

EVALUACION DEL STOCK
DE RECURSOS PELAGICOS
PEQUEÑOS DEL ECUADOR
2023.

Cristian Canales
Viviana Jurado

Guayaquil, marzo 2023

Canales C. M., V. Jurado, 2023. Evaluación del stock de recursos pelágicos pequeños del Ecuador 2022. Informe Técnico IPIAP. Guayaquil, marzo 2023. 154p.

CONTENIDO

1. RESUMEN	4
2. ANTECEDENTES	7
2.1. Pesquería.....	7
2.2. Condiciones ambientales y pesquería	9
3. EVALUACIÓN DE STOCK	11
3.1 Unidades poblacionales	11
3.2 Datos e información.....	12
a. Estadísticas de desembarques	12
b. Información biológico-pesquera.....	13
c. Índices de abundancia relativa.....	13
d. Cruceros acústicos	14
e. Parámetros Biológicos	15
f. Puntos Biológicos de Referencia.....	16
3.3 Modelo de Evaluación de Stock	17
3.4. Puntos Biológicos de Referencia	19
3.5 Regla de Control de Esfuerzo.....	21
4. RESULTADOS	22
4.1. Evaluación de stock	22
4.1.1. BOTELLA (<i>Auxis</i> spp.).....	22
4.1.2. MACARELA (<i>Scomber japonicus</i>)	37
4.1.3. PICUDILLO (<i>Decapterus macrosoma</i>)	51
4.1.4. Chuhueco (<i>Cetengraulys mysticetus</i>)	65
4.1.5. Sardina redonda (<i>Etrumeus acumminatus</i>)	80
4.1.6. Pinchagua (<i>Opisthonema</i> spp.).....	96
4.2. Regla de control	111
5. Conclusiones.....	112
6. Referencias	115

1. RESUMEN

Se realiza el diagnóstico y evaluación de stock de pelágicos pequeños del Ecuador con información biológica pesquera actualizada al 2022. Los antecedentes de la pesquería y las condiciones ambientales indican que en los últimos cinco años (2018-2022) han predominado condiciones frías lo cual coincide con la tendencia a la baja que han presentado los desembarques en el mismo período.

La evaluación de stock de Botella *Auxis* spp. muestra que el incremento de las capturas en la pesquería ha estado muy ligado a las fluctuaciones del reclutamiento (individuos de 2 años de edad), cuyas anomalías positivas dominaron entre el año 2006 y 2018. Este incremento de las capturas generó similar aumento de la mortalidad por pesca, el cual superó el valor de referencia a partir del 2009 y llega a su punto alto el año 2022, superando en más de tres veces el valor de mortalidad por pesca de referencia ($F_{40\%}$). Los análisis mostraron que la biomasa desovante habría disminuido a un nivel cercano a las 12 mil toneladas, y equivalente al 14% de la biomasa virginal B_0 . Con esto resultados, y de acuerdo con el diagrama de Kobe, la población presentaría evidencias de sobrepesca y sobreexplotación, cuya probabilidad se estima del 100%. Cabe destacar que la notable disminución de la población de Botella respecto del 2021, se debió al efecto combinado del aumento en un 33% del desembarque, la disminución del valor de biomasa estimado por el crucero 2022 y la reestimación del índice de abundancia CPUE con información de mayor calidad, lo cual vino a ratificar una tendencia a la disminución del stock que no había sido advertida hasta el momento.

Por su lado, los análisis realizados sobre Macarela *Scomber japonicus* muestran dos períodos de abundancia explicados principalmente por los reclutamientos. Un primer período 1975-1995 con altos niveles de productividad poblacional, y otro el más reciente con predominio de anomalías negativas. En el período más reciente, la biomasa desovante ha variado en torno al valor de referencia ($40\%B_0$) equivalente a 300 mil toneladas, mientras la mortalidad por pesca en muy pocas ocasiones superó al valor $F_{RMS}=0.24$, exceptuando los últimos dos años de la pesquería. Con esto, el nivel de reducción poblacional al 2022 se estima por debajo del objetivo y en torno al 36% de la biomasa virginal B_0 . El diagrama de Kobe ubica a la población de macarela con evidencias de sobreexplotación (riesgo del 59%) y sobrepesca (riesgo del 66%), lo último traducido en un nivel de esfuerzo de pesca que superaría un 17% el nivel recomendable (F_{RMS}).

Para el Picudillo (*Decapterus macrosoma*) y al igual que los recursos anteriores, los análisis mostraron que la población ha tenido variaciones relacionadas principalmente con los reclutamientos, destacándose un período de baja productividad desde el 2017. Aunque la estimación de biomasa presenta importante incertidumbre producto de la falta de ajuste del modelo, la mayor parte de esta incertidumbre indica que la biomasa se encuentra por sobre el valor de referencia B_{RMS} . De este modo, el nivel de reducción poblacional al 2022 se estima en un 46% en tanto el diagrama de Kobe, y debido a la incertidumbre de las estimaciones, indica que el recurso presentaría un riesgo de sobreexplotación del 40% pero sin riesgo de sobrepesca.

Para el caso de Chuhueco (*Cetengraulis mysticetus*) se ha determinado que las poblaciones de este recurso han estado muy ligada a las fluctuaciones del reclutamiento, con anomalías positivas que dominaron gran parte de los 80's y 90's seguido de una tendencia a la baja relacionado probablemente a un cambio de régimen de productividad desde 2005. En el período más reciente la biomasa desovante ha variado en torno al valor de referencia considerada para el manejo ($40\%B_0$), los niveles de la pesquería han disminuido, la mortalidad por pesca se ha ubicado en niveles por debajo de su valor de referencia ($F_{40\%}=0.31$). Con respecto al nivel de reducción poblacional al 2022 se estima por encima del objetivo y en torno al 51% de la biomasa virginal B_0 , con un potencial reproductivo cercano al 76%, mientras que el diagrama de Kobe ubica a la población con ligera sobreexplotación (riesgo del 23%) y sin sobrepesca (riesgo del 0%).

La población de Sardina Redonda (*Etrumeus teres*) ha tenido variaciones relacionadas principalmente con el reclutamiento, seguido de una tendencia a la baja relacionado probablemente a un cambio de régimen de productividad. En términos de la variación de la biomasa, esta disminuyó de manera sostenida hasta el 2017 alcanzando su valor más bajo cercano a las 8.7 mil toneladas y por debajo del valor considerado de referencia ($40\% B_0$). En la actualidad este recurso no ha tenido mayores episodios de sobreexplotación, el nivel de reducción poblacional al 2022 se estima en un 76% de B_0 y por sobre el objetivo de manejo. El diagrama de Kobe y los intervalos de confianza indican que la población se encontraría sin riesgo de sobrepesca y ligero riesgo de sobreexplotación.

Por su parte y al igual que en varios de los recursos analizados, para Pinchagua se ha observado que la variabilidad de las capturas ha estado muy ligado a las fluctuaciones del reclutamiento. En el período más reciente, la tendencia a la baja en los indicadores estaría relacionados probablemente a un cambio de régimen de productividad desde 1998, causado probablemente por variaciones ambientales. La biomasa de este recurso ha variado de manera errática, registrándose máximos histórico por sobre las 700 mil toneladas en los 80's, mientras en los años más recientes no superan las 97 mil toneladas. No obstante, esto, en general la población se ha mantenido alrededor del valor considerado de referencia ($40\% B_0$) en tanto que, y producto de los menores niveles de desembarques registrados desde inicios de la década del 2000, la mortalidad por pesca se ha ubicado por debajo de su valor de referencia ($F_{40\%}$). Se estima que la población ha tenido pocos episodios de sobreexplotación, y que al 2022 la población de Pinchagua se ubicaría al 53% de B_0 . El diagrama de Kobe ubica a la población lejos de sobrepesca y ligero riesgo de sobreexplotación (3%).

Un cuadro comparativo muestra que en promedio y para las seis especies analizadas, el indicador B/B_{RMS} ha venido en incremento, llegando a un valor 1.15 superior al objetivo ($B/B_{RMS}=1.0$), no obstante se registra una ligera sobrepesca ($F/F_{RMS}=1.08$). En este análisis destaca la disminución de la población de Botella con el valor $B/B_{RMS}=0.34$ (el más bajo de los últimos tres años) y el incremento de la biomasa de Sardina Redonda, Picudillo, Pinchagua y Chuhueco, todas con valores superiores al objetivo de manejo ($B/B_{RMS}=1.0$) (**Tabla A**). Finalmente y en cuanto a la regla de control de esfuerzo establecida, los análisis muestran que si bien la CPUE promedio de macarela de los años 2021-2022 ha sido inferior

al valor de referencia $CPUE_{RMS}$ ($\rho=0.81$), lo mismo ha ocurrido con los desembarques respecto del RMS ($\phi=0.98$). De acuerdo con esto y los criterios considerados, el esfuerzo de pesca de la flota pelágica no debería ser disminuido

Tabla A. Cuadro comparativo de los indicadores de diagnóstico de los stocks de pelágicos pequeños del Ecuador 2017-2022.

Año		Botella	Macarela	Picudillo	Chuhueco	Sardina	Pinchagua	Promedio
2017	B/B_R	0.28	0.58	0.15	0.43	0.08	0.80	0.38
	F/F_{RMS}	4.25	1.84	0.20	0.56	0.07	1.57	1.42
	S							
2019	B/B_R	1.15	0.73	0.35	0.35	0.68	1.03	0.71
	F/F_{RMS}	0.69	0.24	0.76	0.95	0.67	0.38	0.62
	S							
2020	B/B_R	0.95	0.78	0.23	1.38	0.58	1.10	0.83
	F/F_{RMS}	2.04	1.03	2.45	0.14	0.27	0.16	1.02
	S							
2021	B/B_{rms}	0.99	0.91	0.88	1.28	0.98	0.98	1.00
	F/F_{RMS}	1.10	1.22	0.45	0.31	0.27	0.35	0.62
	S							
2022	B/B_R	0.34	0.91	1.14	1.31	1.90	1.27	1.15
	F/F_{RMS}	3.82	1.17	0.25	0.46	0.44	0.31	1.08
	S							

2. ANTECEDENTES

2.1. Pesquería

La pesca en Ecuador representa uno de los aportes más significativos de la producción nacional, que comprende el consumo interno a través de la oferta de productos pesqueros y contribución a las exportaciones del país. El desarrollo de esta actividad se fundamenta en la variedad y disponibilidad de recursos existentes, como resultado de las condiciones de los ecosistemas donde habitan, como la incidencia periódica de la Corriente fría de Humboldt proveniente del sur, caracterizada por aguas muy fértiles, y las aguas cálidas de la Corriente de Panamá (Jurado y Peralta, 2014). 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*). Además de estas, otras especies demersales o epipelágicas suelen ser parte de la fauna acompañante de pequeños pelágicos como son trompeta (*Fistularia corneta*) y corbata (*Trichiurus lepturus*).

La historia de las pesquerías de pequeños pelágicos se remonta hacia fines de los años 70. 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 (**Figura 1**).

La flota pesquera está compuesta por buques cerqueros de diversas características y tonelaje. Las embarcaciones más pequeñas, las que su mayoría son de casco de madera y poca mecanización, realizan las descargas en las playas y/o facilidades pesqueras asentadas en los diferentes puertos pesqueros a lo largo de la costa ecuatoriana. El producto, dependiendo de la especie, es destinado principalmente a la elaboración de harina de pescado, seguido de enlatados y el consumo humano directo (fresco – congelado). Existen también otras actividades artesanales como el chinchorro de playa, las que operan desde la Provincia de Esmeraldas hasta la provincia de El Oro. Existen más de 19 puertos pesqueros de desembarque de peces pelágicos pequeños, localizados en las provincias de Esmeraldas (3), Manabí (8), Santa Elena (6), Guayas (1), y El Oro (1). Mientras el tamaño de la flota de clase II-III-IV se ha mantenido más o menos constante durante los últimos 10 años, la flota de embarcaciones más pequeñas (Clase I) se ha triplicado sin un mayor control del esfuerzo. En esta última situación se encuentran también las embarcaciones de menor escala denominadas “risos” (**Figura 2**).

No obstante, lo anterior, el esfuerzo pesquero medido en el número de días operativos que ha venido ejerciendo la flota ha variado desde el 2017, donde las embarcaciones sólo paraban sus operaciones por veda de reproducción. A partir del 2018 se implementó la “veda por

clara¹”, por lo cual la flota durante ese año paró 77 días, mientras que para el 2020 por motivos de la pandemia provocada por COVID-19, más los periodos de veda reproductiva y “veda por claras”, las actividades pesqueras cesaron en poco más del doble (147 días).

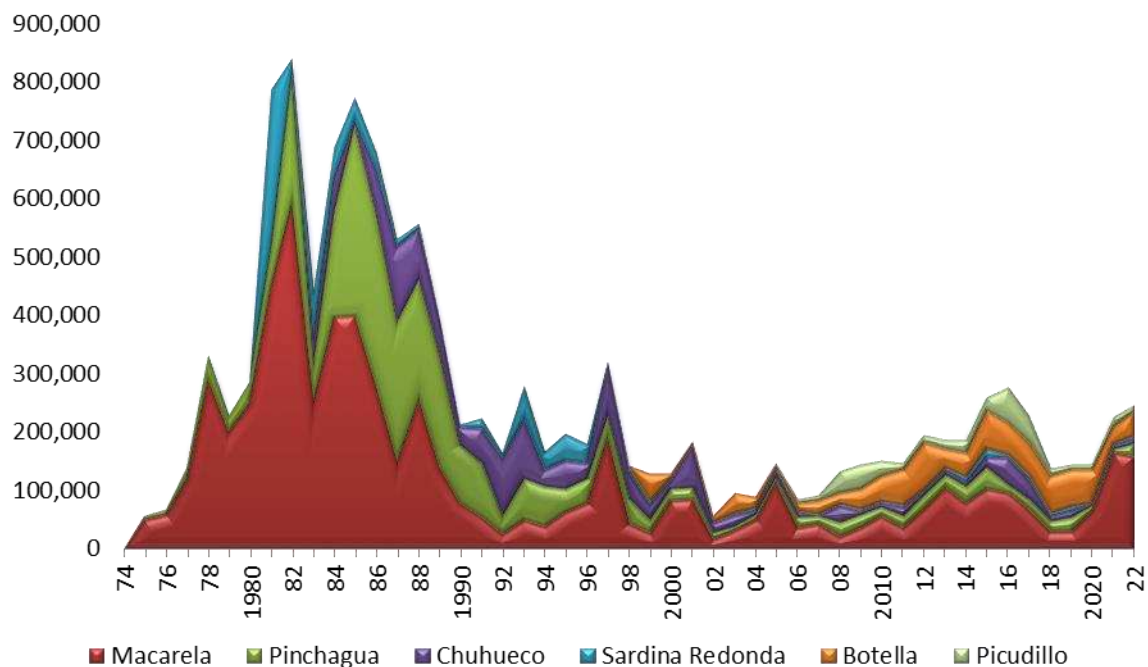


Figura 1. Desembarques de pelágicos pequeños principales del Ecuador 1975-2022

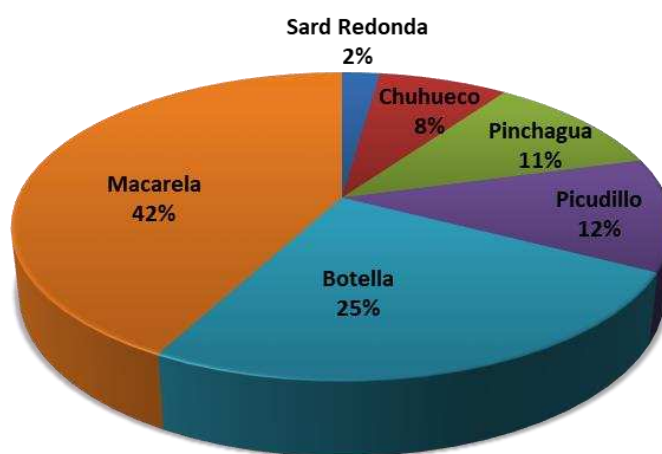


Figura 2. Porcentaje de desembarques 2015-2022 de los principales recursos de pelágicos pequeños de Ecuador.

¹ Menor disponibilidad debido al estado lunar de luna llena

2.2. Condiciones ambientales y pesquería

La oceanografía del Océano Pacífico Tropical Oriental, tiene por rasgo más importante el ciclo anual (estacional) de la TSM, la variabilidad de El Niño (interanual), así como procesos interdecadales (PDO – Oscilación Decadal del Pacífico) (Cornejo, 2007). El último período cálido fue de 1977 a 1999, mientras que el presente periodo frío iniciado en el 2000 se prolongaría hasta el 2025/2030 (Ormaza-González et al., 2016). Durante los eventos como El Niño los recursos pesqueros se ven afectados negativamente, alterando sus patrones de distribución, biomasa, tamaño, reclutamiento, así como también el incremento en el nivel medio del mar; mientras que en el caso del evento de La Niña, los impactos son positivos (Cornejo, 2007; Jiménez, 2008 y Cahuin et al., 2013). Un ejemplo de esto es que el aumento de la TSM suele ocasionar la menor disponibilidad de la especie *Scomber japonicus* (macarela) en la pesquería.

La evolución de la TSM de la zona 1+2 (frente a Ecuador) muestra que en los últimos cinco años (2018-2022) han predominado condiciones frías (**Figura 3**), y coincide en general con la tendencia a la baja en las anomalías positivas que presentaron los desembarques en el mismo período (**Figura 4**). Consecuentemente con esto, para los años más recientes la tendencia de estos ha sido la disminución, excepto en el caso de macarela cuya variación incremental 2020-2021 fue más del doble.

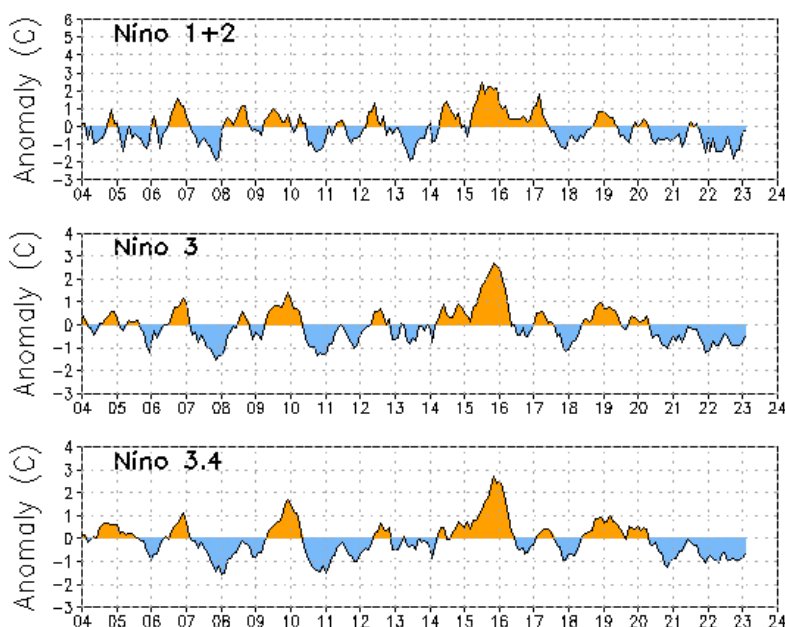


Figura 3. Anomalías mensuales de Temperatura Superficial del Mar (TSM) en las diferentes regiones del Pacífico Sur Occidental (Fuente: <https://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/>)

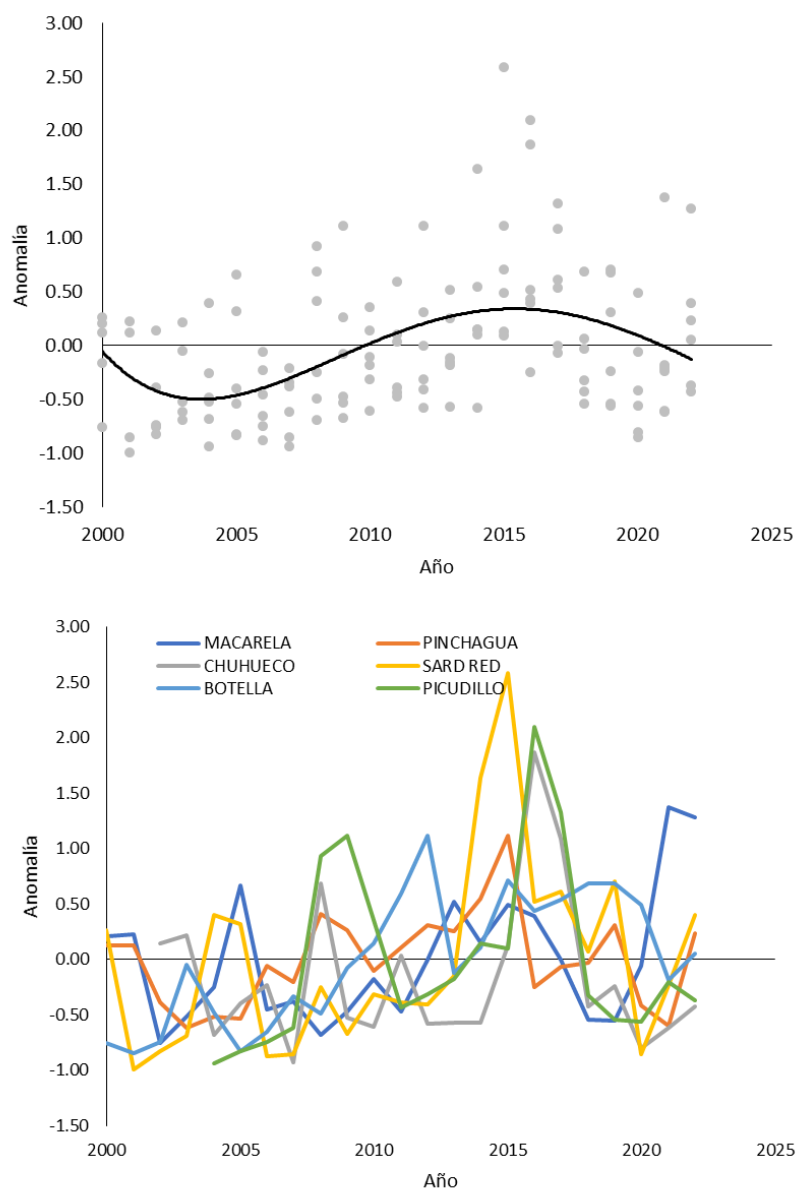


Figura 4. Anomalías anuales de desembarques de pelágicos pequeños del Ecuador 2000-2022. La línea negra corresponde a la tendencia polinómica.

