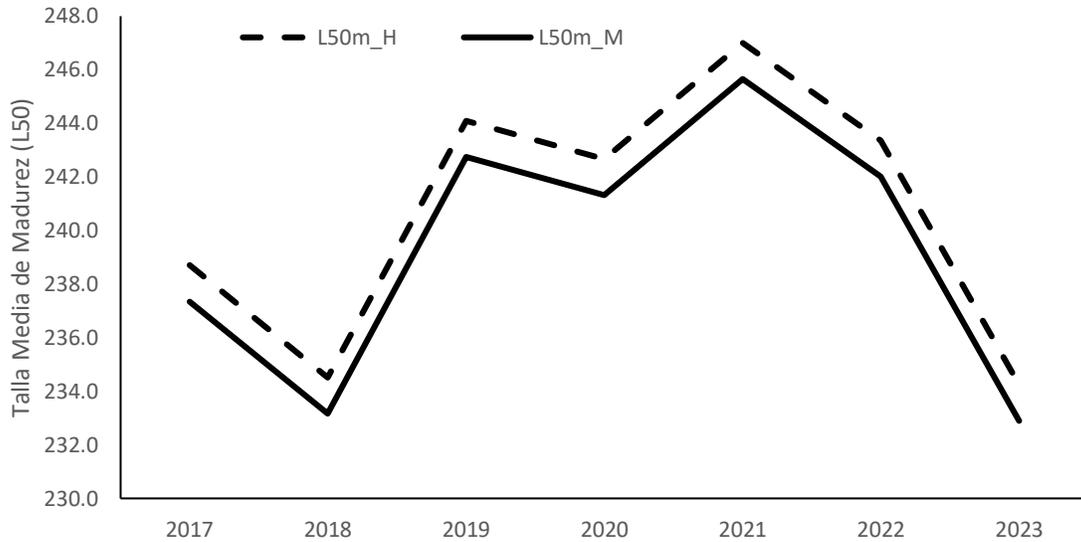


Figura 6. Variación anual de la Talla Media de Madurez para machos y hembras de *Auxis* spp

3.2. 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**).

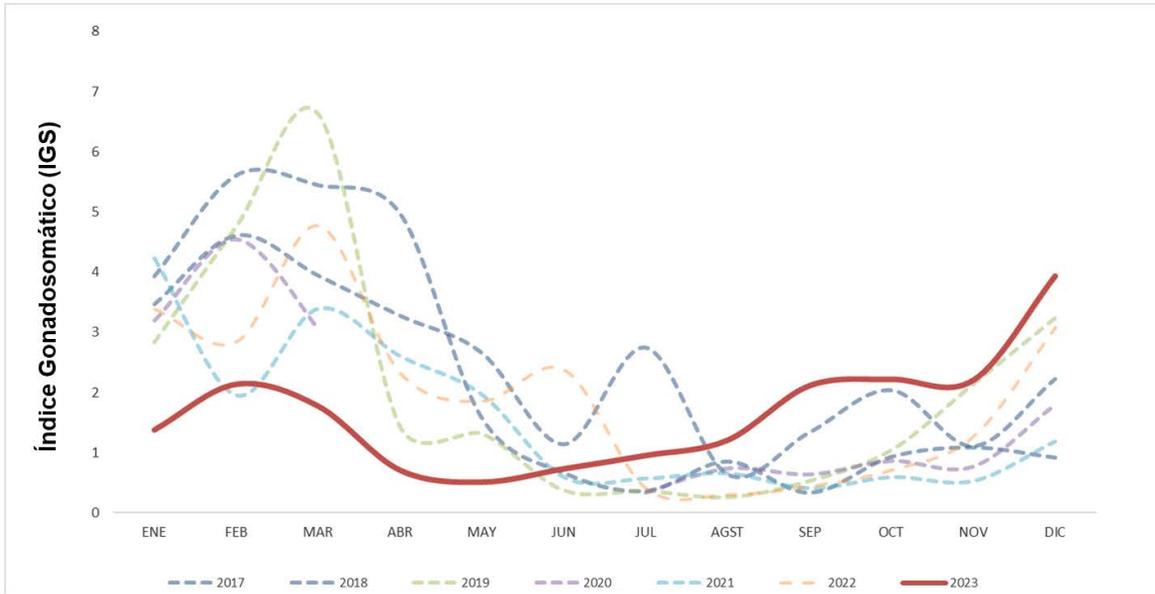


Figura 7. Variación Anual del índice Gonadosomatico de Botella, durante el periodo 2017-2019.

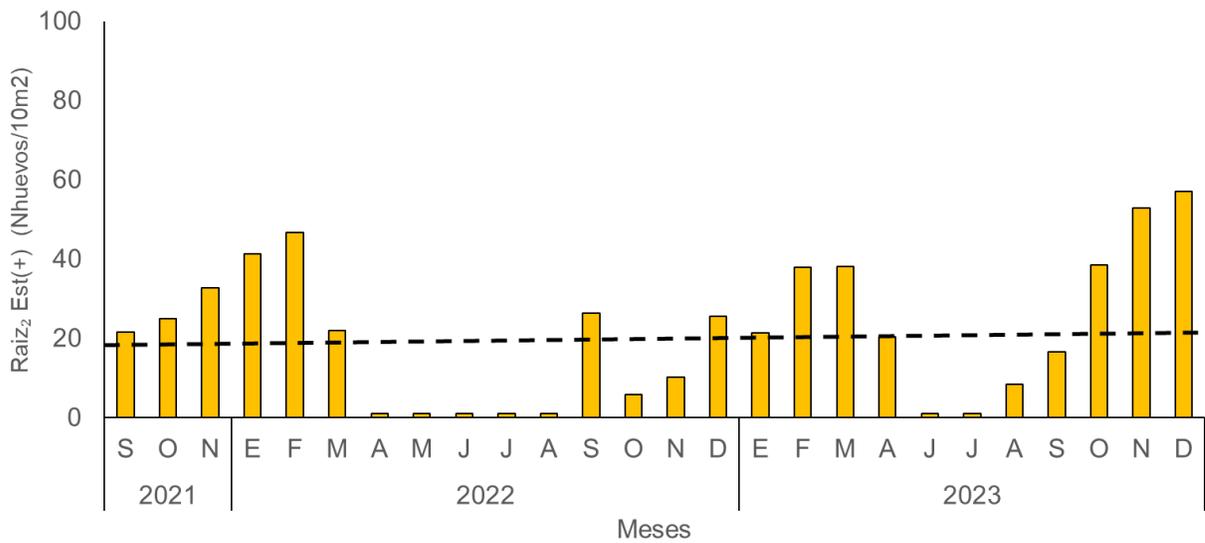


Figura 8. Variación Anual de abundancias de huevos de Botella, durante el periodo 2021-2023. Fuente: Proyecto: Seguimiento huevos y larvas Cámara Nacional de Pesquería - IPIAP

3.3.Evaluación poblacional

3.3.1. 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.

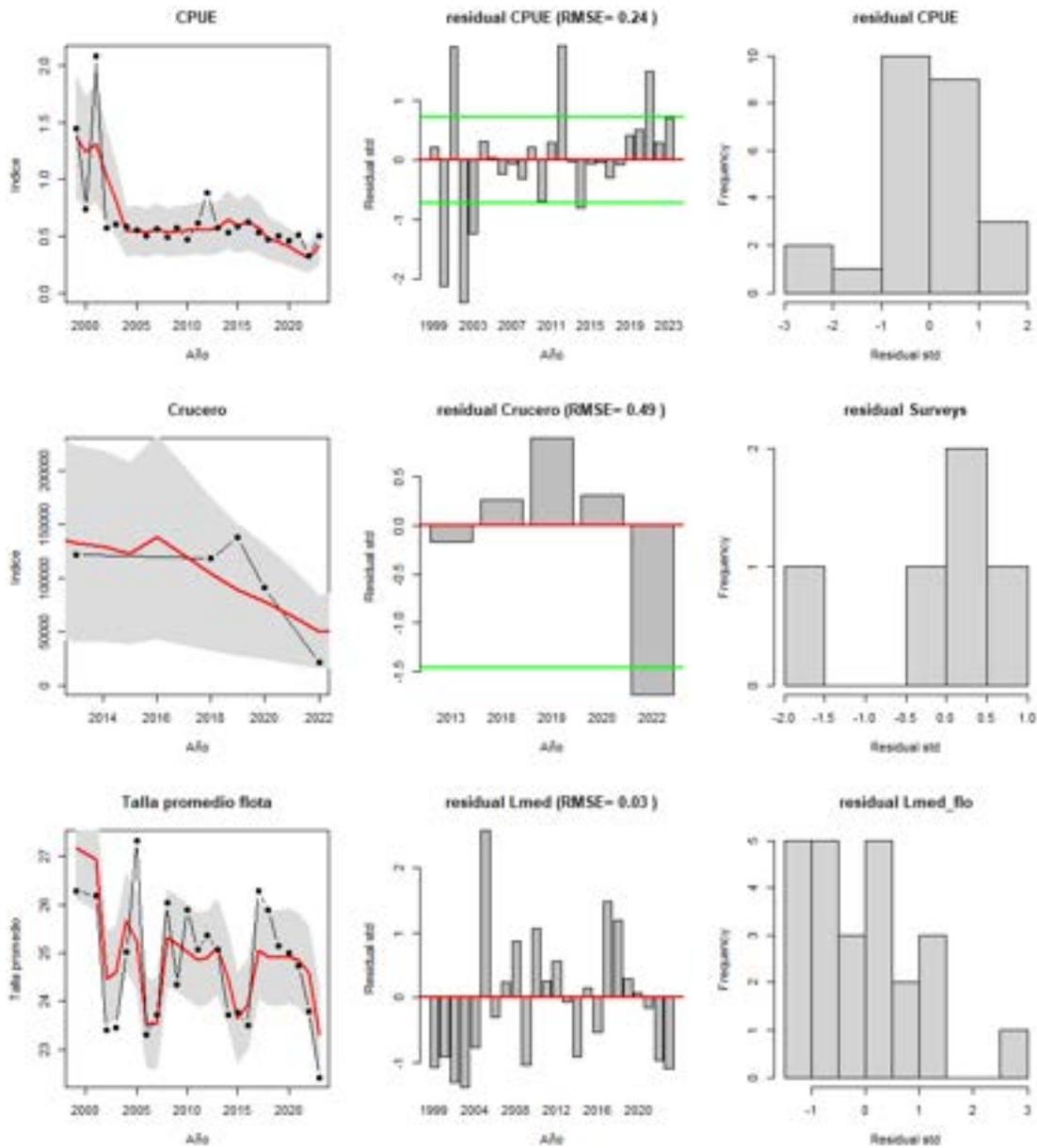


Figura 9. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos (líneas y puntos negros) de CPUE, biomasa acústica, y talla promedio de los desembarques de botella. La línea verde muestra el rango de confianza de tres veces la desviación estándar (Carvalho et al, 2021)

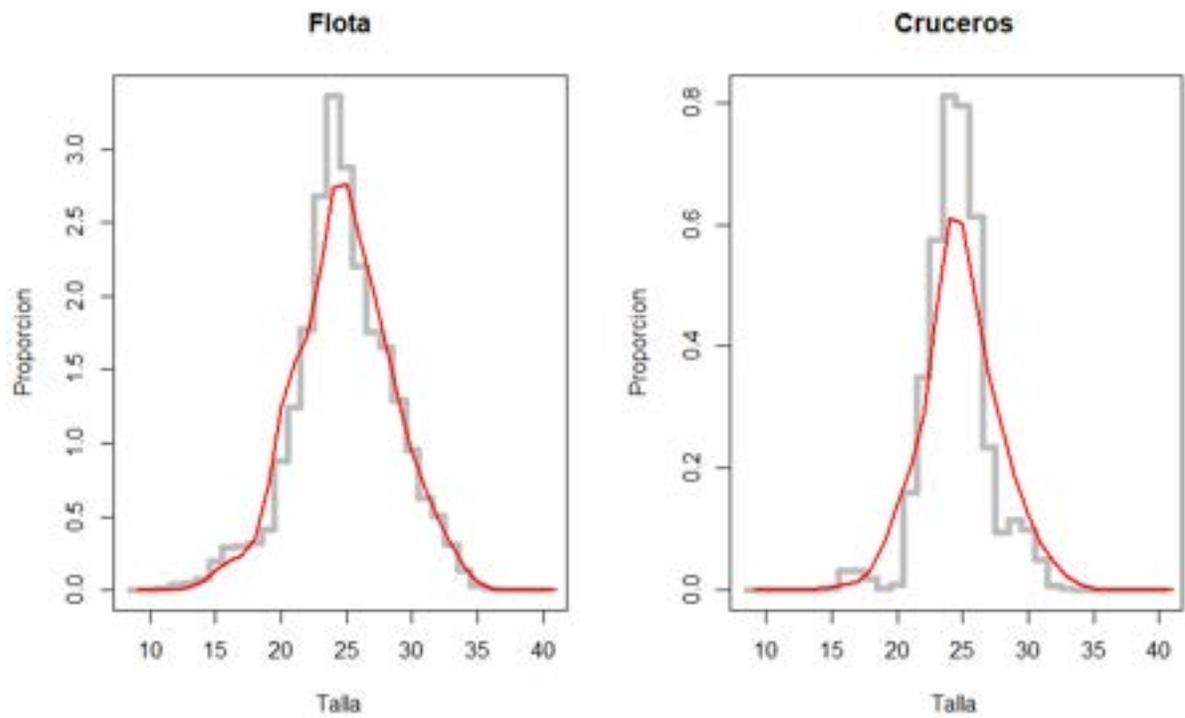


Figura 10. Ajuste del modelo a las frecuencias de talla totales de las capturas y cruceros acústicos de botella.