3. EVALUACIÓN DE STOCK

La evaluación de stock es la base de todo procedimiento de manejo moderno, el cual permite integrar la información recolectada en el proceso de seguimiento de cualquier pesquería con el fin de generar estimaciones sobre el estado/magnitud de las poblaciones explotadas. Las estimaciones son funcionales para toda regla de control de la mortalidad por pesca y funcionales a los objetivos de manejo de una pesquería.

En este sentido, la pesquería de peces pelágicos pequeños del Ecuador dispone de importantes volúmenes de datos e información, y con la finalidad de proveer estimaciones poblacionales para fines de diagnóstico, se analizaron las series de datos de muestreos biológicos, composiciones de tallas, índices de abundancia, desembarques, cruceros acústicos y parámetros biológicos de los recursos pelágicos pequeños del Ecuador. Los análisis son realizados en base a modelos de estimación y sus resultados son discutidos respecto de distintas hipótesis y Puntos Biológicos de Referencia.

3.1 Unidades poblacionales

No existen estudios sobre los límites de unidades poblacionales de estos recursos en aguas ecuatorianas. No obstante, se han identificado dos ecorregiones ambientales frente a las costas ecuatorianas, de las que destaca la zona del Golfo de Guayaquil, en la cual se concentra la pesquería de pequeños pelágicos. Esta pesquería se desarrolla principalmente desde Manta hasta el límite sur de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) ecuatoriana, zona caracterizada por niveles de salinidad superficial próximos a 20 UPS y temperaturas en torno a 35 °C (**Figura 5**). La relación entre las condiciones ambientales promedio de la ecorregión de Guayaquil y la distribución de la pesquería, hacen suponer la existencia de unidades poblacionales cerradas desde la zona de Manta hacia el sur, las que a su vez estarían muy relacionadas con las descargas del río Guayas, cuya zona de influencia determinaría la extensión de estas unidades hacia el límite sur con el Perú.

Sin perjuicio de esta hipótesis y a falta de mayor conocimiento, 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.

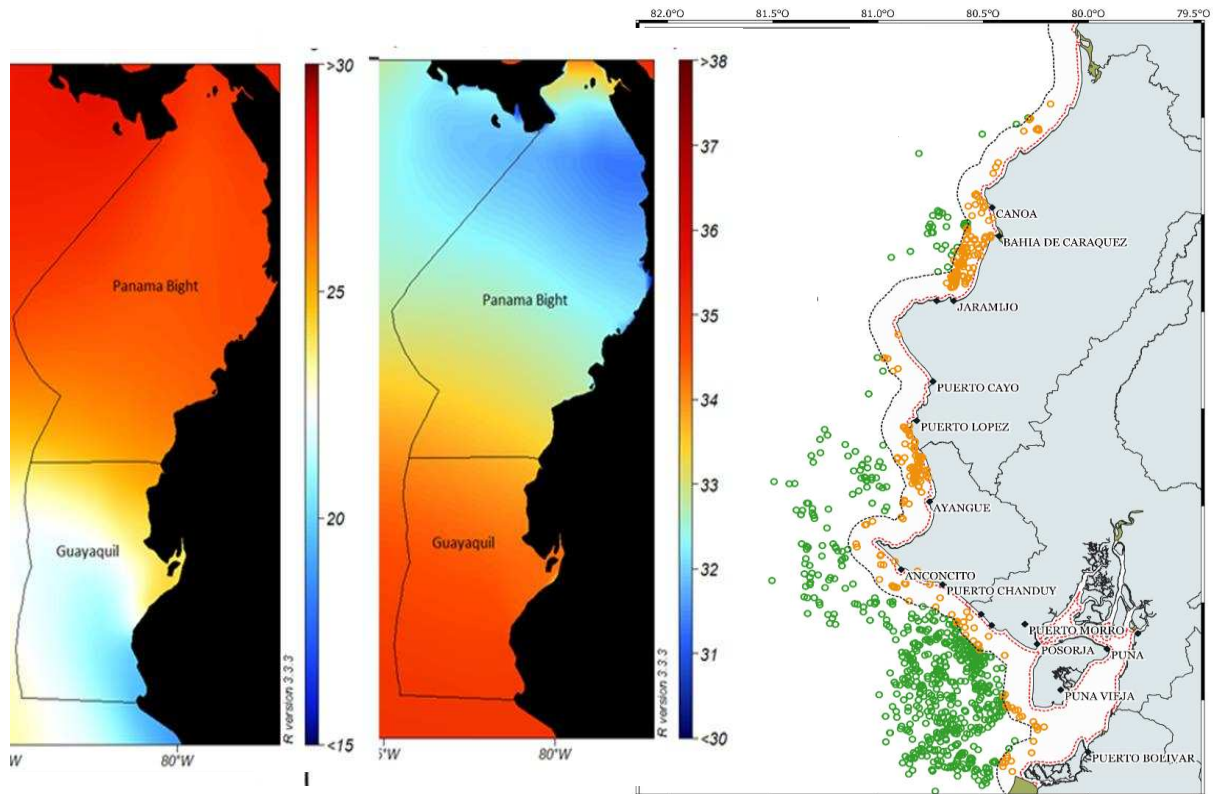


Figura 5. Derecha: Ecoregiones marinas de Ecuador (Spalding et al., 2007): temperatura Superficial del Mar (°C) (izquierda) y salinidad superficial (UPS). Izquierda: Distribución espacial de las pesquerías de pequeños pelágicos del Ecuador (Fuente: Jurado et al., 2019).

3.2 Datos e información

a. Estadísticas de desembarques

Los datos de desembarque corresponden al periodo 1975-2022. Para la década de los 80, los datos fueron obtenidos del proceso de validación y recálculo de datos de captura informados por Fuentes (1989), Patterson et al., (1990) y Patterson y Santos (1990). A partir de los 90 y hasta el 2022, se emplearon 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 datos de muestreo mensuales de campo. Adicionalmente, a partir de 2016 se incorporó información de la base de datos 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 capitania 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. Información biológico-pesquera

La información analizada corresponde al seguimiento de la pesquería de Peces Pelágicos Pequeños durante el periodo comprendido entre 1982 – 2022. El levantamiento de información se ha generado por personal técnico del IPIAP en los principales puertos de arribo de la flota, tanto en el desembarque en playa como en las tolvas de las diferentes empresas pesqueras. En estos lugares se realizaron entrevistas a capitanes para obtener información referente a zonas de pesca, captura total, proporción de especies, destino de la pesca, número lances, condiciones ambientales, etc. Complementariamente, a partir de 2016 se obtienen datos de observadores a bordo de la flota de PPP en todas las clases de embarcaciones con énfasis en las clases I y II. Las especies con mayor tamaño de muestra promedio han sido la pinchagua, macarela y botella, con más de 54 mil individuos medidos durante el periodo 2015-2022 (**Figura 6**).

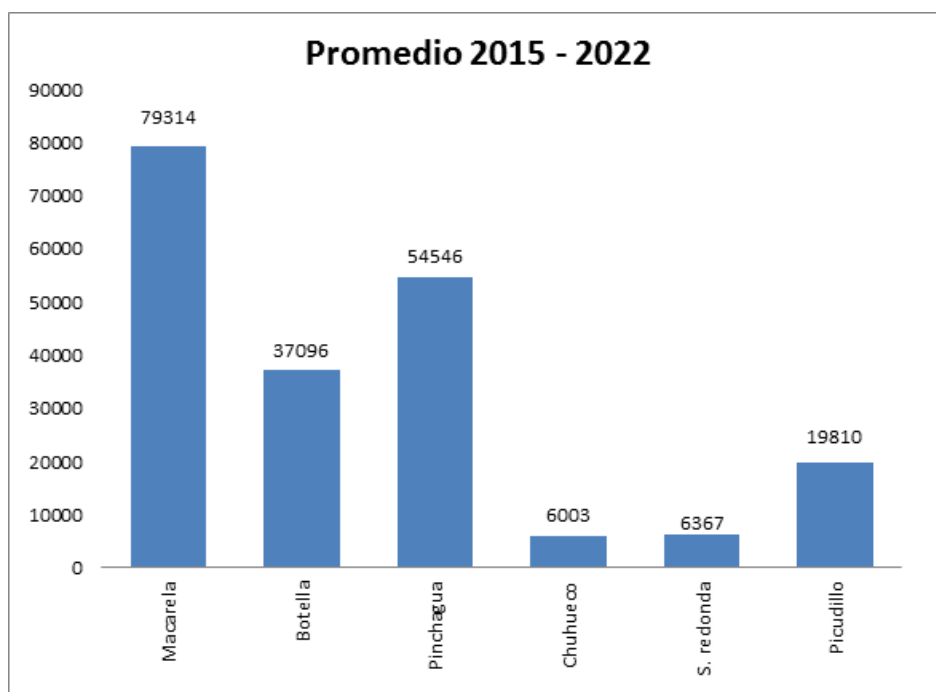


Figura 6. Promedio anual del número de individuos medidos de las especies de pelágicos pequeños del Ecuador actualizados al 2022.

c. Índices de abundancia relativa

Se estimaron índices de abundancia a partir de la información operacional de la flota. Las tasas de captura o captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es una medida de abundancia relativa que 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).

Como parte de la mejora realizada a partir de recomendaciones dada por la última revisión de pares (Cubillos y Cuevas, 2022), el enfoque empleado para la estimación de la CPUE anual fue el uso de Modelos Lineales con Efectos Mixtos (Galecki, A. & Burzykowski, T, 2013) 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.

d. Cruceros acústicos

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°23' hasta 2°30' Sur; Zona B: a partir del Golfo de Guayaquil hasta Salango 2°30' a 1°30' Sur; Zona C: desde Salango hasta Bahía de Caráquez 1°30' hasta 0°30' Sur; Zona D: desde Bahía de Caráquez hasta pedernales 0°30' Sur hasta 0°10' Norte, y Zona E: desde pedernales hasta frontera Colombia 0°10' Norte hasta 1°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 7**).

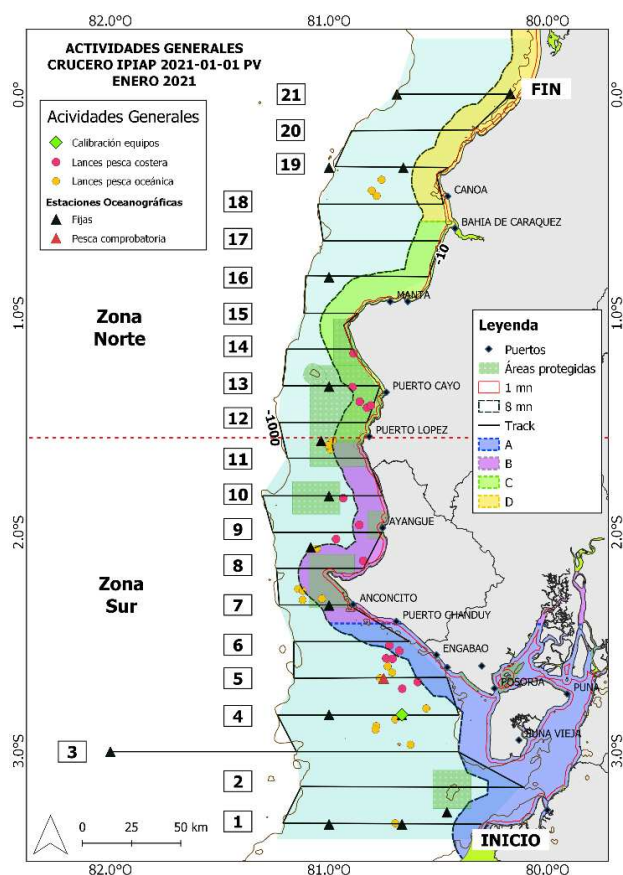


Figura 7. Área de estudio y actividades de investigación durante el crucero IPIAP 2021-01-01 PV, enero 2021 (Fuente: Romero et al., 2021)

e. Parámetros Biológicos

Los parámetros de historia de vida de las especies en estudio fueron obtenidos mediante la revisión bibliográfica especializada, juicio experto, así como el uso de diversos estimadores bio-analógicos, recálculos, ecuaciones empíricas y cálculos de invariantes propuestas por Beverton y Holt (1956); Froese & Binohlan (2000); Beddington & Kirkwood (2005); Froese & Pauly (2019). Esto permitió generar una relación de los parámetros biológicos de 4 especies analizadas (chuhueco, sardina redonda, pinchagua y botella) compuestos por los parámetros de crecimiento (L_{∞} y k), longevidad, parámetros de la relación talla-peso ($\log. a$ y b), madurez (L_{50ms} y mes de desove) y talla crítica (L^*). Esta última talla corresponde a la talla en la cual se aprovecharía la máxima productividad en peso de una cohorte (**Tabla 2**). En algunos casos estos parámetros fueron propuestos en base a opinión experta de los investigadores o en base a meta-análisis de especies similares. Como parte de las mejoras al modelo de evaluación, Canales y Jurado (2022) revisan las estimaciones de los parámetros de crecimiento para las especies macarela y picudillo en base al análisis de componentes modales de un modelo de crecimiento en tallas (MCCT1) (Canales y Arana, 2009)

Tabla 2. Parámetros biológicos de las principales especies pelágicas pequeñas del Ecuador. $T_{\text{máx}}$ es la longevidad estimada, $L_{50\text{ms}}$ es la talla de madurez y L^* la talla crítica (Fuente: Canales et al., 2019).

Especie	L _{oo} (cm)	k	M año ⁻¹	log_a	b	L _{50ms} (cm)	T _{máx} (años)	Mes desove	dt desove	L* (cm)
Botella (c)	38.00	0.30	0.60	-2.04	3.15	25.33	7	Dic-Feb	0.08	23.24
Chuhueco (b)	22.10	0.43	0.80	-5.65	3.40	14.70	5	Ago-Oct	0.75	14.28
Macarela (d)	37.29	0.22	0.50	-12.38	3.21	25.00	10	Nov	0.92	22.06
Picudillo (d)	23.38	0.62	1.20	-3.32	2.66	16.00	4	Nov	0.92	21.01
Pinchagua (a)	31.70	0.26	0.50	-3.82	2.85	21.00	7	Feb	0.17	18.93
Sardina red. (c)	29.40	0.30	0.60	-6.65	3.77	17.40	6	Nov	0.92	19.21

(a) Canales et al., (2013); Canales et al., (2014)

(b) Basado en invariantes (Beverton & Holt 1956, Beddington & Kirkwood 2005)

(c) Basada en Froese & Pault 2019 – Fishbase

(d) Recalculada por Canales y Jurado (2022)

f. Puntos Biológicos de Referencia

La biomasa y mortalidad por pesca son comparadas respecto de referentes o Puntos Biológicos de Referencia. El punto de referencia objetivo (PBRO) empleado para el manejo de esta pesquería es un proxy del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS), y es representado por el 40% de la biomasa desovante virginal (B_0) ($B_{rms} \sim 0.4 B_0$) y su respectiva mortalidad por pesca ($F_{rms} \sim F_{40\%}$) (Clark, 2002). Complementariamente y como Punto de Referencia Límite (PBRL), corresponde el 50% de PBRO, lo cual equivale al $B_{lim} = 20\%$ de B_0 y su respectiva mortalidad por pesca ($F_{lim} = F_{20\%}$).

3.3 Modelo de Evaluación de Stock

Los datos de composiciones de tallas, desembarques, cruceros acústicos y CPUE fueron analizados a través de un modelo estadístico de captura a la edad con datos en tallas MESTOCK (Canales et al., 2015). Este modelo está implementado en ADMB y puede ser descargado desde <https://github.com/criscan/mestockt>. La dinámica poblacional es modelada en edades, pero 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. Esto significa que los reclutamientos responden a procesos principalmente estocásticos donde la función stock-recluta es difusa. Se supone que el reclutamiento ocurre a inicios de cada año distribuido sobre cierto rango de tallas siguiendo una distribución de probabilidad normal. La talla del reclutamiento es estimada. Se consideran funciones de verosimilitud como expresión del error de observación, así como distribuciones a priori o penalizaciones de algunos parámetros de interés.

- **Condiciones iniciales**

El modelo se inicia en los años donde la pesquería en general era incipiente y por ende supone al primer año de la evaluación una condición virginal y en equilibrio en torno al reclutamiento medio de largo plazo. Esto significa que solo la mortalidad natural es el factor que explica la disminución de la cohorte.

- **Reclutamientos**

Los reclutamientos anuales corresponden al grupo de individuos de una misma edad, comienzan a ser explotados próximo a la talla legal de capturas. Estas son variables aleatorias tomadas desde una relación stock/recluta (S/R) tipo Beverton & Holt con error de proceso. Estos desvíos responden a un proceso multiplicativo que en escala logarítmica son representados por una distribución normal con media 0 y desviación $\sqrt{R}$. 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 condiciones virginales al inicio de la serie de datos y pendiente de la relación S/R de Beverton y Holt en $h=1$. Se supuso este valor considerando la independencia entre las fluctuaciones de la biomasa desovante y los reclutamientos, respecto de la mayor afinidad con la variación ambiental.

- **Capturas.**

Las capturas son supuestas con muy bajo nivel de error y 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, 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 de cada recurso analizado la selectividad se supuso variable en bloques de años. Los análisis fueron realizados considerando entre 2 (picudillo) y 10 (macarela) períodos o bloques de selectividad. Los cambios de selectividad fueron considerados a partir de la observación de los residuales entre la talla promedio observada y la estimada por un escenario de modelo sin bloques de selectividad. Se consideró un cambio de selectividad cuando se registran patrones temporales en las desviaciones antes mencionadas (**Tabla 3**).

Tabla 3. Configuración de bloques de selectividad para los recursos evaluados por medio de modelo integrado MESTOCK

Recurso	Años de cambios de selectividad
Botella	1997, 2002, 2004, 2006, 2008, 2014, 2017
Macarela	1974, 1988, 1994, 1998, 2000, 2003, 2011, 2012, 2013, 2019
Picudillo	2004, 2006
S. Redonda	1990, 2001, 2009
Pinchagua	1974, 1983, 1988, 1996, 1998
Chuhueco	1981, 2008, 2010

- **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 respecto de la desviación estándar de los residuales en escala logarítmica (**Tabla 4**). Por su lado, los tamaños de muestra efectivos fueron supuestos y luego calculados de manera referencial según el estimador de Gavaris y Ianelli (2002). Como referencia se consideraron los ponderadores empleados por Canales et al., (2019).

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

Especie	Tamaños de muestra		Coef. variación	
	Flota	Cruceros	CPUE	Cruceros
Botella	30	30	0.2	0.35
Macarela	30	30	0.2	0.35
Picudillo	40	20	0.2	0.35

3.4. Puntos Biológicos de Referencia

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.

- **Análisis de Sensibilidad**

Con el fin de evaluar la incertidumbre estructural, los análisis fueron realizados considerando 4 escenarios de evaluación: un primer escenario base S1, S2 donde corresponde a estimar el valor de K y L_r . En S3 se agrega la estimación del valor de M , y en S4 se incluye la estimación de la relación Stock-recluta por medio del parámetro h .

Tabla 5. Escenarios de análisis empleados en la evaluación de stock (MESTOCKL)

Escenario	Configuración
S1	base
S2	S1 + estimación de k y L_r
S3	S2 + se estima M
S4	S3 + se estima relación S/R (h)

3.5 Regla de Control de Esfuerzo

La regla de control de esfuerzo propuesta por Canales (2020) está basada en la variación de la CPUE (Captura por Unidad de Esfuerzo) de macarela (especie referente) como indicador de la abundancia poblacional. La regla general establece que el esfuerzo de pesca (E) debiese ser corregido anualmente (t) conforme la variación promedio de la CPUE de los dos años más recientes:

$$E_t = \rho_t E_{t-1}$$

$$\rho_t = 0.5 \frac{(CPUE_{t-1} + CPUE_{t-2})}{CPUE_{RMS}}$$

Se considera el promedio de dos años consecutivos con el fin de generar menor variación interanual en el esfuerzo de pesca. Una extensión a la regla considera un *buffer* en el cual los cambios en el esfuerzo de pesca son evitados mientras la razón entre las capturas promedio de los dos últimos años y el RMS (Π) sean menores a uno.

$$\varphi_t = 0.5 \frac{(Y_{t-1} + Y_{t-2})}{RMS}$$

El objetivo de fondo es reducir los efectos de sobrepesca ($\sim \text{Capturas} > \text{RMS}$) y que no necesariamente una condición de sobreexplotación debiese determinar la reducción del esfuerzo de pesca. El detalle del procedimiento se destaca en **Tabla 6**.

Tabla 6. Condiciones *buffer* para la aplicación de la corrección del esfuerzo de pesca en la flota pesquera de pelágicos pequeños del Ecuador.

Condición	Acción
• $\rho > 1$ y $\varphi < 1$	Entonces el esfuerzo de pesca es aumentado ρ veces
• $\rho > 1$ y $\varphi > 1$	Entonces el esfuerzo de pesca se mantiene constante
• $\rho < 1$ y $\varphi < 1$	Entonces el esfuerzo de pesca se mantiene constante
• $\rho < 1$ y $\varphi > 1$	Entonces el esfuerzo de pesca se disminuye ρ veces

4. RESULTADOS

4.1. Evaluación de stock

4.1.1. BOTELLA (*Auxis* spp.)

Esta pesquería está compuesta por dos especies: *Auxis rochei* y *Auxis thazard*, las que si bien comparten la misma distribución geográfica (Collette y Graves, 2019), presentan rasgos biológicos ligeramente diferentes. Collette y Graves (2019) indican una longevidad de 5 años para *A. rochei* y de 4 años para *A. thazard*, lo cual podría explicar en parte cierta falta de ajuste del modelo de dinámica poblacional a los datos que se informa más adelante.

El modelo de evaluación aplicado a los datos de la pesquería de Botella muestra que no obstante la variabilidad de la información (error de observación), se reproduce en general la tendencia de los indicadores de abundancia y datos empleados (**Figura B1, B2**). Se destaca la sostenida disminución de la talla promedio de las capturas desde 2018 a la fecha. El nivel de ajuste del modelo a las composiciones de tallas y CPUE se refleja en los diagramas qq-plot (**Figura B3**). Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica reflejada por el paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura B4**). Estas composiciones de tallas muestran una importante polimodalidad lo que no siempre es reproducido por el modelo. Las razones pueden ser de diversa naturaleza, ya sea como el resultado de una dinámica poblacional compleja compuesta por más de una especie, o a errores de observación contenida tanto en los datos como en los parámetros biológicos (**Figura B4, B5**). La selectividad a la talla por bloques de años señalan que la pesca vulnera una gran proporción de individuos inmaduros menores a 25 cm LF (Longitud Furcal, LF) (**Figura B6**).

Se destaca que el incremento de las capturas en la pesquería ha estado muy ligado a las fluctuaciones del reclutamiento (individuos de 2 años de edad), cuyas anomalías positivas dominaron entre el año 2006 y 2018 (**Figura B7**). La disminución de los reclutamientos hacia los años más recientes es incierta y debería ser verificado con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. El incremento de las capturas antes mencionado generó similar aumento de la mortalidad por pesca, el cual supera el valor de referencia a partir del 2009 y llega a su punto máximo el año 2022, superando en más de tres veces el valor de mortalidad por pesca de referencia ($F_{40\%}$) (**Figura B8**). Con esto, el análisis muestra que la biomasa desovante de *Auxis* spp. habría disminuido a un nivel cercano a las 12 mil toneladas al 2022, esto es equivalente al 14% de B_0 (**Figura B10, Tabla B2**). El diagrama de Kobe (**Figura B11**) indica que la población presenta evidencias de sobrepesca ($F > F_{rms}$) y sobreexplotación ($B/B_{rms} < 0.4$). El riesgo de sobreexplotación y sobrepesca al 2022 se estima cercano al 100% (**Figura B12**).

Por otro lado, el análisis de escenarios muestra que la biomasa es sensible a los supuestos. En todos los casos analizados la condición del recurso se observa sobreexplotado (**Figura B13, Tabla B3**). El mejor ajuste del modelo a los datos correspondió al escenario S3-S4 (mínimo valor de verosimilitud) (**Tabla B3**) en el cual la población podría encontrarse próxima al 25% de la biomasa B_0 . En este caso, la talla del reclutamiento es mayor que el caso base y se estima en 15.5 cm. Sin embargo, el valor de M estimado ($M=1.28$) resulta muy

alto para la biología de Botella y no debería ser considerado. Del mismo modo, los datos no permiten estimar la relación S/R pues el valor $h=1$ no cambió en el escenario S4.

De manera complementaria y luego de entregado estos antecedentes, diversas fuentes de incertidumbre y modelos alternativos fueron realizados con el fin de evaluar escenarios alternativos. El detalle de estos se reportan en **Anexo 16**.

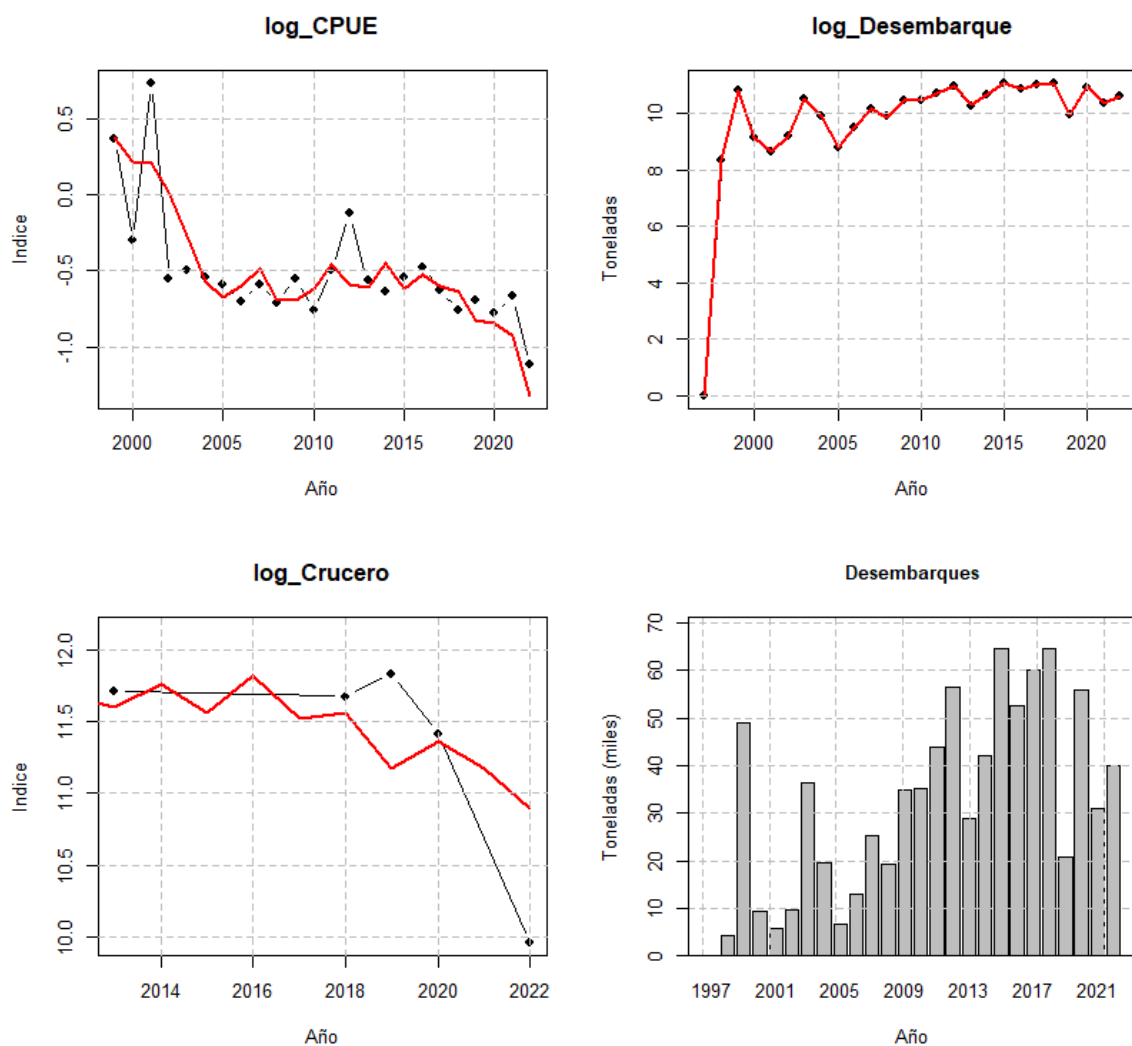


Figura B1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **BOTELLA**.

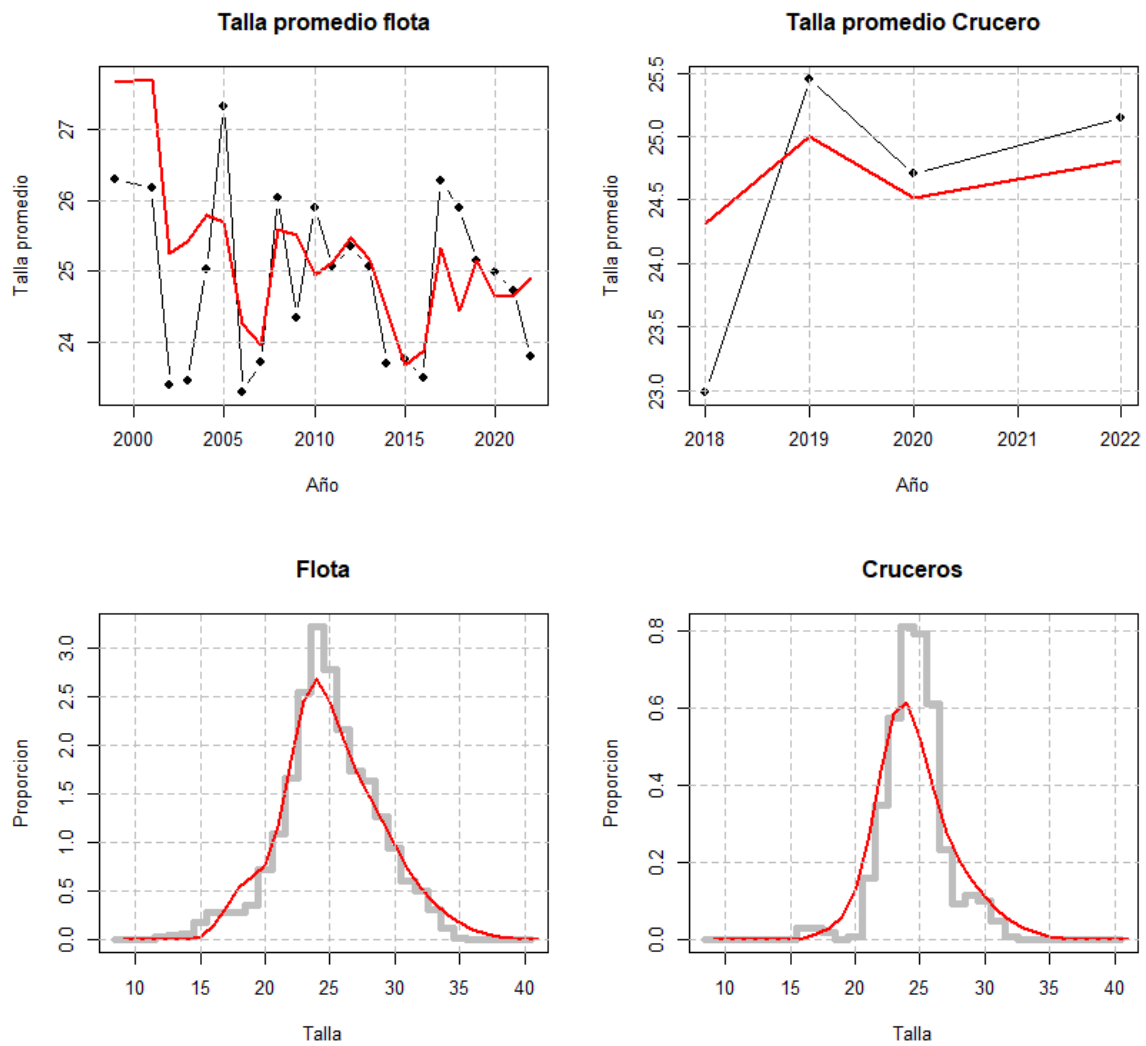


Figura B2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de BOTELLA.

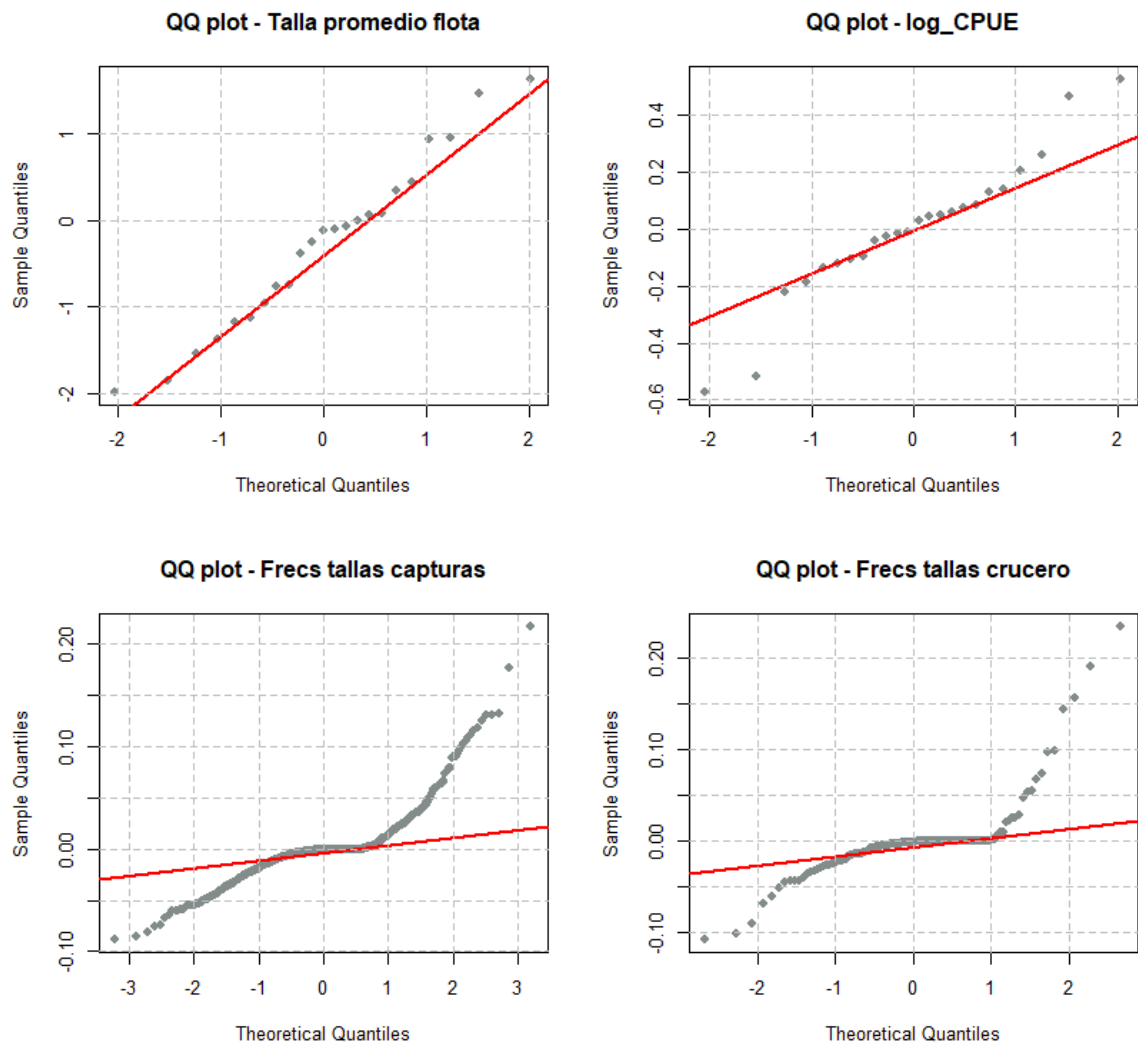


Figura B3. Diagrama de QQ-plot de la CPUE, desembarques y talla promedio observada y ajustada de BOTELLA.

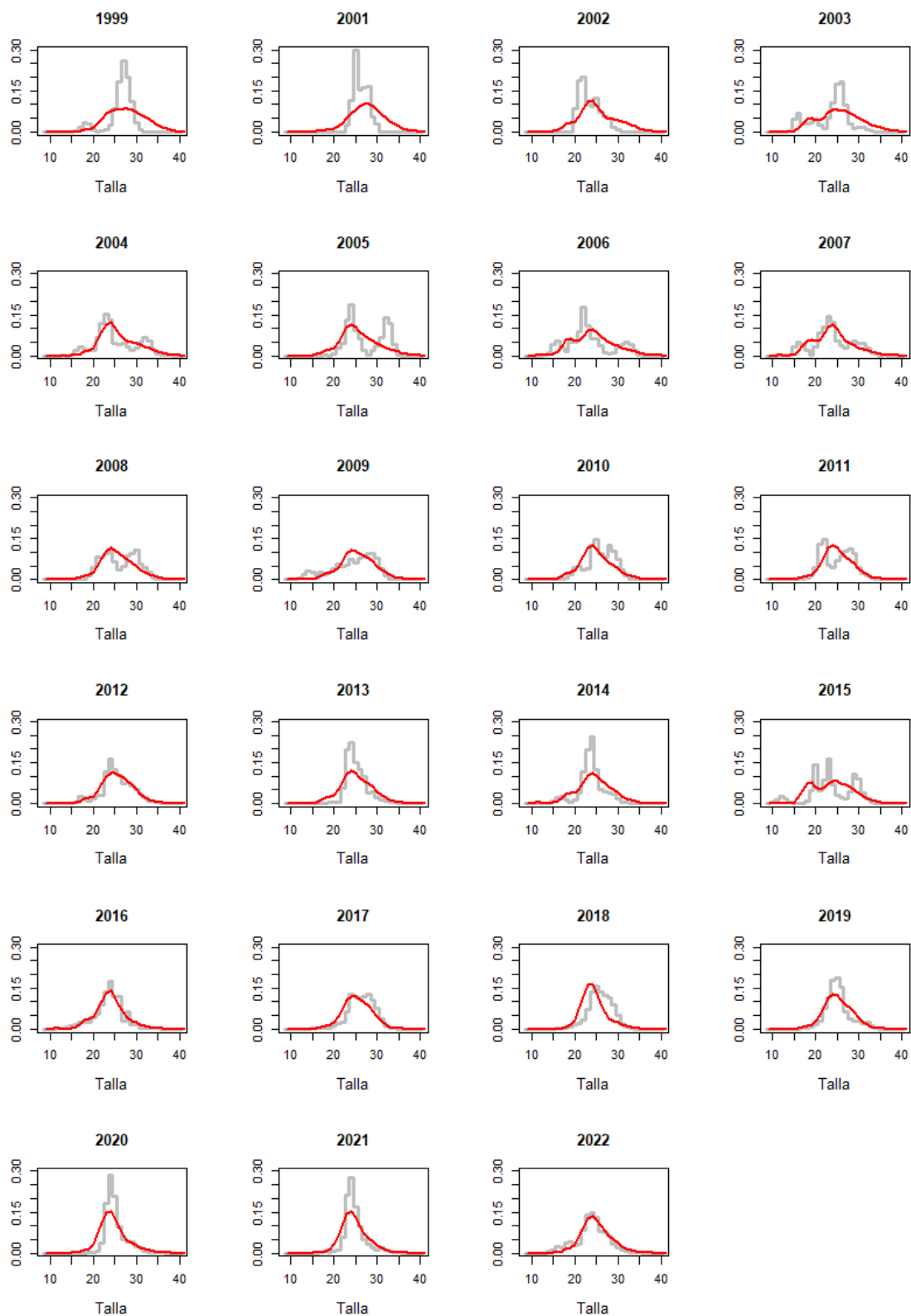


Figura B4. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales de BOTELLA.