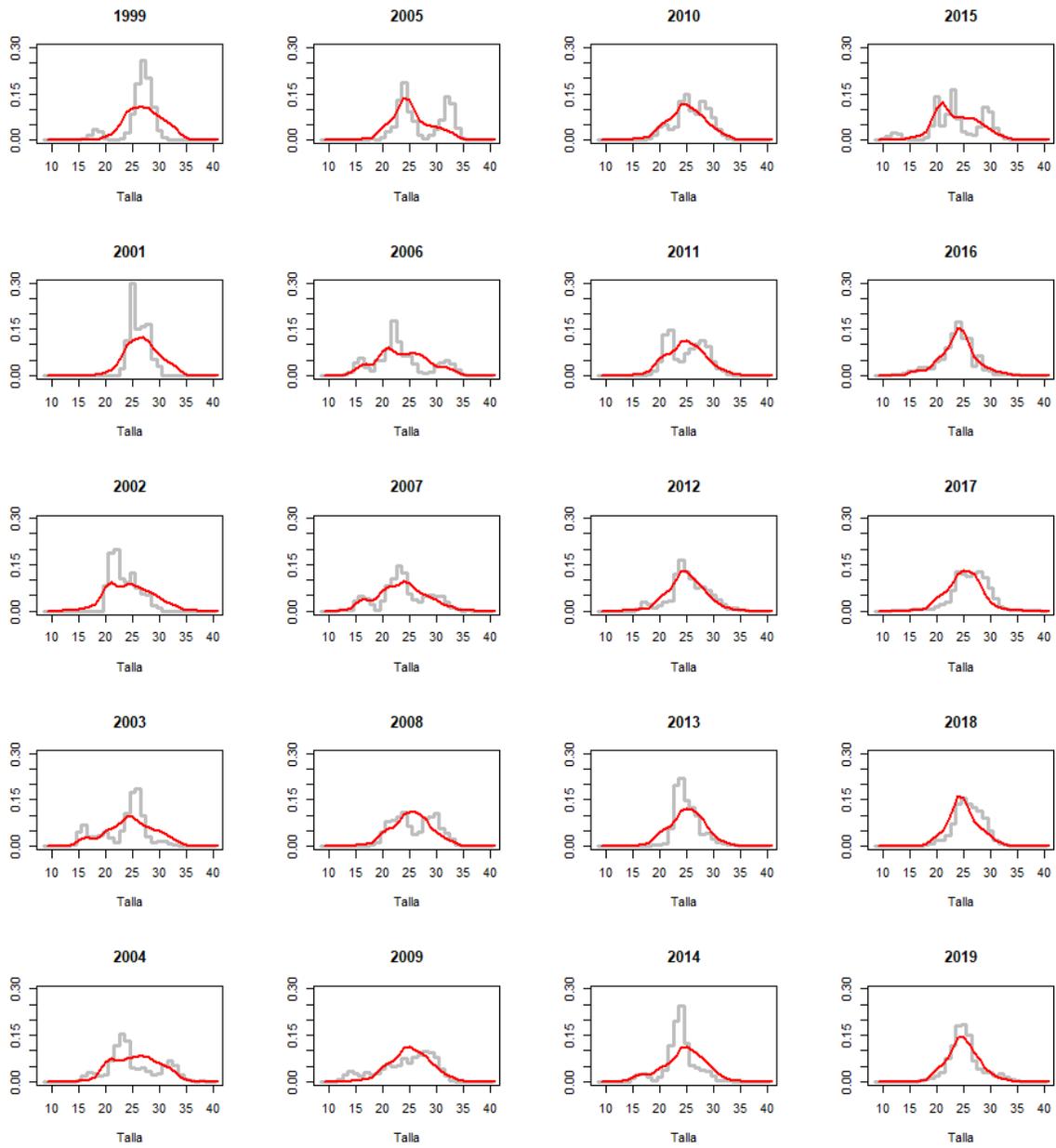


Figura 11. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas anuales de botella.

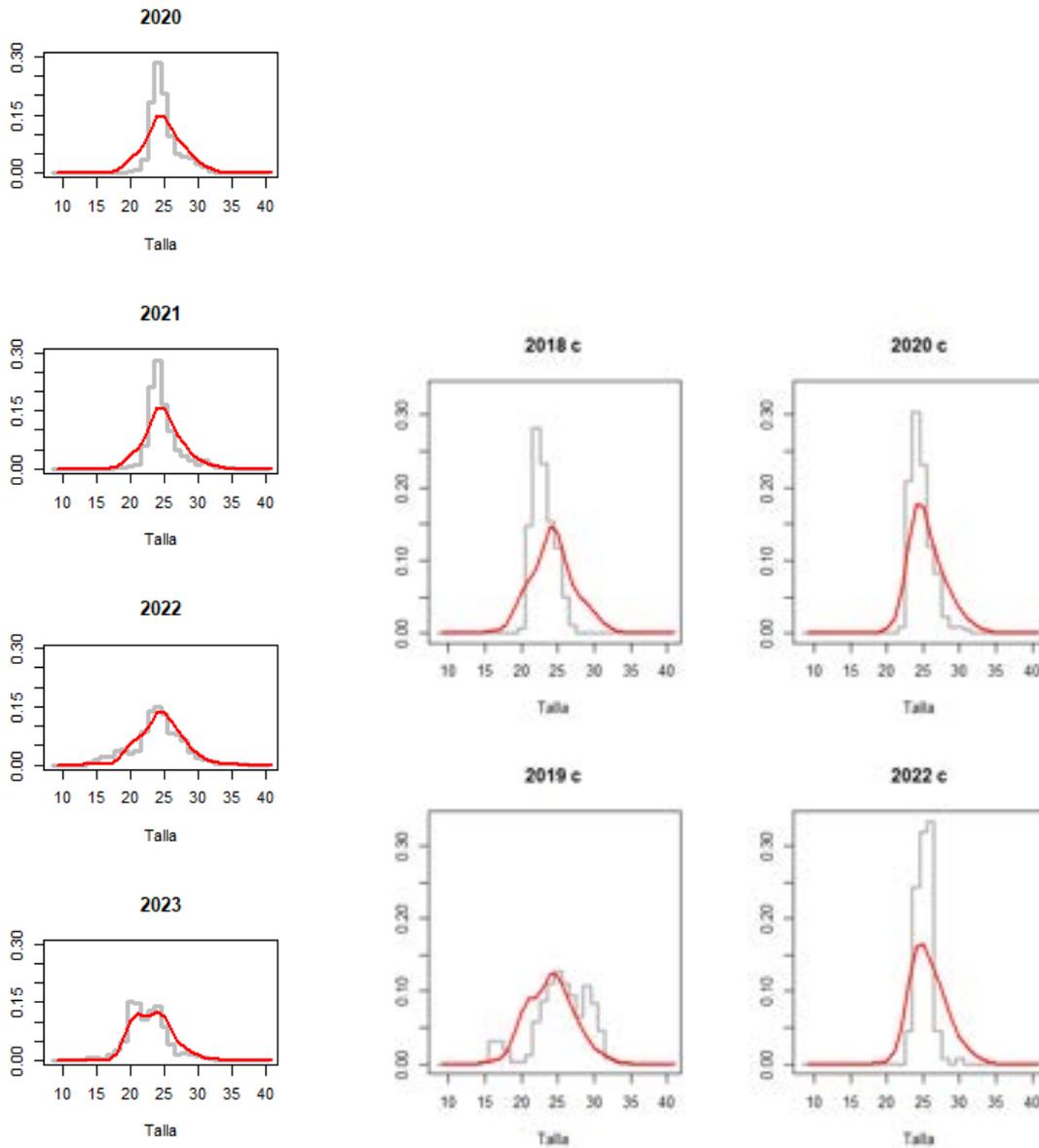


Figura 12. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas (lado derecho) y los cruceros (lado izquierdo) de botella.