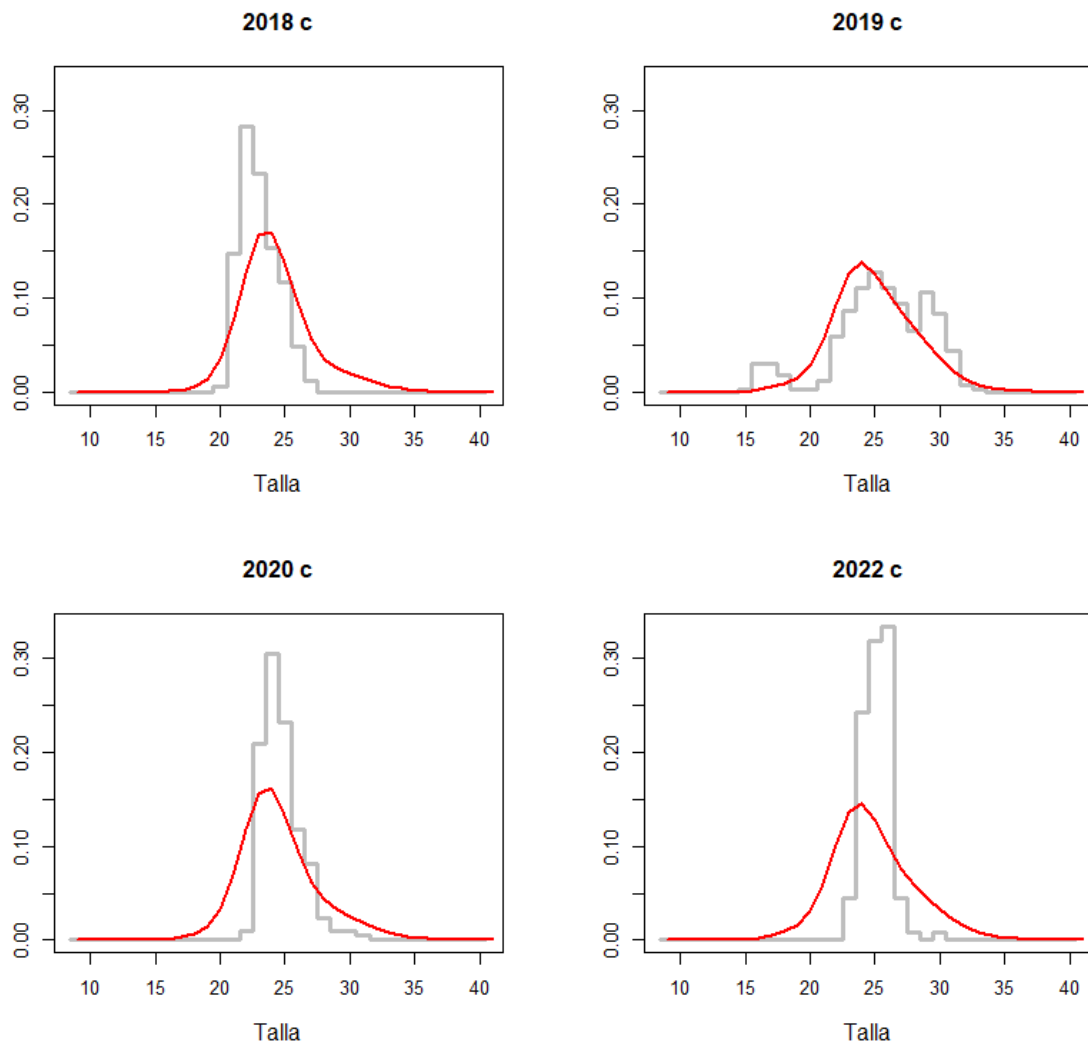


Figura B5. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de los cruceros acústicos de **BOTELLA**.

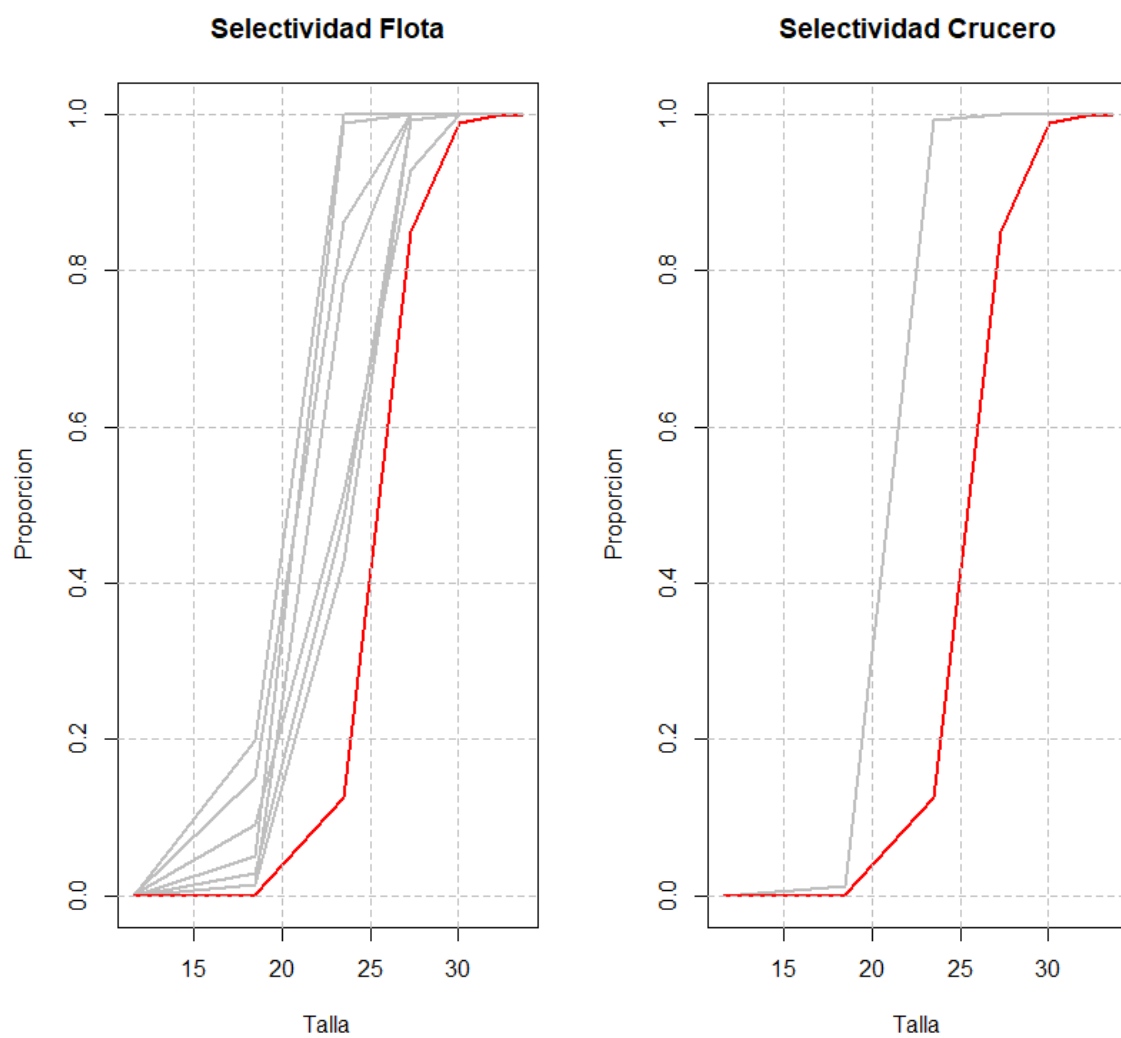


Figura B6. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (izquierda), los cruceros acústicos (derecha) y madurez sexual (rojo) de **BOTELLA**.

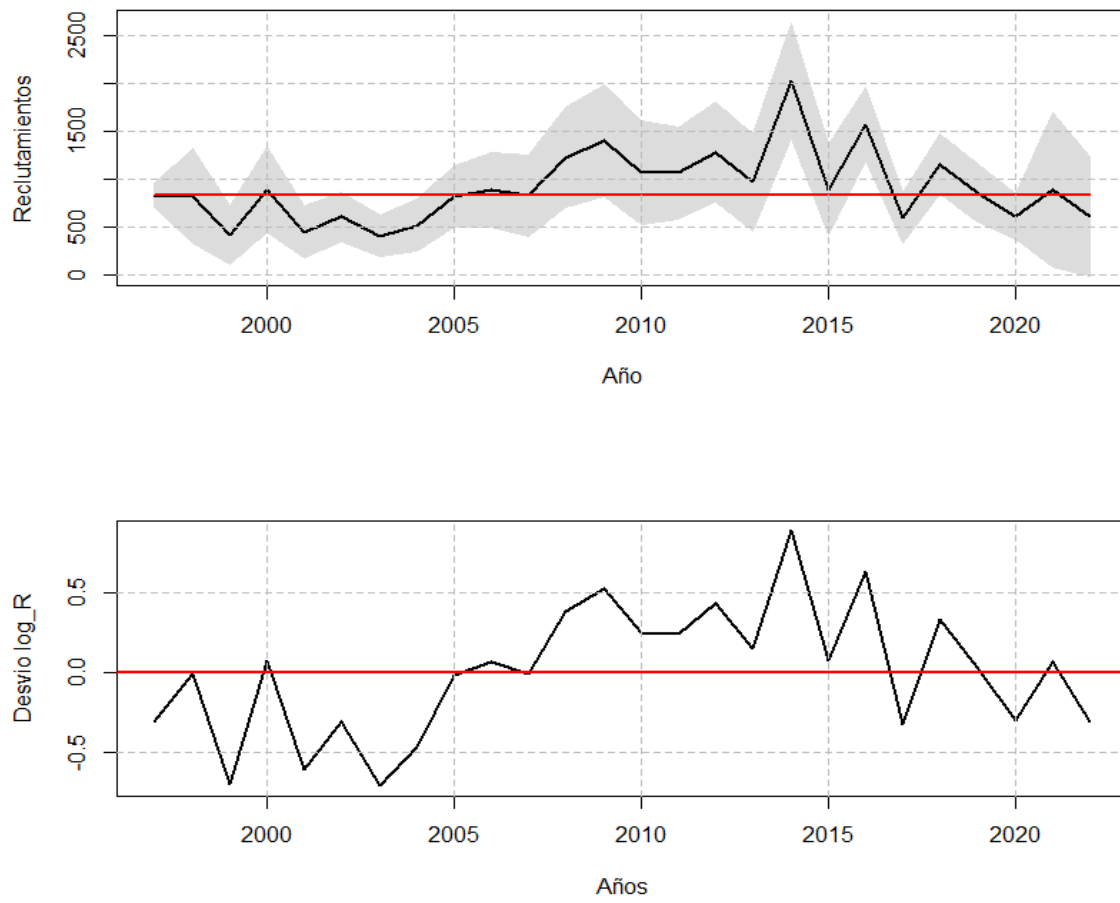


Figura B7. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales de **BOTELLA**. La zona gris representa los intervalos de confianza al 95%

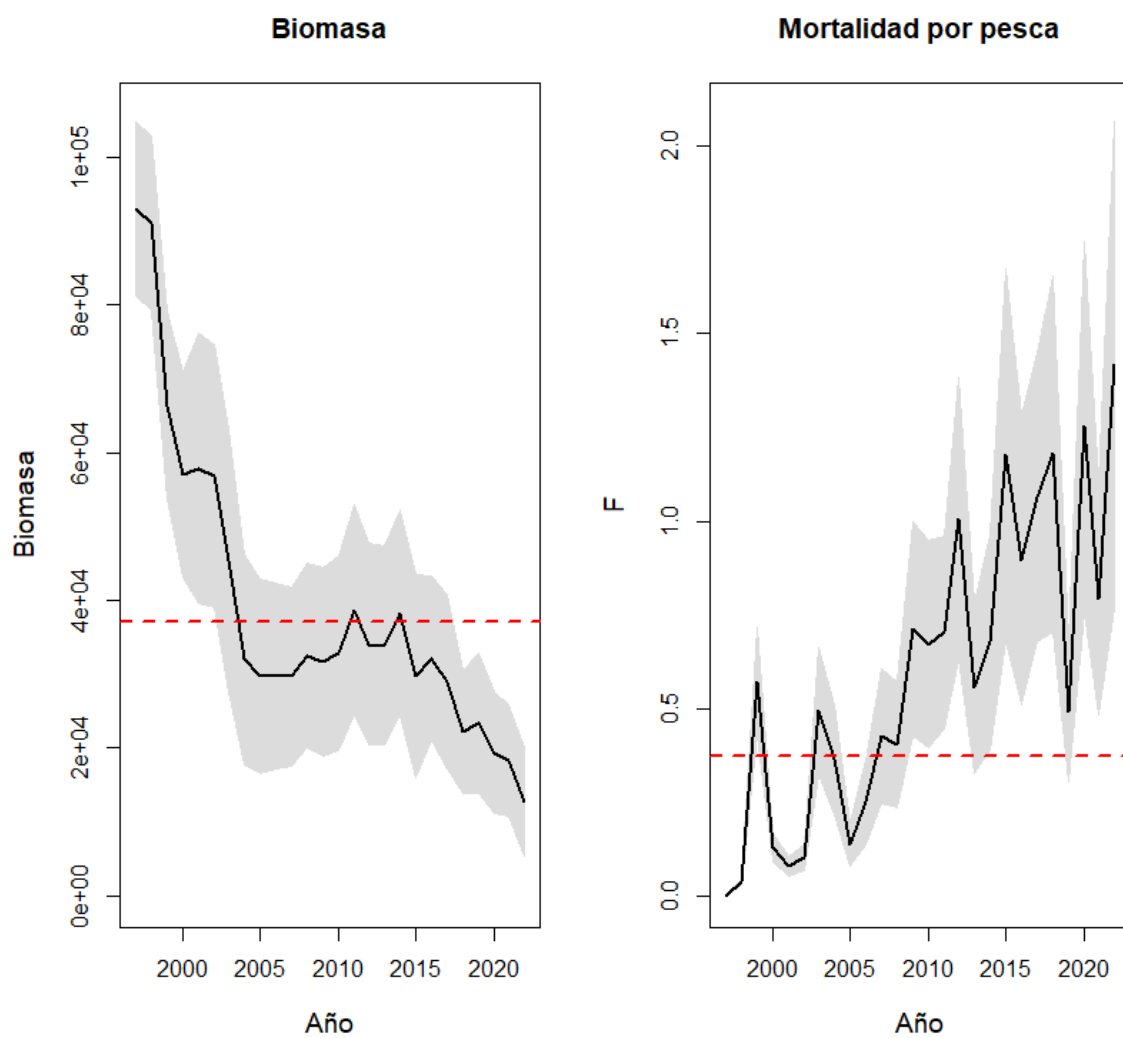


Figura B8. Biomasa y mortalidad por pesca de **BOTELLA**. La línea delgada segmentada corresponde a los valores de referencia RMS. La zona gris representa los intervalos de confianza al 95%

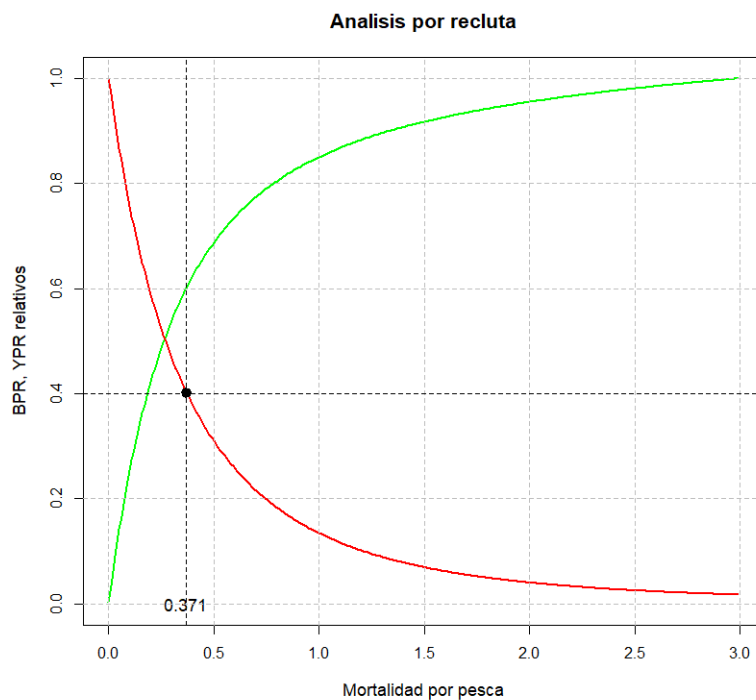


Figura B9. Análisis por recluta y mortalidad por pesca equivalente al RMS de BOTELLA.

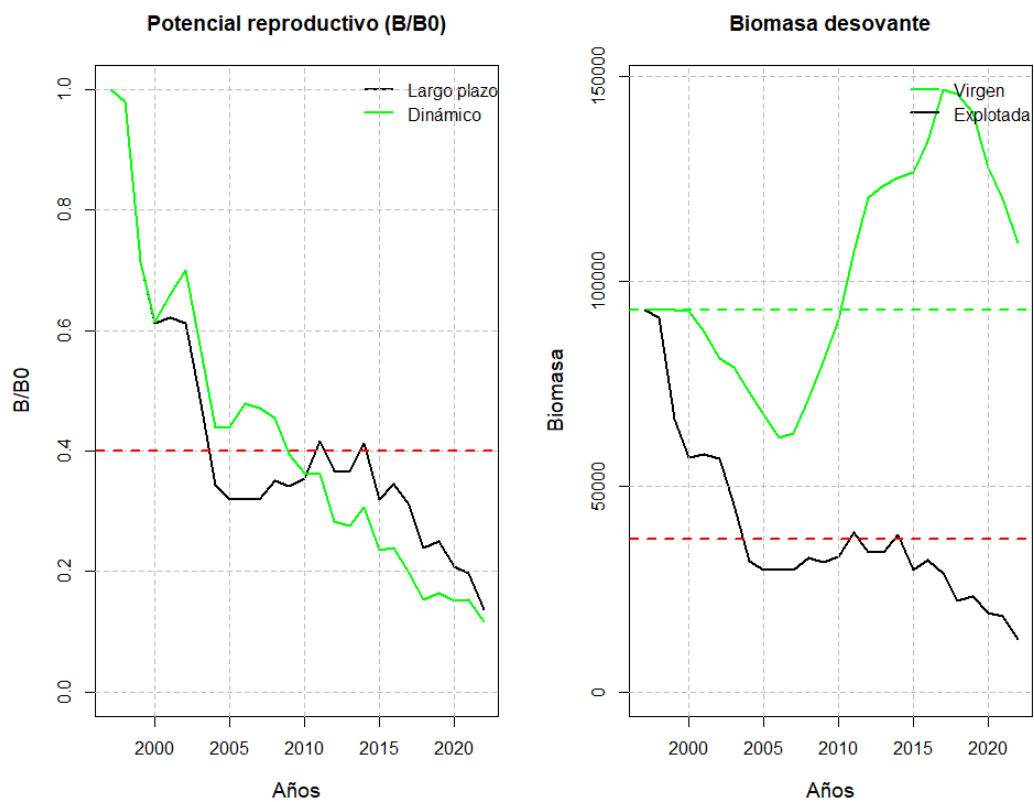


Figura B10. Variación anual del potencial reproductivo y la biomasa virgen de BOTELLA.

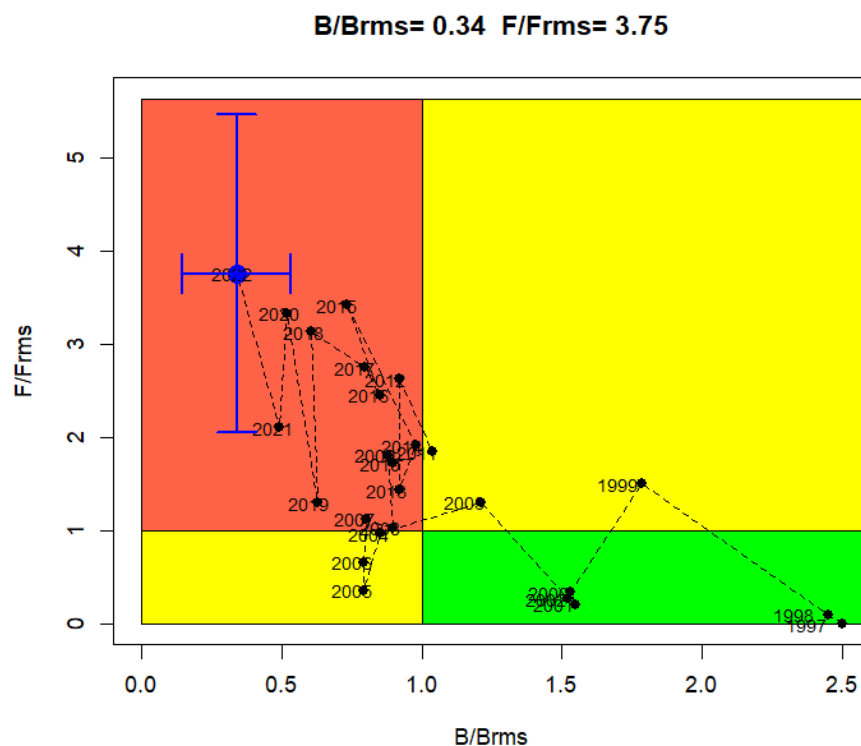


Figura B11. Diagrama de Kobe (abajo). El círculo azul y barras de error representa la condición actual. Recurso **BOTELLA**.

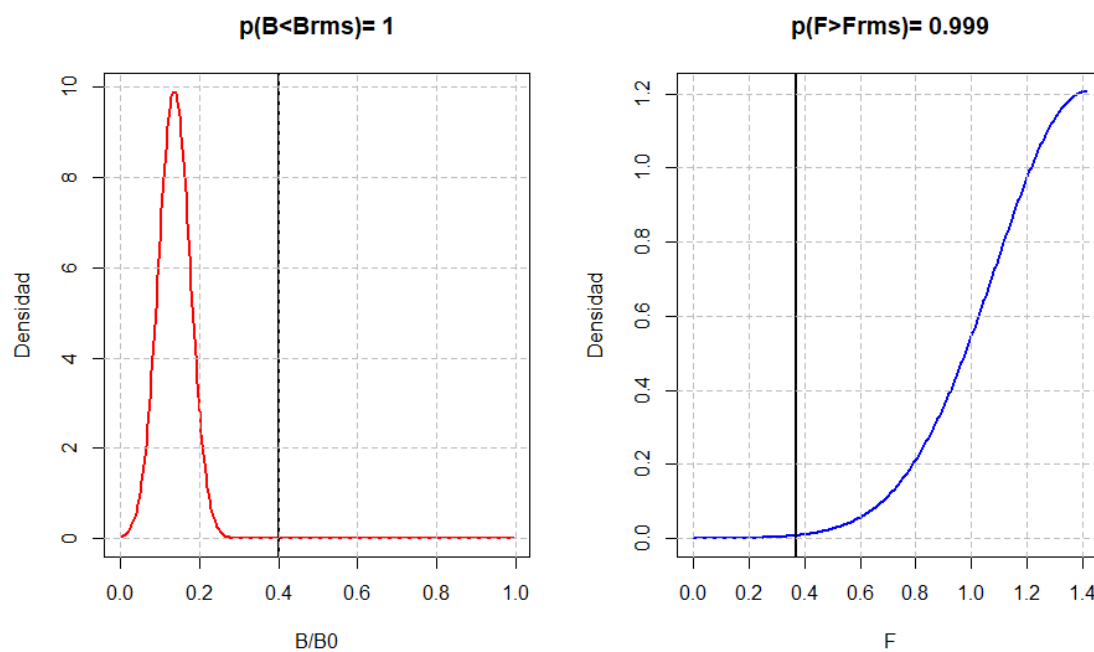


Figura B12. Curvas de riesgo de sobreexplotación (línea roja) y sobrepesca (línea azul) de **BOTELLA**.



Figura B13. Biomasa desovante y razón de biomasa virginal para distintos escenarios de evaluación alternativos en **BOTELLA**.

Tabla B1. Series de capturas, CPUE y biomasa acústica empleadas en la evaluación del stock del recurso **BOTELLA**.

Año	Desembarques	CPUErel	B.Acustica
1997	1	0.00	0
1998	4201	0.00	0
1999	48913	1.44	0
2000	9317	0.74	0
2001	5686	2.08	0
2002	9806	0.58	0
2003	36297	0.61	0
2004	19710	0.58	0
2005	6545	0.56	0
2006	13034	0.50	0
2007	25178	0.56	0
2008	19388	0.49	0
2009	34956	0.58	0
2010	35273	0.47	0
2011	43812	0.61	0
2012	56403	0.88	0
2013	28856	0.57	122000
2014	42140	0.53	0
2015	64533	0.58	0
2016	52538	0.62	0
2017	60167	0.54	0
2018	64647	0.47	118000
2019	20712	0.50	138000
2020	55844	0.46	90831
2021	30972	0.52	0
2022	40133	0.33	20999

Tabla B2. Estimaciones anuales de biomasa desovante, reclutamiento relativo a R0 (R_R0), mortalidad por pesca (Fcr), índice de sobrepesca (F_Frms), índice de sobreexplotación (B_Brms), proporción de B0 de largo plazo (B/B0) y razón de potencial reproductivo dinámico (SPR) del recurso BOTELLA.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Frms	B_Brms	B_B0	SPRdin
1997	92947.4	1.00	0.00	0.00	2.50	1.00	1.00
1998	91051.1	0.99	0.04	0.10	2.45	0.98	0.98
1999	66410.6	0.50	0.57	1.54	1.79	0.71	0.71
2000	56982.3	1.07	0.13	0.35	1.53	0.61	0.61
2001	57813.5	0.54	0.08	0.21	1.55	0.62	0.66
2002	56844.5	0.73	0.10	0.28	1.53	0.61	0.70
2003	45403.9	0.49	0.49	1.33	1.22	0.49	0.58
2004	31977.1	0.63	0.36	0.98	0.86	0.34	0.44
2005	29704.4	0.98	0.14	0.37	0.80	0.32	0.44
2006	29683.0	1.07	0.25	0.67	0.80	0.32	0.48
2007	29689.3	0.99	0.43	1.15	0.80	0.32	0.47
2008	32542.2	1.46	0.40	1.09	0.88	0.35	0.45
2009	31684.9	1.68	0.71	1.92	0.85	0.34	0.39
2010	32864.2	1.28	0.67	1.81	0.88	0.35	0.36
2011	38704.9	1.27	0.70	1.89	1.04	0.42	0.36
2012	34061.7	1.53	1.01	2.71	0.92	0.37	0.28
2013	33878.0	1.16	0.55	1.49	0.91	0.36	0.27
2014	38349.3	2.42	0.68	1.82	1.03	0.41	0.31
2015	29706.7	1.07	1.18	3.18	0.80	0.32	0.23
2016	32136.0	1.88	0.90	2.41	0.86	0.35	0.24
2017	28935.2	0.72	1.06	2.86	0.78	0.31	0.20
2018	22245.8	1.39	1.18	3.18	0.60	0.24	0.15
2019	23281.0	1.03	0.49	1.32	0.63	0.25	0.16
2020	19304.3	0.74	1.25	3.38	0.52	0.21	0.15
2021	18366.7	1.06	0.79	2.14	0.49	0.20	0.15
2022	12679.6	0.74	1.42	3.82	0.34	0.14	0.12

Tabla B3. Estimaciones de biomasa, reducción del stock (B/B_0), mortalidad natural (M), steepness (h) y talla del reclutamiento (Lr) para distintos escenarios de evaluación en **BOTELLA**.

Escenario	Verosimilitud	Biomasa	B_B0	M	h	Lr
1	2183.85	12679.6	0.14	0.60	1	11.62
2	2172.30	19257.4	0.19	0.60	1	15.40
3	2155.50	14679.1	0.25	1.28	1	15.49
4	2155.50	14680.0	0.25	1.28	1	15.49

4.1.2. MACARELA (*Scomber japonicus*)

El ajuste del modelo de análisis al índice de abundancia CPUE parece adecuado y destaca por la tendencia a la disminución que ha tenido este no obstante el incremento de los desembarques en los años más recientes (**Figura M1**), en tanto, la variabilidad temporal de la biomasa acústica no logra ser reproducida por el modelo. Una mejor bondad de ajuste del modelo se verifica en las tallas promedio de los desembarques (**Figura M2**). El error de observación o falta de ajuste es relevante debido a múltiples fuentes que caracterizan a la pesquería y al proceso de recolección de los datos. Se observan en general dos períodos de productividad en las capturas, siendo la más baja aquella iniciada a mediados de los 2000 hasta el período más reciente (**Tabla M1, Figura M1**) lo cual es consistente con las composiciones de tallas promedio de las capturas en igual período (**Figura M2**). No obstante, un diagrama qq-plot permite validar la bondad de ajuste del modelo a las composiciones de tallas y la CPUE (**Figura M3**). La talla promedio de las capturas en el período 2000-2022 es notablemente menor y una explicación en este tipo de evidencias son cambios de regímenes de productividad y la otra, un efecto mixto como resultado de una explotación intensa. Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica reflejada en el paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura M4**), mientras la falta de ajuste a las composiciones de tallas del crucero se puede relacionar entre otros factores, por ejemplo, a la discordancia entre la distribución del recurso versus la zona de evaluación acústica (**Figura M5**). De hecho, el modelo subestima la presencia de los individuos más grandes en los cruceros los años 2020 y 2022. Además de esto, la multimodalidad de estas estructuras no es consistente con lo que se observa en la pesquería (**Figura M5**). Por su lado, el patrón de selectividad muestra gran variabilidad inter-anual para los períodos de años identificados, mientras que la selectividad de los cruceros muestra una anómala tendencia creciente en función de la talla (**Figura M6**).

El análisis de las variables poblacionales indica que la población de *Scomber japonicus* ha presentado dos períodos de abundancia explicados principalmente por los reclutamientos. Un primer período 1975-1995 con altos niveles de productividad poblacional, y otro el más reciente con predominio de anomalías negativas (**Figura M7**). Los grandes pulsos de reclutamientos y anomalías positivas dominaron hasta mediados de los 90, seguido de un notable cambio de escala en cuyo caso el valor promedio de los reclutamientos ha disminuido en torno a la mitad del promedio histórico (**Figura M7**). No obstante esto, el incremento de los reclutamientos hacia los años más recientes es incierto debido al método de estimación, lo cual debería ser verificada con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. En el período de menor productividad, la biomasa desovante ha variado en torno al valor de referencia considerada para el manejo (40%B0) equivalente a 300 mil toneladas (**Figura M8, Tabla M2**), mientras la mortalidad por pesca en muy pocas ocasiones superó al valor de referencia $F_{RMS}=0.24$ (**Figura M8, Figura M9**).

El nivel de reducción poblacional al 2022 se estima cercano al objetivo y en torno al 36% de la biomasa virginal B0 (**Figura M10, Tabla M2**), lo cual corresponde al 91% del objetivo de manejo, mientras el potencial reproductivo dinámico (SPR) se estima en un 53% de una condición virginal. El diagnóstico de la población corrobora lo indicado por Canales y Jurado (2022) e indica que la población se ubica por debajo de la biomasa de referencia. De acuerdo

a lo anterior, el diagrama de Kobe ubica a la población con evidencias de ligera sobreexplotación ($B/B_{RMS} < 0.4$) y sobrepesca ($F > F_{RMS}$) (**Figura M11**), lo último traducido en un nivel de esfuerzo de pesca un 17% por encima de lo recomendable ($F/F_{RMS} = 1.17$, **Tabla M2**). La incertidumbre de estimación indica que el riesgo de sobreexplotación al 2022 es del 59% y de sobrepesca es del 66% (**Figura M12**).

Una extensión del análisis muestra que las estimaciones no son del todo robustas pues son sensibles a los escenarios evaluados (**Tabla M3**). En estas condiciones el escenario base (S1) es el que genera las mayores estimaciones respecto de aquellos en los cuales se estiman parámetros del crecimiento individual (S2), la mortalidad natural (S3) o el steepness (S4). No obstante esto, la tendencia y variabilidad general de la biomasa resultan similares (**Figura M13**).

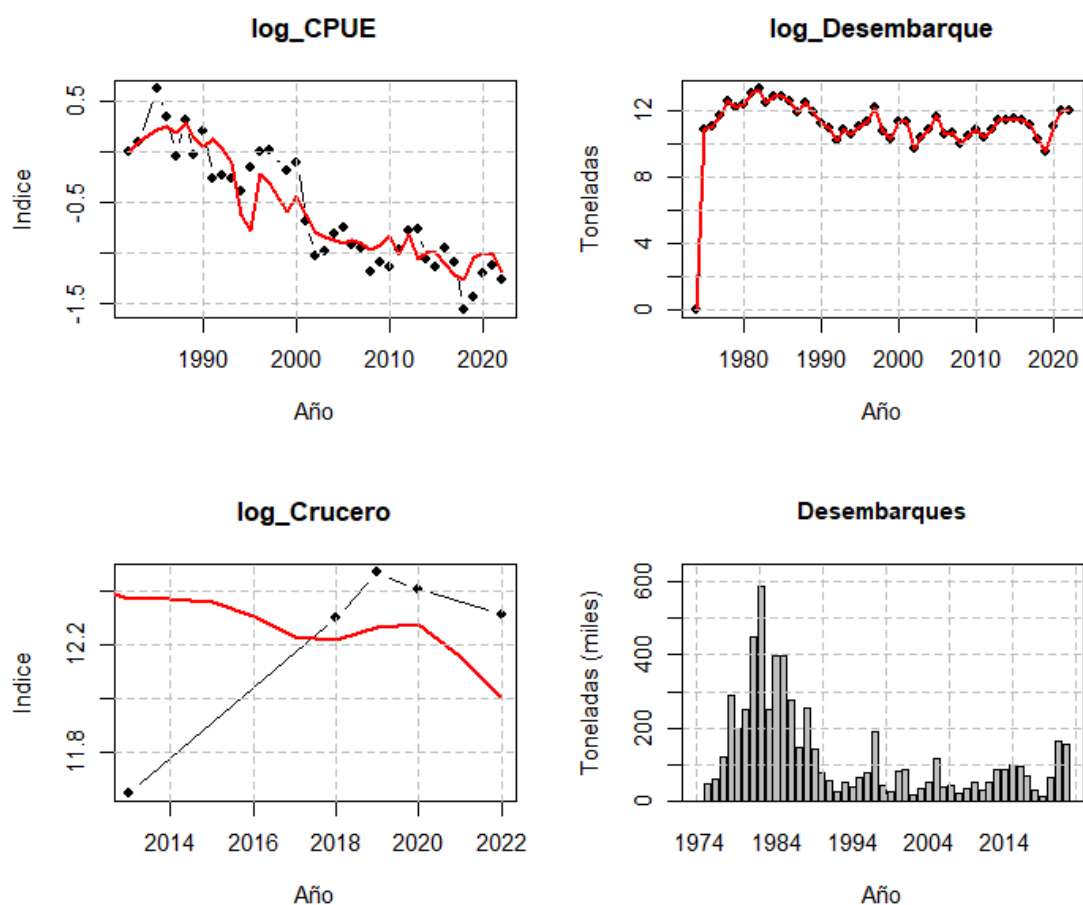


Figura M1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **MACARELA**.

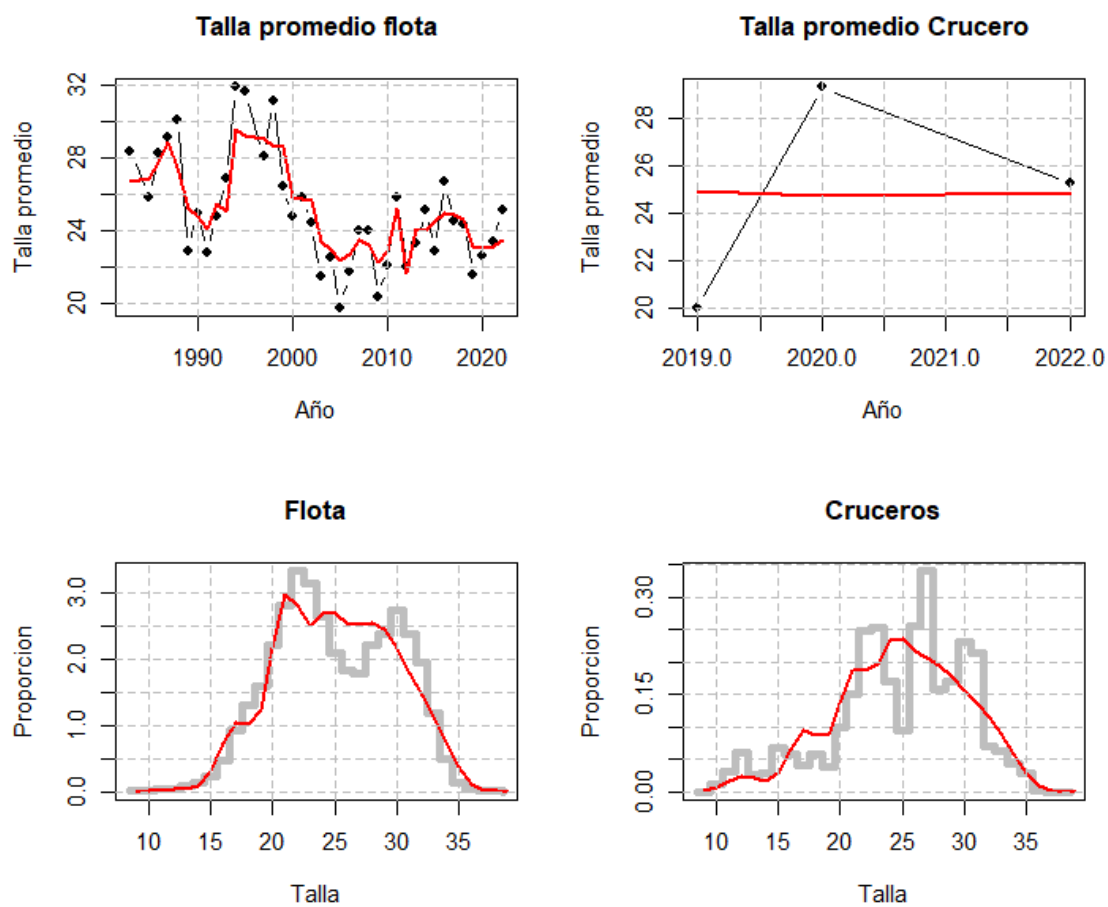


Figura M2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de MACARELA.