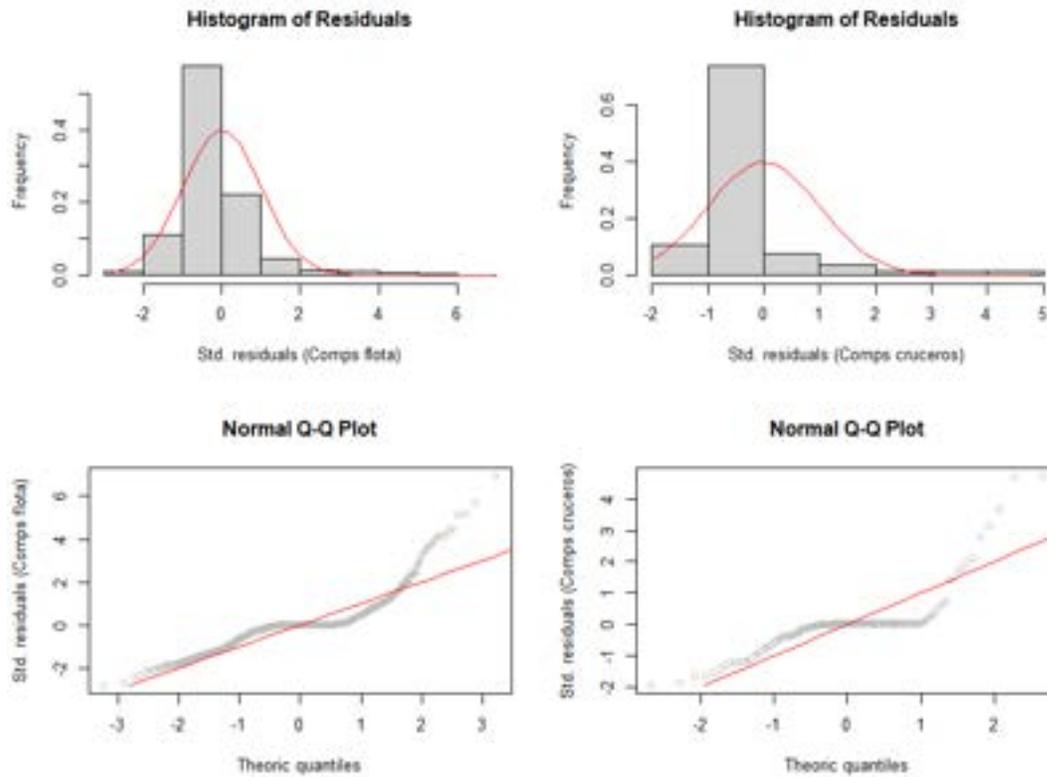


Figura 13. Histograma de residuales y diagrama qq-plot de las composiciones de tallas de las capturas (lado derecho) y los cruceros (lado izquierdo).

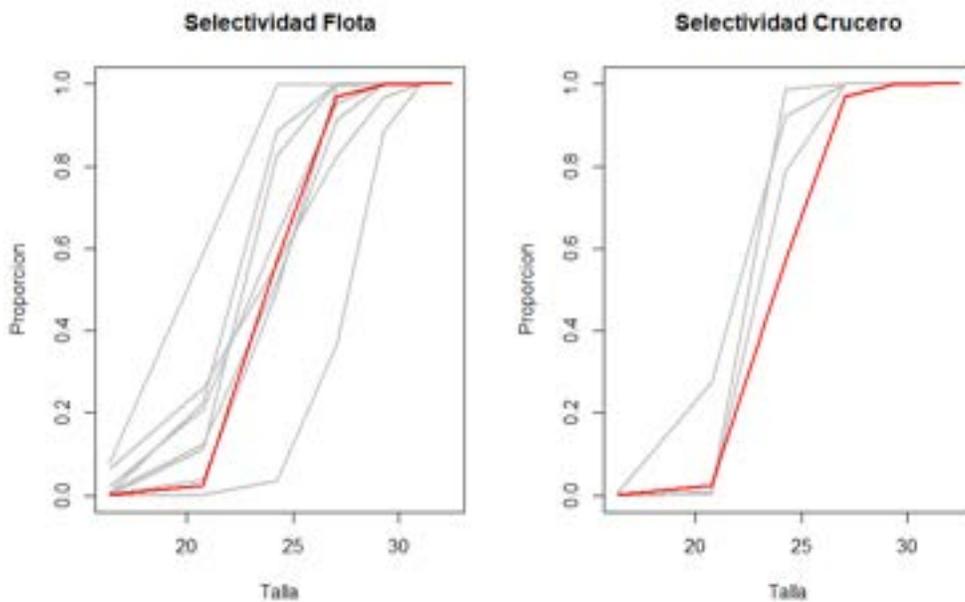


Figura 14. Selectividad (líneas grises) de la flota y cruceros acústico, y proporción de madurez a la talla (línea roja) en botella.