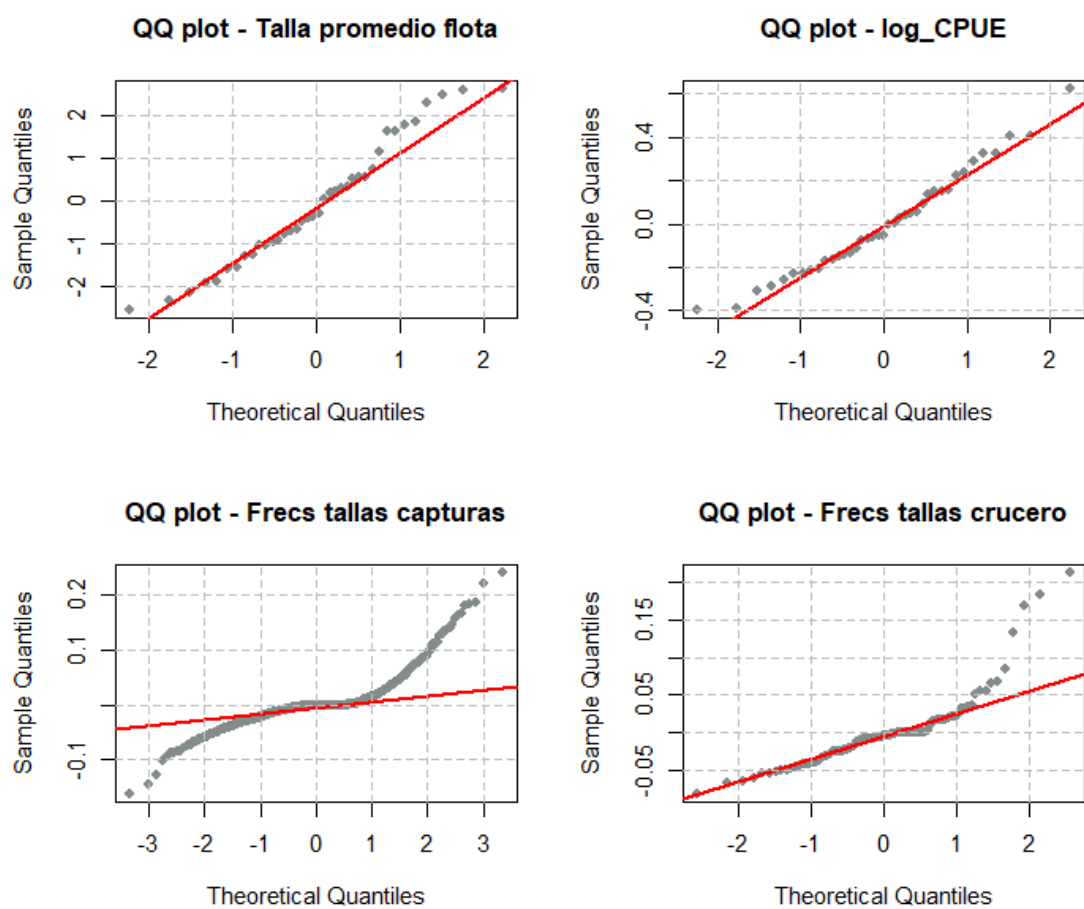


Figura M3. Diagrama de QQ-plot de la CPUE, desembarques y talla promedio observada y ajustada de **MACARELA**.

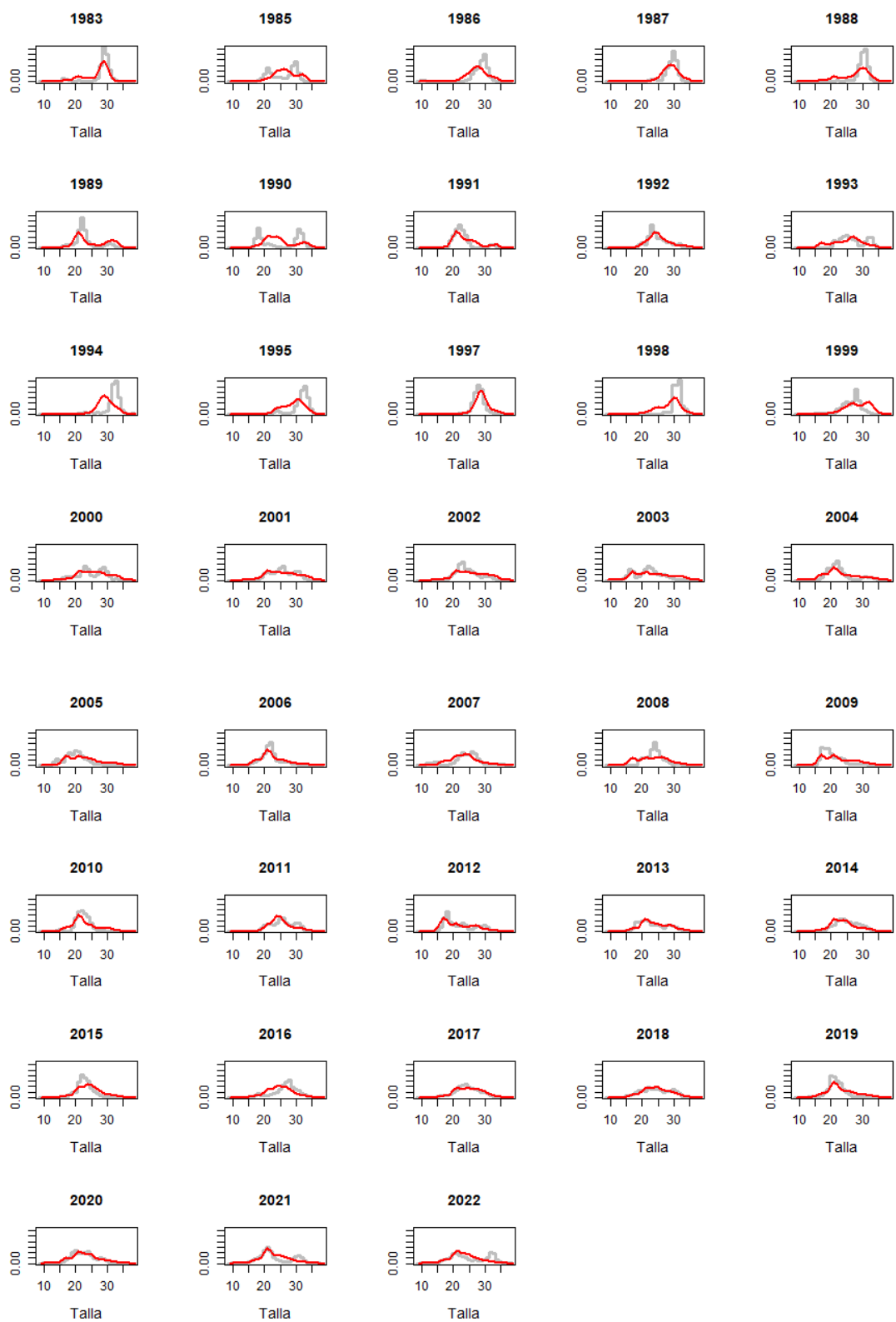


Figura M4. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales de **MACARELA**.

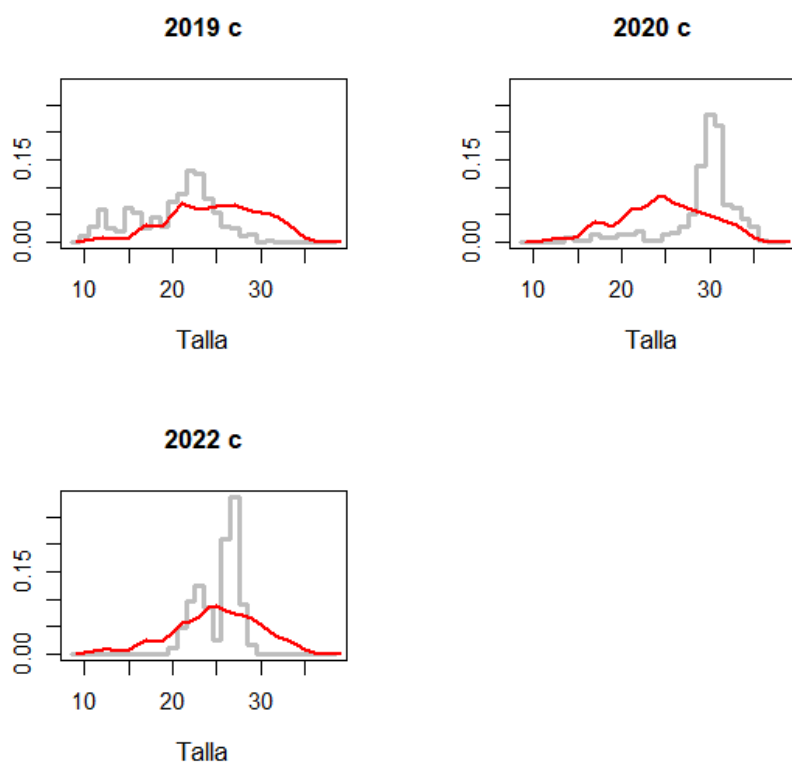


Figura M5. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de los cruceros acústicos de **MACARELA**.

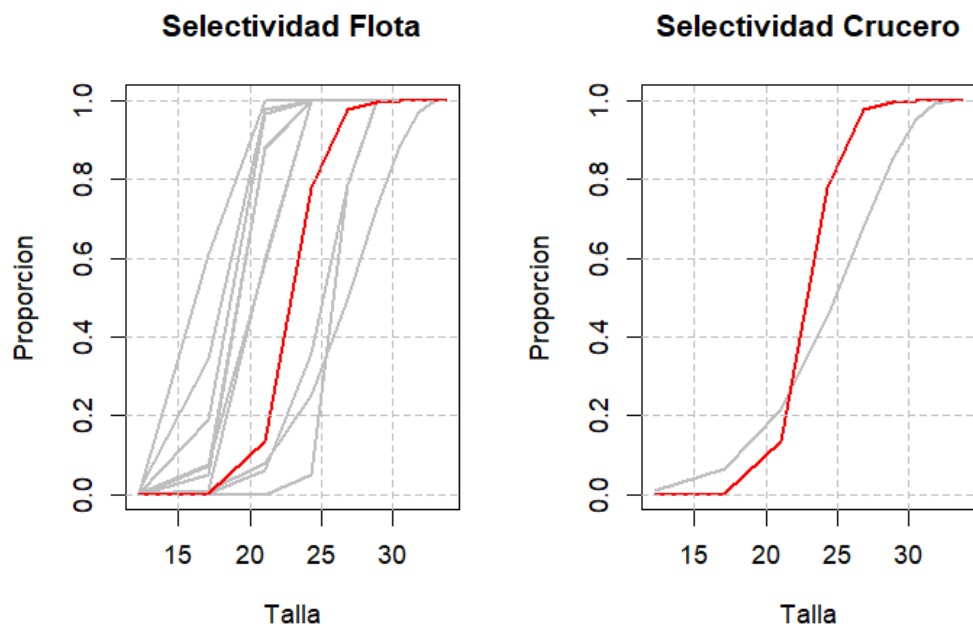


Figura M6. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba), los cruceros acústicos (abajo) y madurez sexual (rojo) de **MACARELA**.

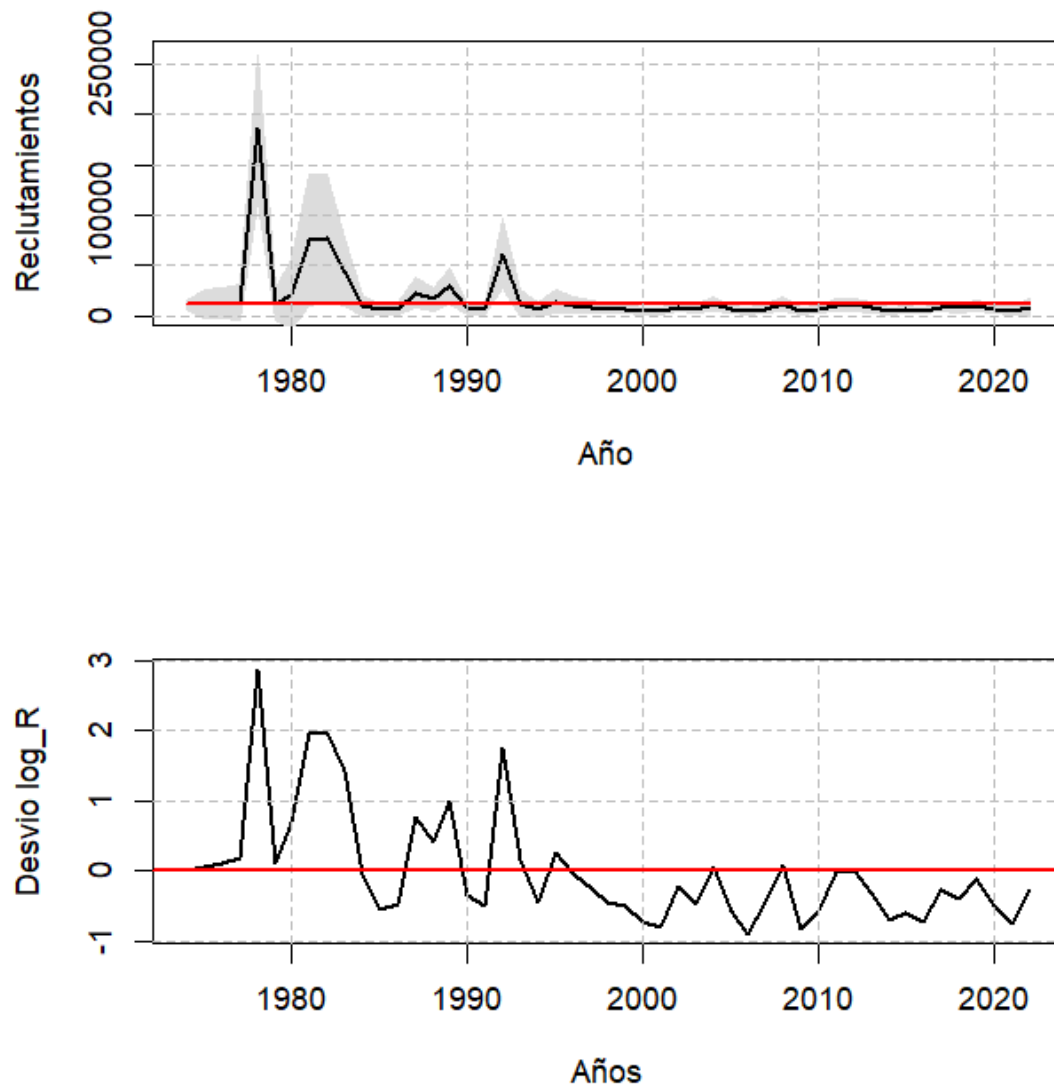


Figura M7. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales de **MACARELA**. La zona gris representa los intervalos de confianza al 95%

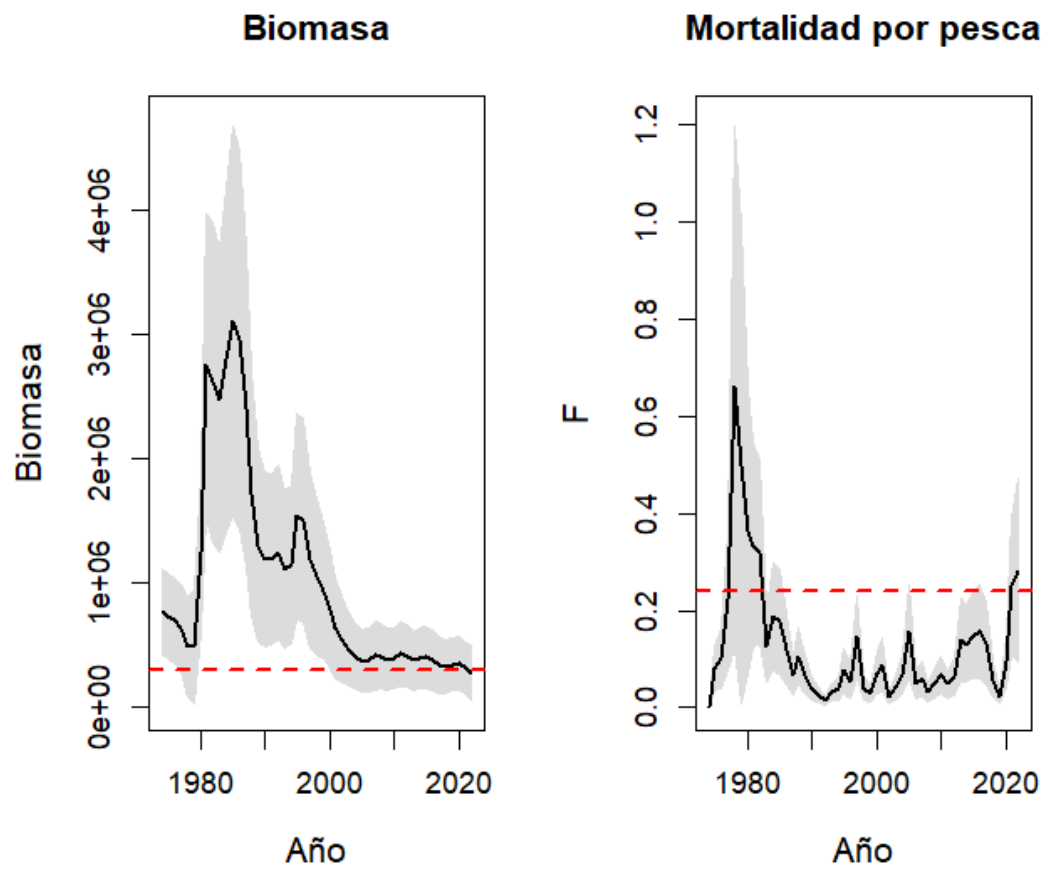


Figura M8. Biomasa y mortalidad por pesca de **MACARELA**. La línea delgada segmentada corresponde a los valores de referencia RMS. La zona gris representa los intervalos de confianza al 95%

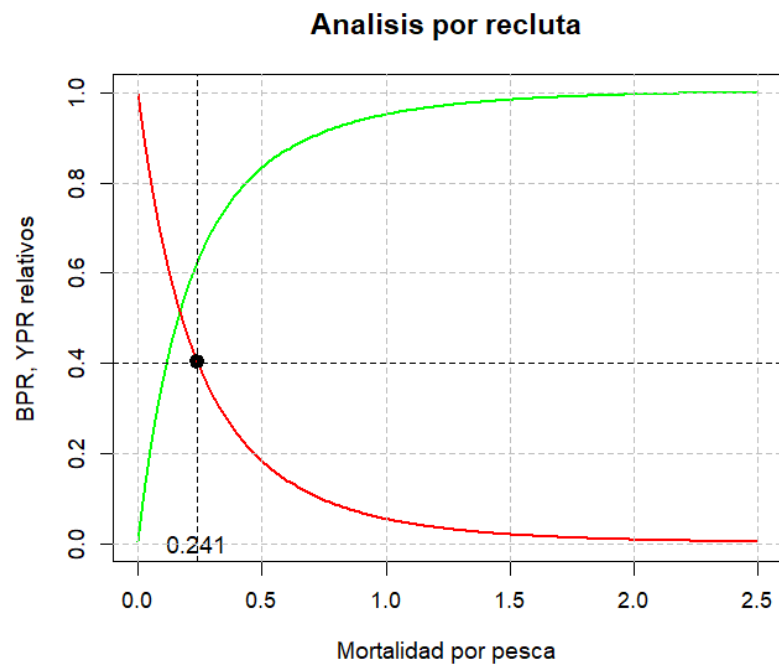


Figura M9. Análisis por recluta y mortalidad por pesca equivalente al RMS de **MACARELA**.