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:
0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000
0.000000000000
# 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:
0.000000000000
# 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:
0.000000000000
```

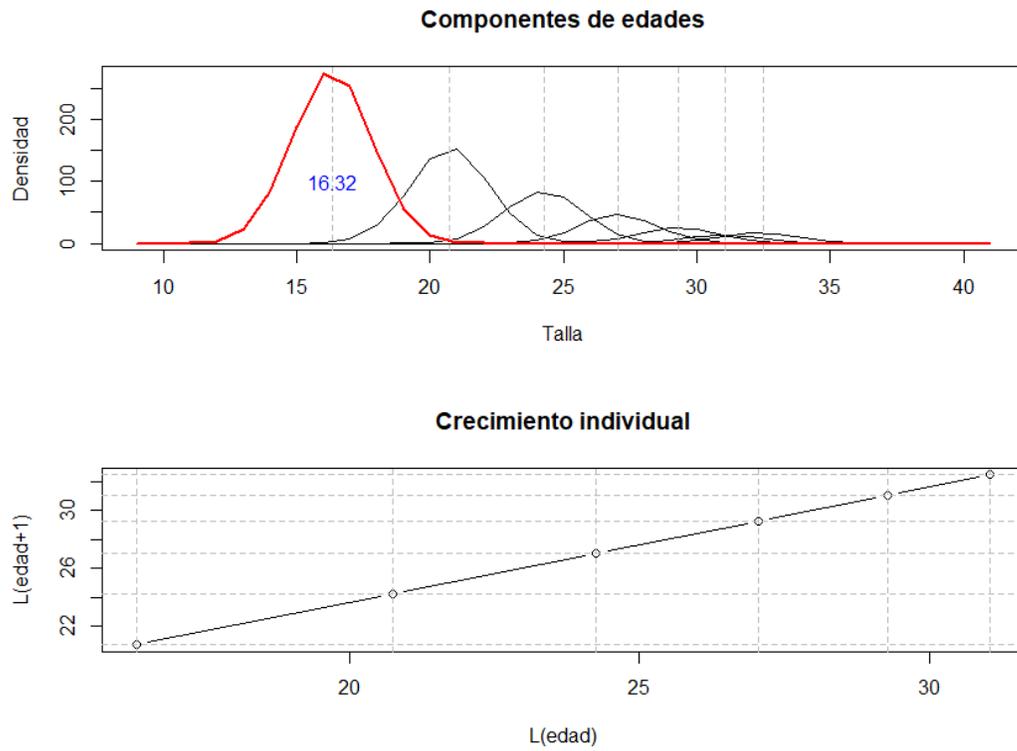


Figura 15. Modelo de crecimiento anual por componentes modales en botella. En color azul se indica la talla estimada de reclutamiento.

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**).

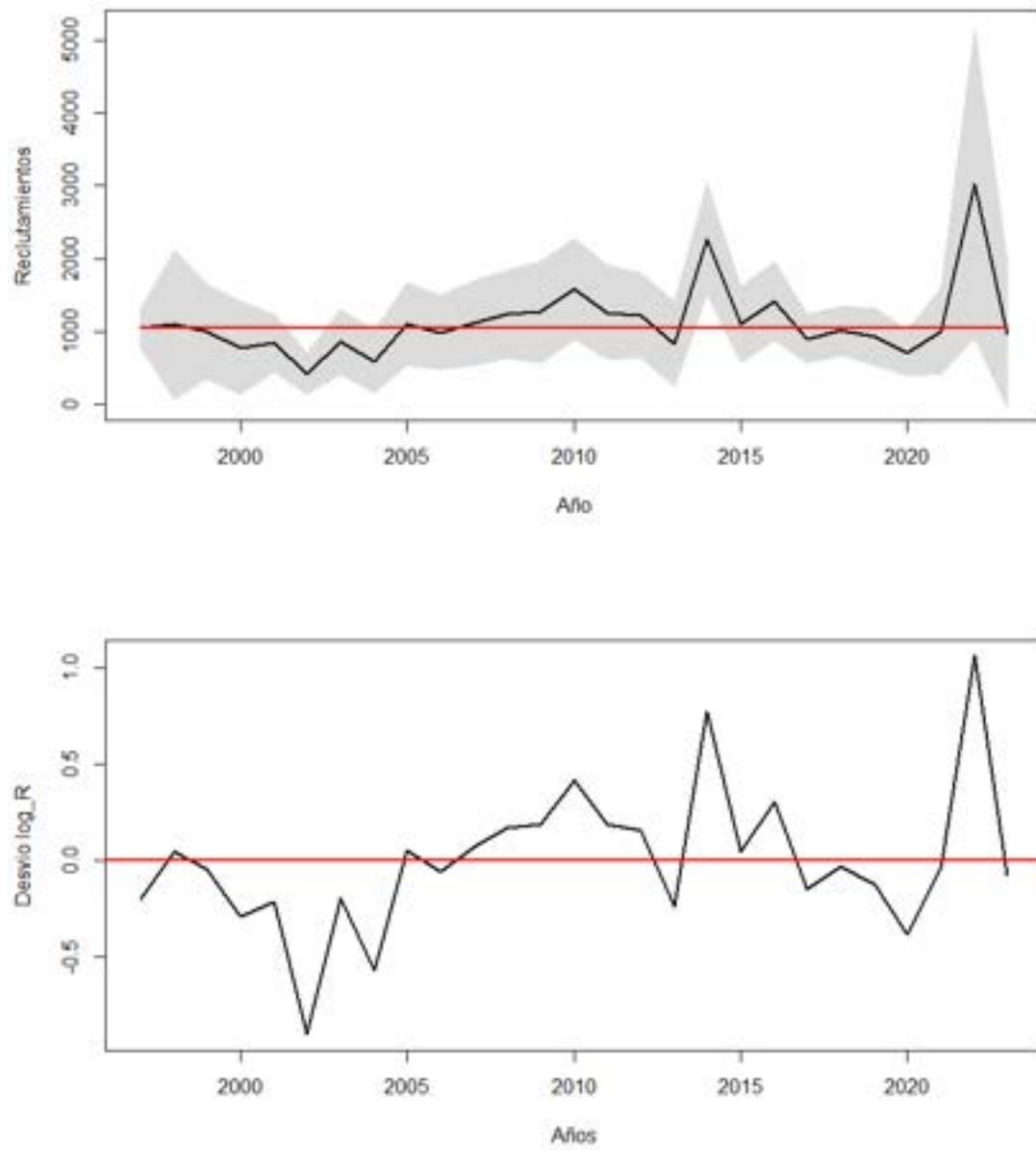


Figura 16. Reclutamientos anuales-anuales y anomalía de sus desviaciones en botella.

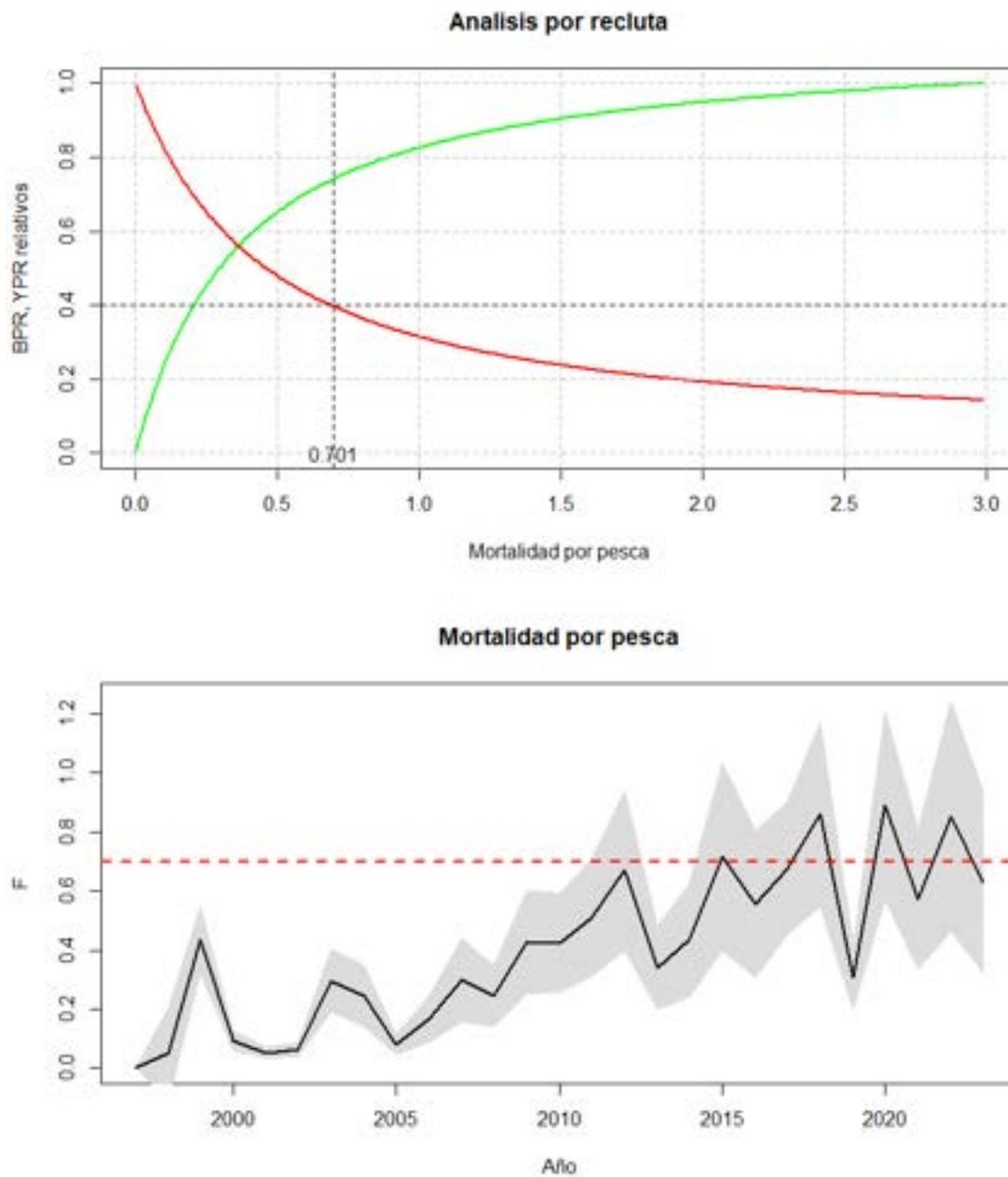


Figura 17. Curvas de equilibrio de rendimiento y biomasa por recluta, mortalidad de referencia en el MSY y mortalidad por pesca anual

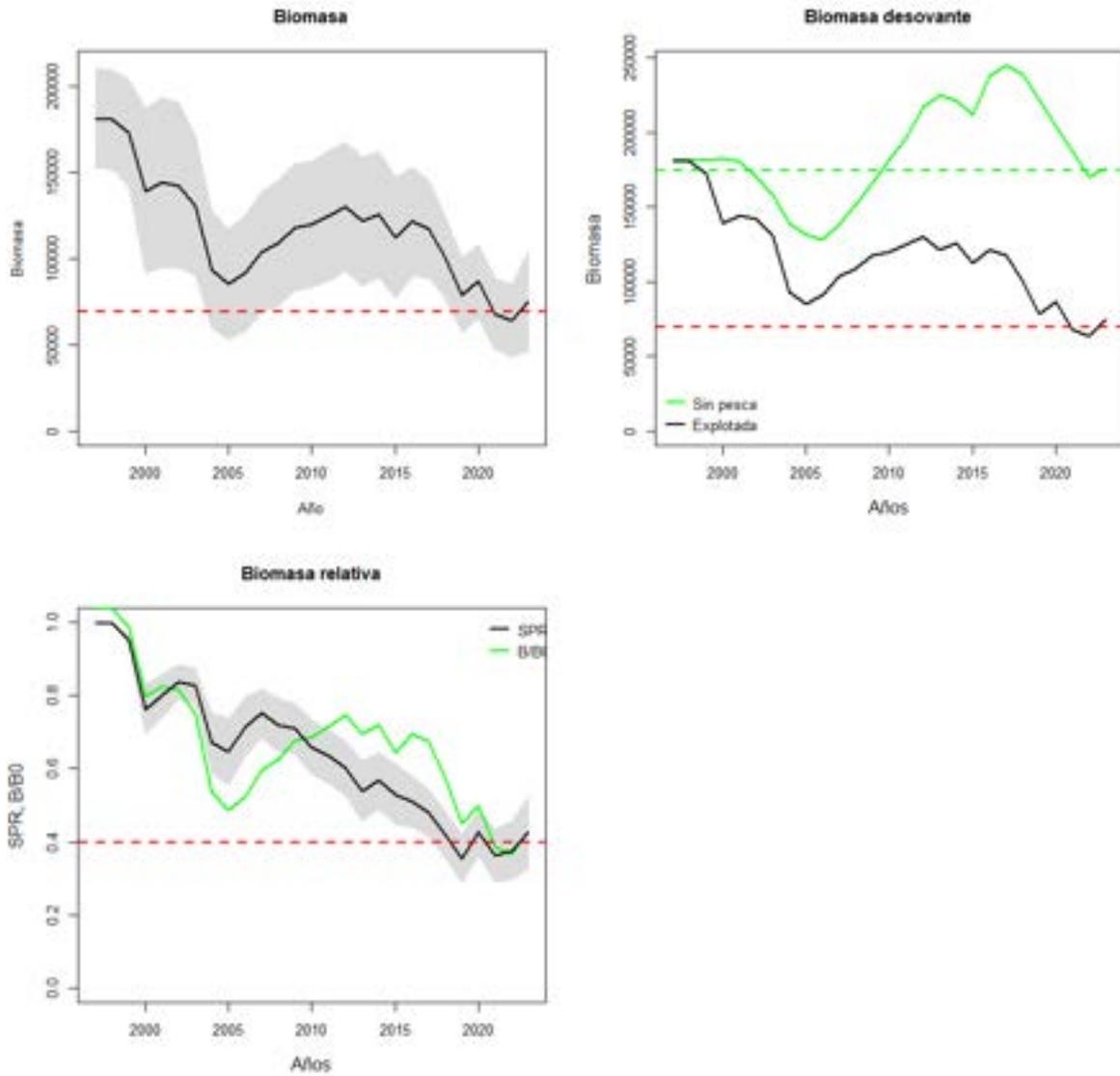


Figura 18. Variación anual de la biomasa desovante con y sin pesca, y de la tasa de potencial reproductivo/biomasa relativa en botella.

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

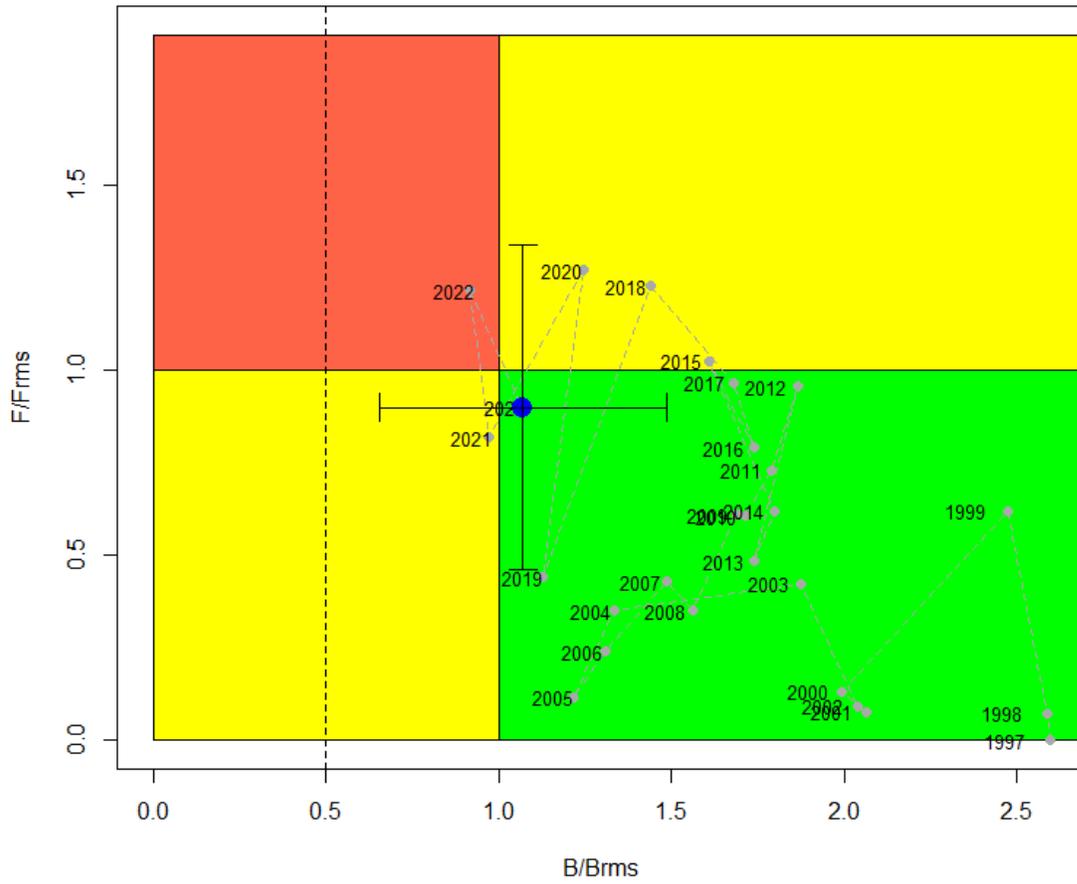


Figura 19 Diagrama de Kobe en botella.

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**).