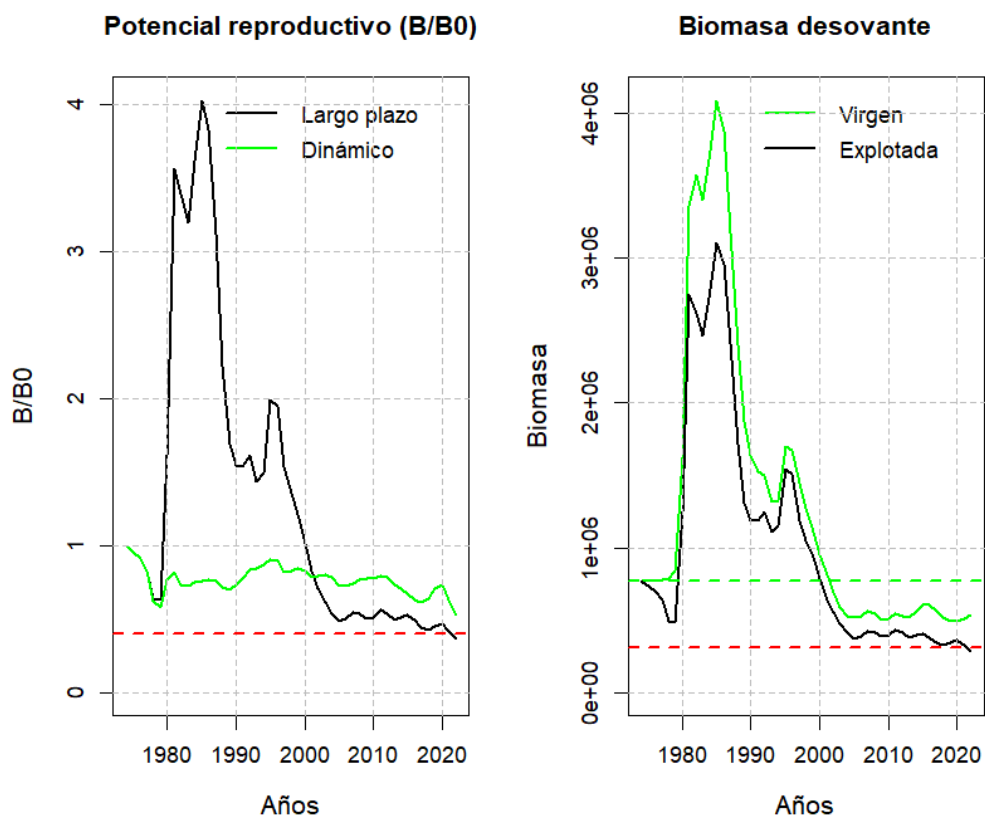


Figura M10. Variación anual del potencial reproductivo y la biomasa virgen de **MACARELA**.

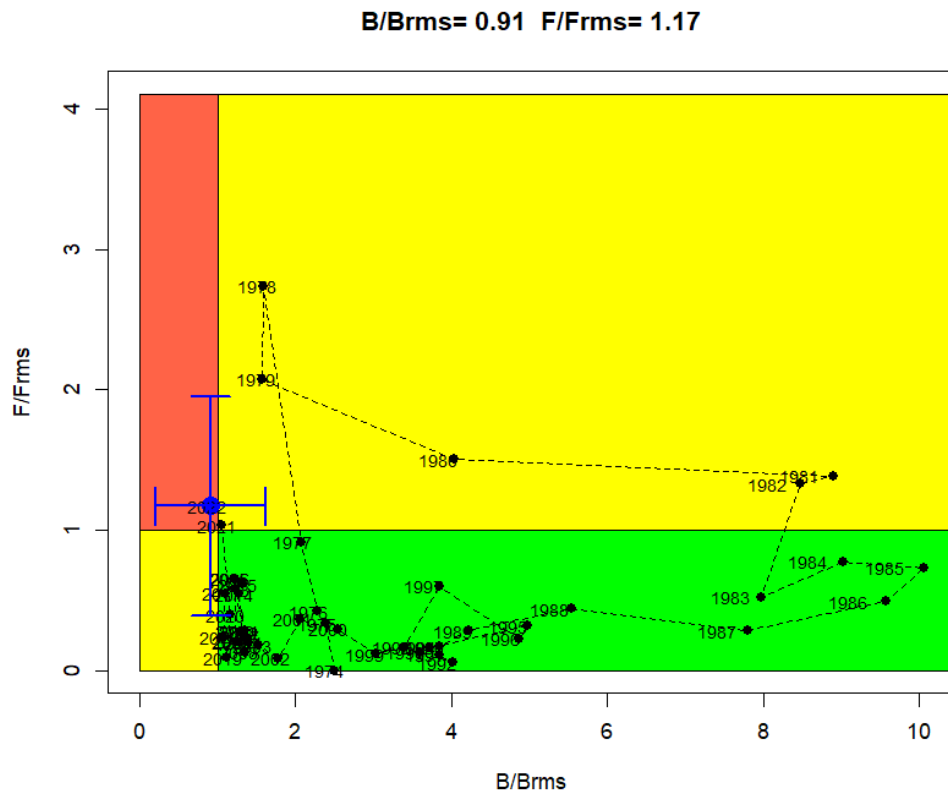


Figura M11. Diagrama de Kobe (abajo). El círculo azul y barras de error representa la condición actual. Recurso **MACARELA**.

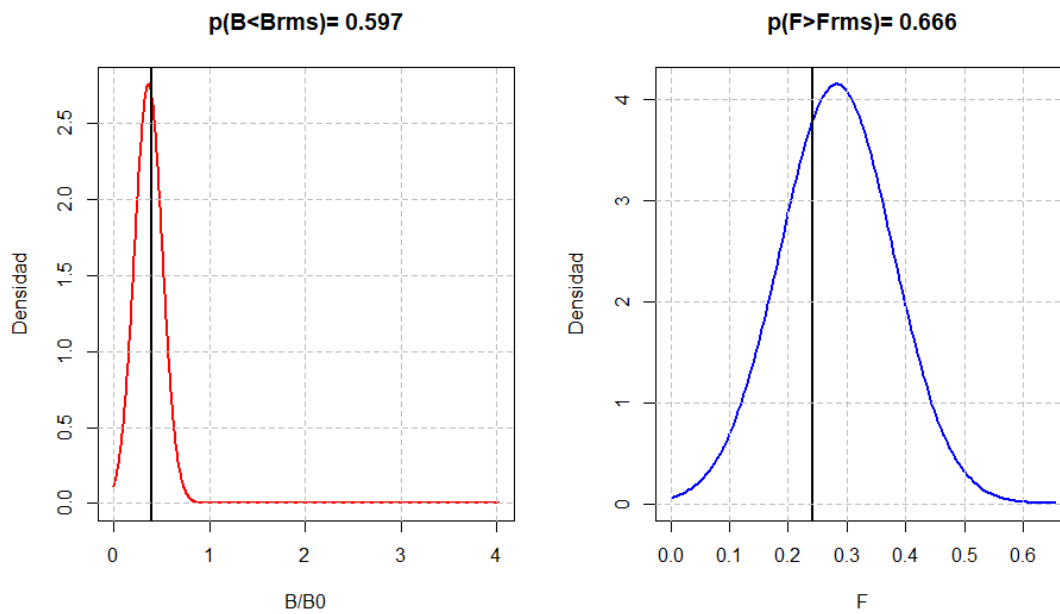


Figura M12. Curvas de riesgo de sobreexplotación (línea roja) y sobrepesca (línea azul) de **MACARELA**.

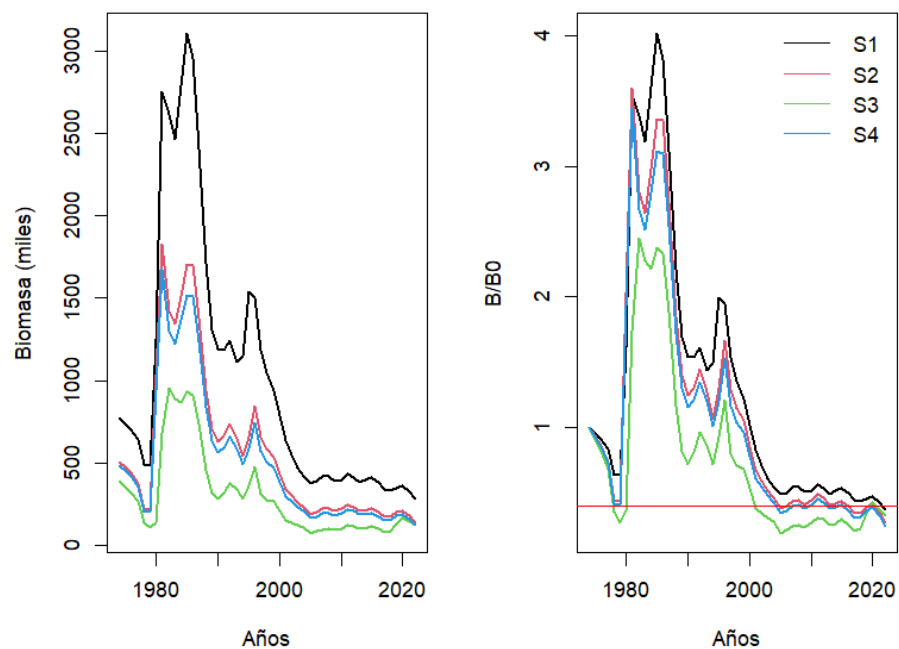


Figura M13. Biomasa desovante y razón de biomasa virginal para distintos escenarios de evaluación alternativos en **MACARELA**.

Tabla M1. Series de capturas, CPUE y biomasa acústica empleadas en la evaluación del stock del recurso **MACARELA**.

Año	Desembarques	CPUErel	B.Acustica
1974	1	0.00	0
1975	49788	0.00	0
1976	59745	0.00	0
1977	119490	0.00	0
1978	288768	0.00	0
1979	199150	0.00	0
1980	248938	0.00	0
1981	448088	0.00	0
1982	589375	1.00	0
1983	252667	1.10	0
1984	396913	0.00	0
1985	397863	1.85	0
1986	274852	1.40	0
1987	149302	0.96	0
1988	255548	1.36	0
1989	141333	0.97	0
1990	78639	1.23	0
1991	55023	0.77	0
1992	25651	0.79	0
1993	50980	0.77	0
1994	38991	0.68	0
1995	63577	0.85	0
1996	79484	1.00	0
1997	192181	1.01	0
1998	44716	0.00	0
1999	28307	0.83	0
2000	83923	0.90	0
2001	85248	0.51	0
2002	17074	0.36	0
2003	33272	0.38	0
2004	51806	0.44	0
2005	115406	0.47	0
2006	37664	0.40	0
2007	43171	0.38	0
2008	21758	0.31	0
2009	36679	0.34	0
2010	52751	0.32	0
2011	31799	0.38	0
2012	51838	0.46	0
2013	88793	0.47	115000
2014	88394	0.35	0
2015	99630	0.32	0
2016	94674	0.39	0
2017	70727	0.34	0
2018	29591	0.21	220000
2019	13983	0.24	260000
2020	64477	0.30	245050
2021	166587	0.33	0
2022	158121	0.28	222750

Tabla M2. Estimaciones anuales de biomasa desovante, reclutamiento relativo a R0 (R_R0), mortalidad por pesca (Fcr), índice de sobrepesca (F_F_{RMS}), índice de sobreexplotación (B_B_{RMS}), proporción de B0 de largo plazo (B/B0) y razón de potencial reproductivo dinámico (SPR_{din}) del recurso MACARELA.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Frms	B_Brms	B_B0	SPR _{din}
1974	772964	1.00	0.00	0.00	2.50	1.00	1.00
1975	738708	1.06	0.08	0.33	2.39	0.96	0.96
1976	703957	1.11	0.10	0.42	2.28	0.91	0.91
1977	641285	1.20	0.22	0.92	2.07	0.83	0.83
1978	491299	17.48	0.66	2.74	1.59	0.64	0.62
1979	486435	1.11	0.50	2.08	1.57	0.63	0.58
1980	1247370	1.99	0.36	1.51	4.03	1.61	0.77
1981	2751000	7.00	0.33	1.39	8.90	3.56	0.82
1982	2618790	7.27	0.32	1.33	8.47	3.39	0.73
1983	2466720	4.10	0.13	0.52	7.98	3.19	0.73
1984	2790670	0.95	0.19	0.78	9.03	3.61	0.75
1985	3109520	0.58	0.18	0.73	10.06	4.02	0.76
1986	2956880	0.62	0.12	0.49	9.56	3.83	0.76
1987	2409740	2.15	0.07	0.28	7.79	3.12	0.76
1988	1713500	1.50	0.11	0.44	5.54	2.22	0.71
1989	1305730	2.71	0.07	0.28	4.22	1.69	0.70
1990	1191180	0.71	0.04	0.17	3.85	1.54	0.73
1991	1188610	0.60	0.03	0.11	3.84	1.54	0.78
1992	1243930	5.76	0.01	0.06	4.02	1.61	0.83
1993	1109280	1.16	0.03	0.13	3.59	1.44	0.84
1994	1152280	0.64	0.04	0.17	3.73	1.49	0.87
1995	1539480	1.31	0.08	0.32	4.98	1.99	0.90
1996	1505780	0.96	0.05	0.23	4.87	1.95	0.90
1997	1186760	0.77	0.14	0.60	3.84	1.54	0.82
1998	1050600	0.64	0.04	0.16	3.40	1.36	0.83
1999	937794	0.60	0.03	0.12	3.03	1.21	0.84
2000	784737	0.48	0.07	0.30	2.54	1.02	0.82
2001	637091	0.45	0.09	0.37	2.06	0.82	0.78
2002	548960	0.81	0.02	0.09	1.78	0.71	0.79
2003	470844	0.63	0.04	0.18	1.52	0.61	0.80
2004	415841	1.06	0.07	0.28	1.34	0.54	0.79
2005	373128	0.56	0.16	0.65	1.21	0.48	0.72
2006	385962	0.41	0.05	0.20	1.25	0.50	0.73
2007	419181	0.64	0.06	0.24	1.36	0.54	0.74
2008	416187	1.10	0.03	0.13	1.35	0.54	0.76
2009	389172	0.44	0.05	0.21	1.26	0.50	0.77
2010	396996	0.56	0.07	0.28	1.28	0.51	0.78
2011	433531	0.98	0.05	0.20	1.40	0.56	0.79
2012	413273	1.01	0.06	0.27	1.34	0.53	0.78
2013	379803	0.73	0.14	0.58	1.23	0.49	0.73
2014	396001	0.49	0.13	0.54	1.28	0.51	0.70
2015	408756	0.55	0.15	0.61	1.32	0.53	0.67
2016	381063	0.48	0.16	0.65	1.23	0.49	0.63
2017	341255	0.75	0.13	0.55	1.10	0.44	0.61
2018	331120	0.67	0.06	0.24	1.07	0.43	0.64
2019	345961	0.88	0.02	0.09	1.12	0.45	0.71
2020	359995	0.61	0.10	0.40	1.16	0.47	0.73
2021	323831	0.47	0.25	1.03	1.05	0.42	0.63
2022	281682	0.76	0.28	1.17	0.91	0.36	0.53

Tabla M3. Estimaciones de biomasa, reducción del stock (B/B0), mortalidad natural (M), steepness (h) y talla del reclutamiento (Lr) para distintos escenarios de evaluación en **MACARELA**.

Escenario	Verosimilitud	Biomasa	B_B0	M	h	Lr
1	3462.32	281682	0.36	0.50	1.00	12.19
2	3453.80	138122	0.27	0.50	1.00	12.65
3	3461.36	125006	0.32	0.47	1.00	12.15
4	3453.56	118670	0.24	0.48	0.96	12.68

4.1.3. PICUDILLO (*Decapterus macrosoma*)

La pesquería de Picudillo ha presentado gran variabilidad y dos momentos máximos en sus desembarques desde sus inicios en la década del 2000, alcanzando un récord de capturas el 2016 con 70 mil toneladas (**Tabla PIC1, Figura PIC1**). La reducción de los desembarques desde el 2017 se ha visto reflejada en el índice de abundancia CPUE (**Figura PIC1**). El modelo de estimación reproduce las principales tendencias de los datos como es la CPUE y la talla promedio de las capturas (**Figuras PIC1, PIC2, PIC3**), y en menor nivel la biomasa de los cruceros acústicos. Las composiciones de tallas anuales de las capturas y los cruceros muestran una notable dinámica reflejada por su bi-modalidad que en algunos años el modelo no logra reproducir, así como del paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura PIC4, Figura PIC5**). Las razones de esta falta de ajuste pueden ser de diversa naturaleza, ya sea como el resultado de una dinámica poblacional compleja o errores de observación contenida tanto en los datos como en los parámetros biológicos. La selectividad se estima orientada principalmente sobre los individuos mayores a 18 cm LF y muy por sobre la talla de madurez (16 cm LF), mientras la disponibilidad a la talla registrada en los cruceros se estima similar al patrón de madurez sexual a la talla (**Figura PIC6**).

La población de *Decapterus macrosoma* ha tenido variaciones relacionadas con el reclutamiento, los cuales muestran un período de baja productividad a partir del 2017 y anomalías negativas (**Figura PIC7**). La estimación de biomasa presenta importante incertidumbre producto de la falta de ajuste del modelo antes comentado, no obstante la mayor parte de esta incertidumbre se encuentra por sobre el valor de referencia B_{RMS} , al igual que la mortalidad por pesca por debajo del valor F_{RMS} (**Figura PIC8, Tabla PIC2**). El nivel de reducción poblacional al 2022 se estima en un 46% y por sobre el objetivo de manejo, mientras el potencial reproductivo dinámico se estima en un 70% de una condición virginal (**Figura PIC10, Tabla PIC2**). El alto potencial desovante indica que las capturas no han sido el principal factor en la disminución de la población sino los reclutamientos. En efecto y no obstante la favorable condición del recurso ($B > B_{RMS}$), el diagrama de Kobe y los intervalos de confianza indican que la población se encontraría con riesgo de sobreexplotación (si $B/B_{RMS} < 1.0$) pero sin riesgo de sobrepesca (si $F/F_{RMS} > 1.0$) (**Figura PIC8**). El riesgo de sobreexplotación al 2022 se estima de un 40% (**Figura PIC12**).

Una extensión del análisis muestra que la escala de la biomasa es muy sensible a los escenarios supuestos, aunque en menor medida si se considera la biomasa relativa a B_0 (B/B_0). No obstante esto, en todos los casos analizados la condición del recurso se observa sin sobreexplotación pese el riesgo antes mencionado (**Figura PIC13, Tabla PIC3**). El mejor ajuste del modelo a los datos correspondió al escenario S3-S4 (mínimo valor de verosimilitud) (**Tabla PIC3**) en el cual la población podría encontrarse próxima al 53% de la biomasa B_0 . En este caso, la talla del reclutamiento se estima menor y en 10 cm. Del mismo modo se concluye que los datos no permiten la estimación del steepness (S4 valor $h=1$ similar al supuesto inicial S1) en tanto la mortalidad natural podría ser incluso levemente menor al escenario base ($M=0.87$ vs $M=1.2$).

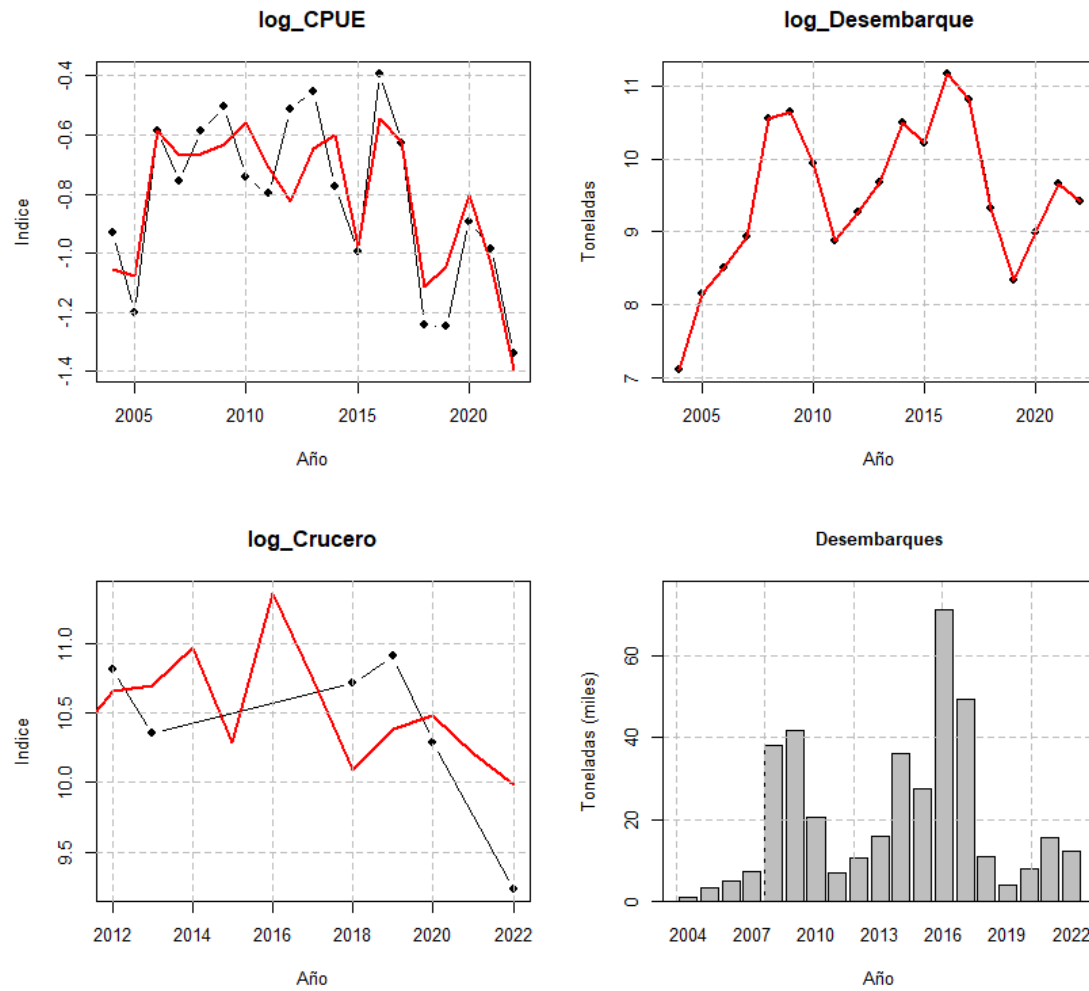


Figura PIC1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **PICUDILLO**.