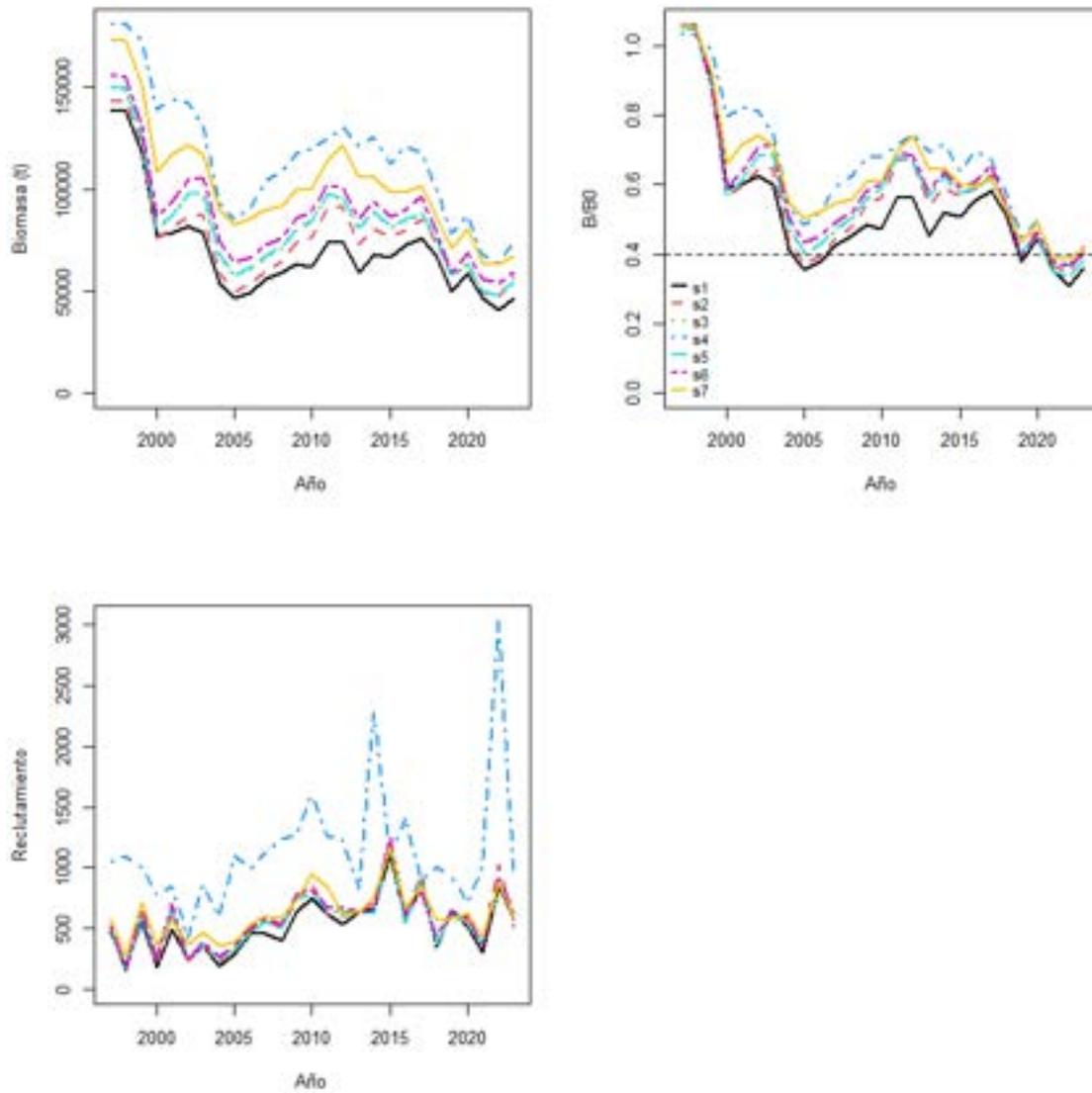


Figura 20. Biomasa adulta, tasa de potencial reproductivo (SPR) y reclutamientos de botella para distintos escenarios alternativos de evaluación.

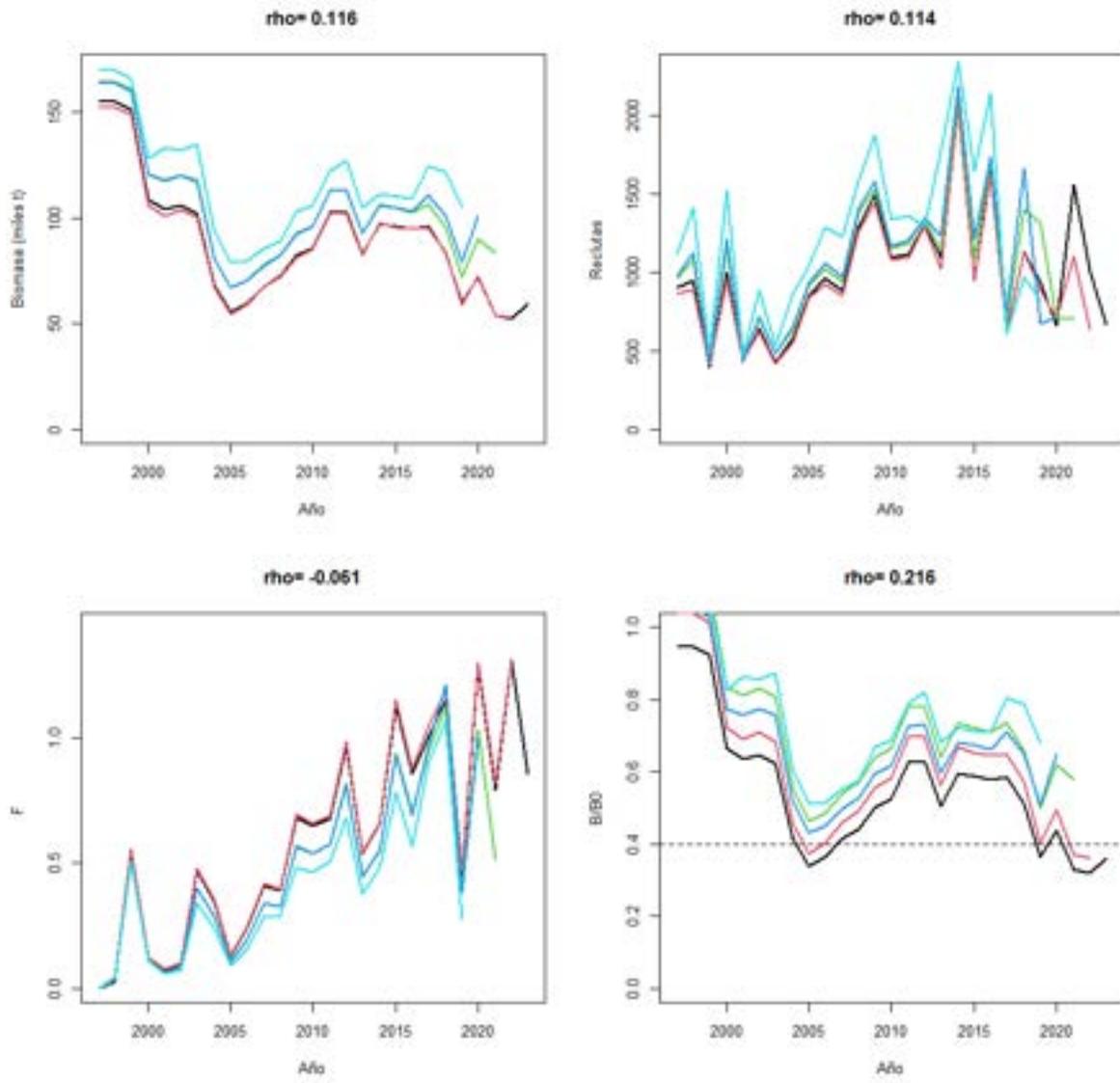


Figura 21. Análisis retrospectivo y valor del coeficiente rho de Mohn. Botella

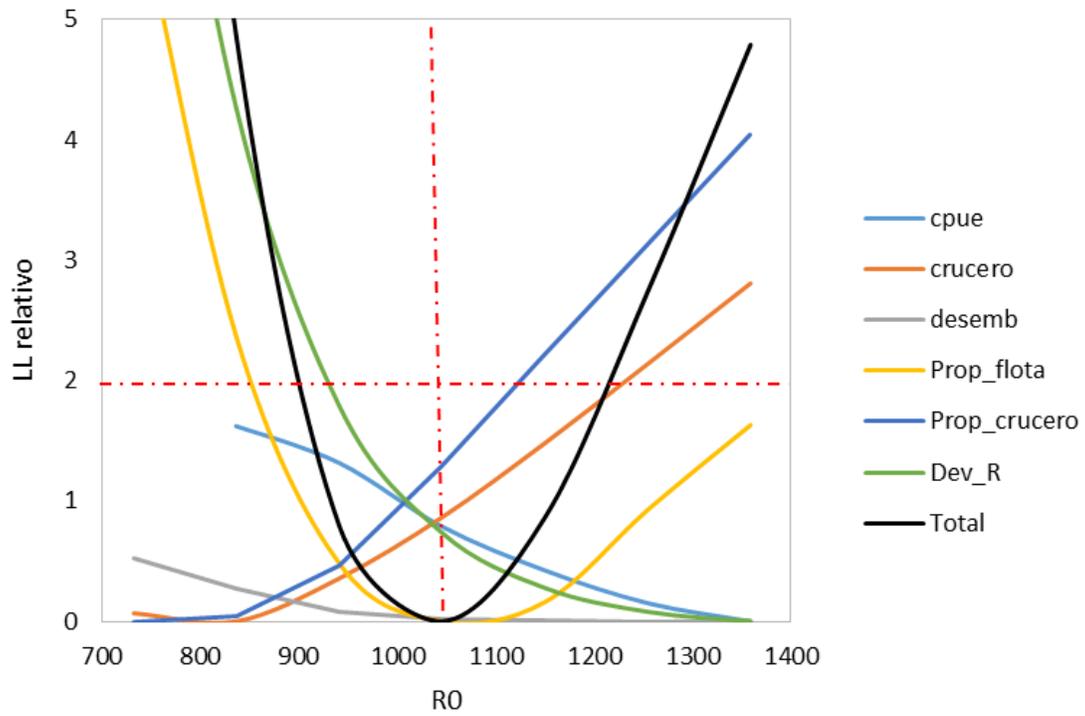


Figura 22. Perfiles de verosimilitud de las distintas piezas de información empleadas en la evaluación de stock de botella. La línea horizontal define la zona de significancia y la línea vertical la solución total.

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

Modelo	lcpue	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	lcpue	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

4. 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 el 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.

5. 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, R_0 reclutamiento virginal y BDo biomasa rep. virginal estimada a partir de R_0.</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. $dt=0.5$	$BD_t = \sum_l P_{l,a} (N_{a,t}) w_l O_l e^{-dtZ_{l,a}}$
<u>Indices de abundancia (CPUE)</u> q es la capturabilidad y $\Delta=0.5$	$\hat{I}_t = q \sum_l P_{l,a} (N_{a,t} \psi_a e^{-\Delta t Z_{l,a}}) w_l$
<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	$-l(I) = \frac{1}{2\sigma_l^2} \sum_l \left(\frac{\log \hat{I}_t}{\log I_t} \right)^2 + cte$
<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

Call:

glm(formula = log(CPUE) ~ year + zona + time, family = gaussian(link = "identity"))

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-5.3208	-0.4756	0.1341	0.6297	2.4454

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.847117	0.047469	59.979	< 2e-16 ***
year1996	0.005994	0.055880	0.107	0.914580
year1997	0.057689	0.059027	0.977	0.328420
year1998	0.437576	0.055658	7.862	3.96e-15 ***
year1999	0.336410	0.057733	5.827	5.73e-09 ***
year2000	0.562273	0.079072	7.111	1.19e-12 ***
year2001	0.881188	0.062096	14.191	< 2e-16 ***
year2002	0.597222	0.054353	10.988	< 2e-16 ***
year2003	0.361385	0.053754	6.723	1.83e-11 ***
year2004	0.122200	0.055114	2.217	0.026618 *
year2005	-0.022834	0.056663	-0.403	0.686971
year2006	0.331251	0.055692	5.948	2.76e-09 ***
year2007	0.482956	0.058923	8.196	2.62e-16 ***
year2008	0.516071	0.053854	9.583	< 2e-16 ***
year2009	0.654883	0.056519	11.587	< 2e-16 ***
year2010	0.270240	0.051742	5.223	1.78e-07 ***
year2011	0.084001	0.053074	1.583	0.113498
year2012	0.319685	0.055463	5.764	8.33e-09 ***
year2013	0.693212	0.056517	12.266	< 2e-16 ***
year2014	0.409469	0.055678	7.354	1.99e-13 ***
year2015	0.327973	0.052138	6.290	3.23e-10 ***
year2016	0.692523	0.054245	12.767	< 2e-16 ***
year2017	0.310379	0.052046	5.964	2.51e-09 ***
year2018	0.309384	0.055501	5.574	2.51e-08 ***
year2019	0.787151	0.062971	12.500	< 2e-16 ***
year2020	0.476505	0.057666	8.263	< 2e-16 ***
year2021	0.212264	0.057082	3.719	0.000201 ***
year2022	0.318731	0.066368	4.802	1.58e-06 ***
year2023	0.814224	0.056203	14.487	< 2e-16 ***
zona2	0.262272	0.036429	7.199	6.25e-13 ***
zona3	0.437236	0.023808	18.365	< 2e-16 ***
zona4	0.801265	0.018807	42.603	< 2e-16 ***
zona5	0.330226	0.025980	12.711	< 2e-16 ***
time3	-0.314476	0.017249	-18.231	< 2e-16 ***
time4	-0.498939	0.022091	-22.585	< 2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.8059032)

Null deviance: 19993 on 21324 degrees of freedom

Residual deviance: 17158 on 21290 degrees of freedom

AIC: 55953

Number of Fisher Scoring iterations: 2