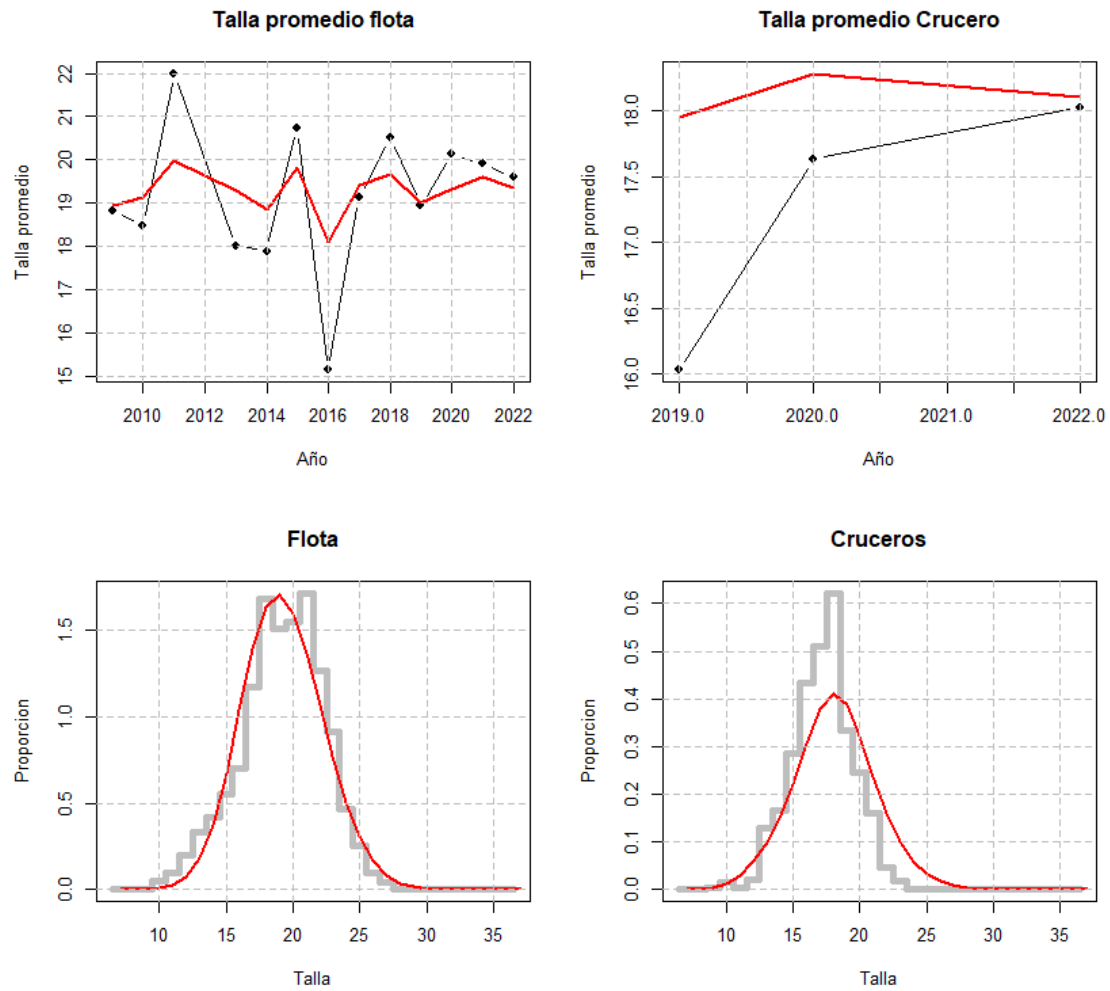


Figura PIC2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de **PICUDILLO**.

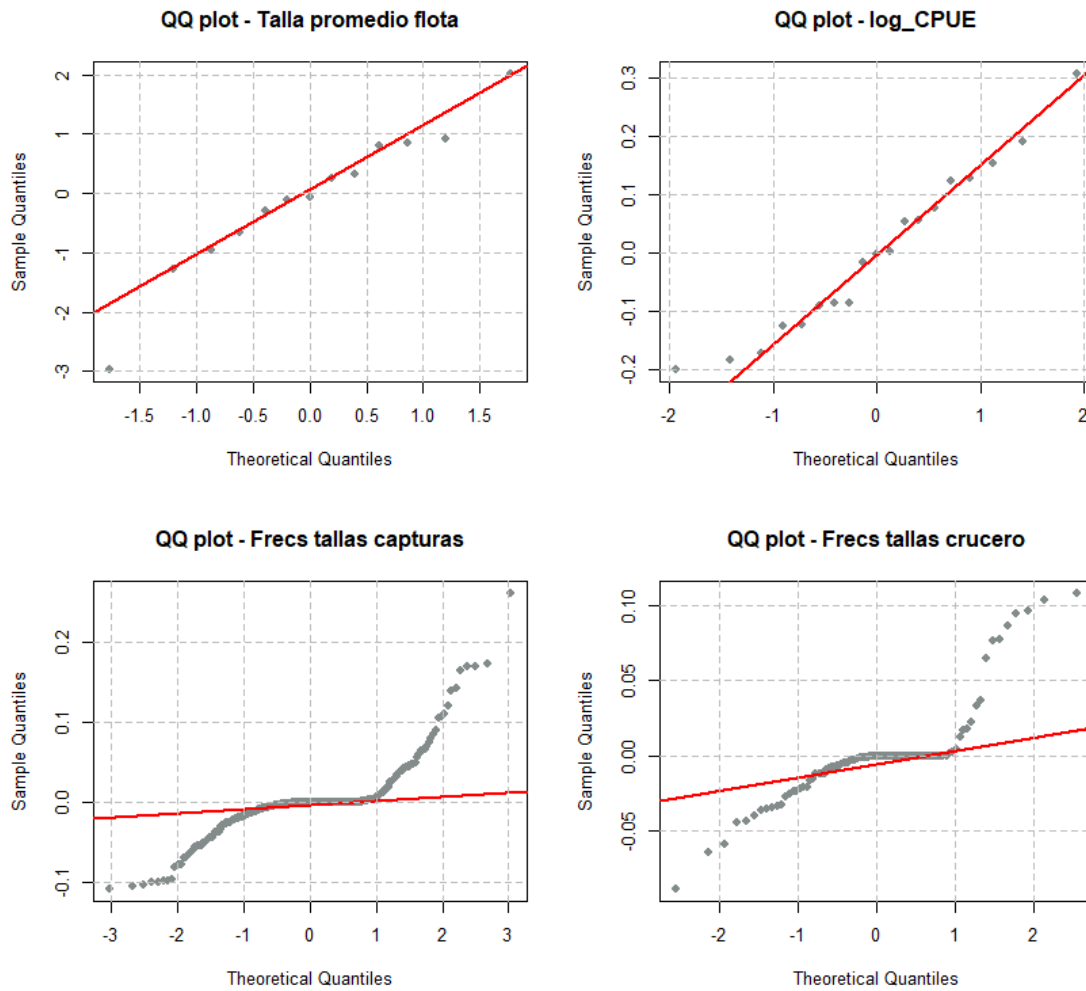


Figura PIC3. Diagrama de QQ-plot de la CPUE, desembarques y talla promedio observada y ajustada de **PICUDILLO**.

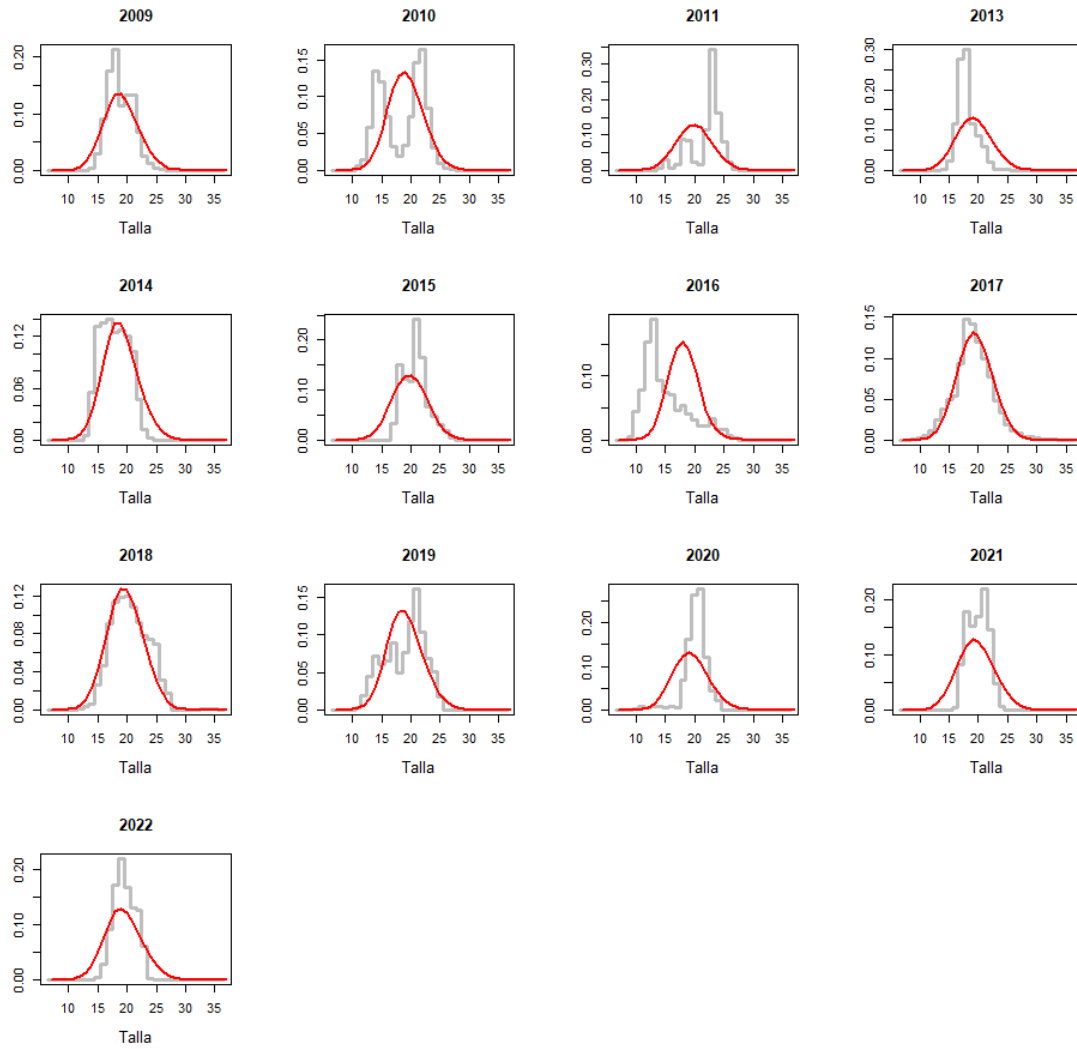


Figura PIC4. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales de **PICUDILLO**.

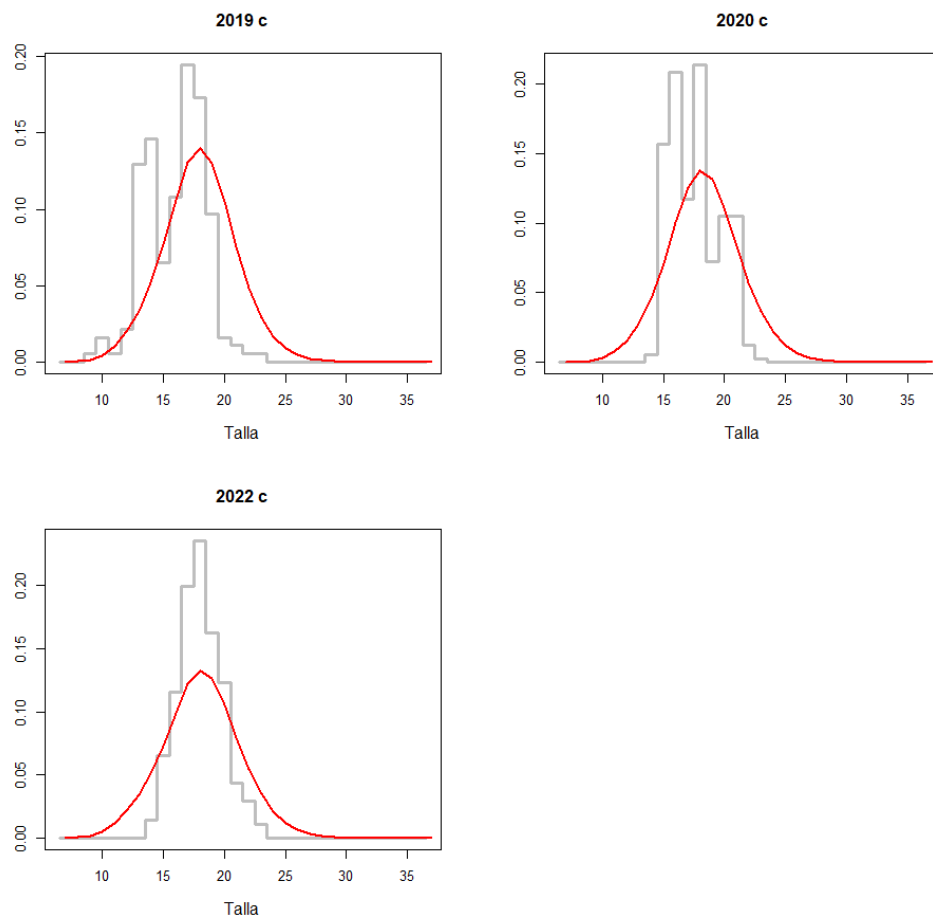


Figura PIC5. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de los cruceros acústicos de **PICUDILLO**.

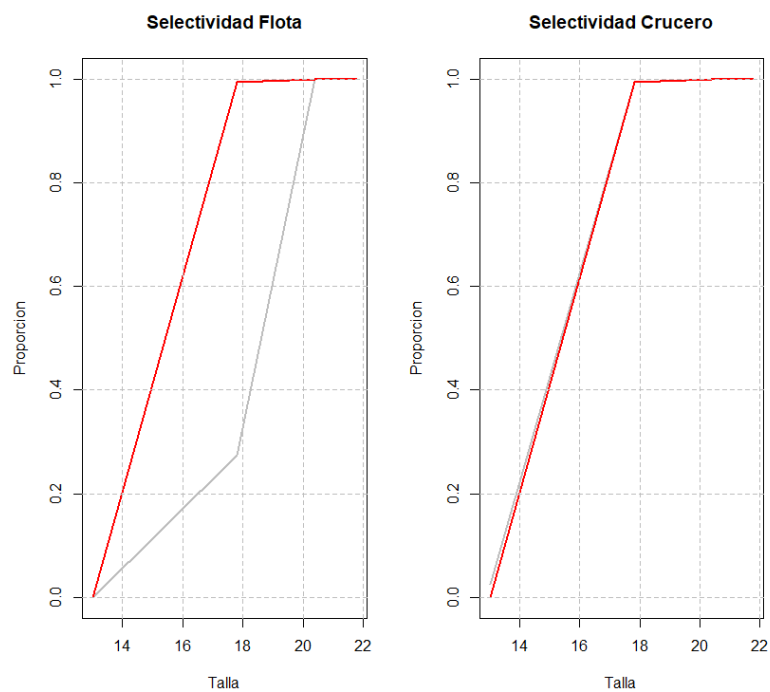


Figura PIC6. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba), los cruceros acústicos (abajo) y madurez sexual (rojo) de **PICUDILLO**.

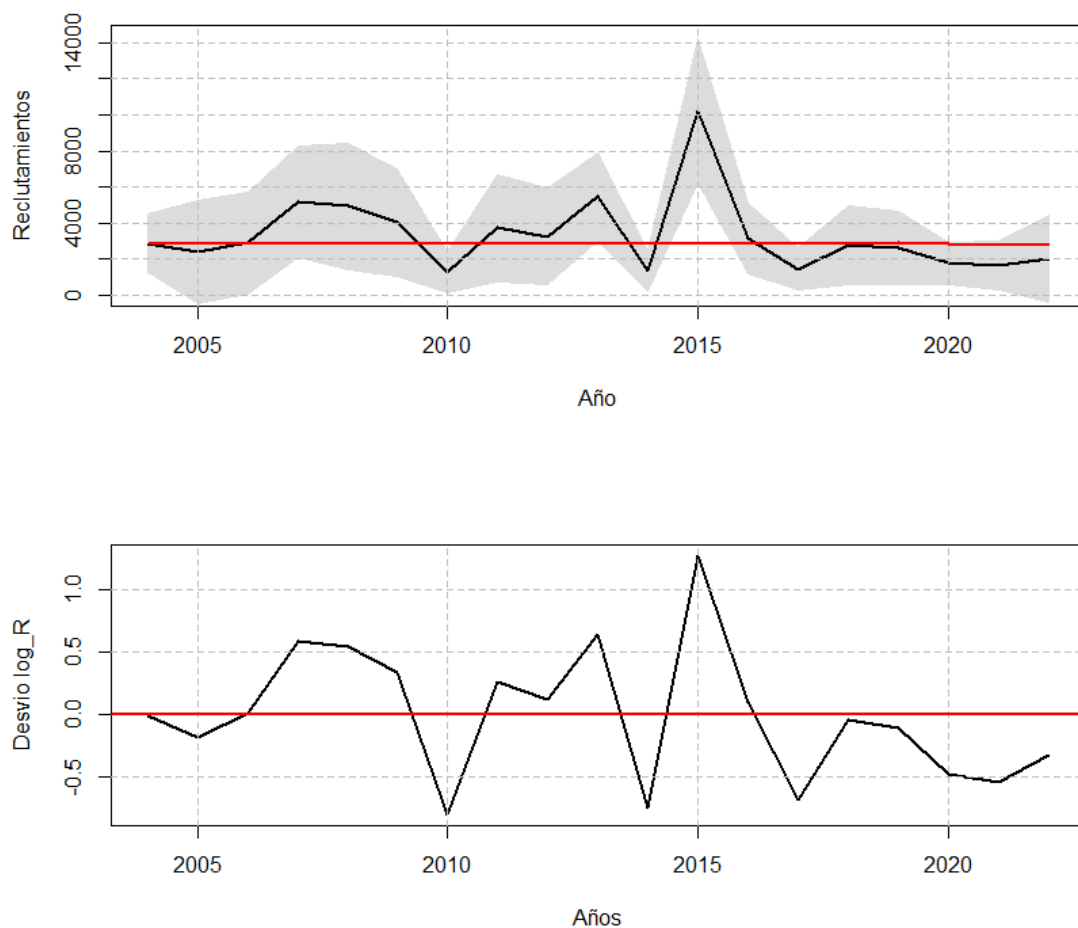


Figura PIC7. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales de **PICUDILLO**. La zona gris representa los intervalos de confianza al 95%

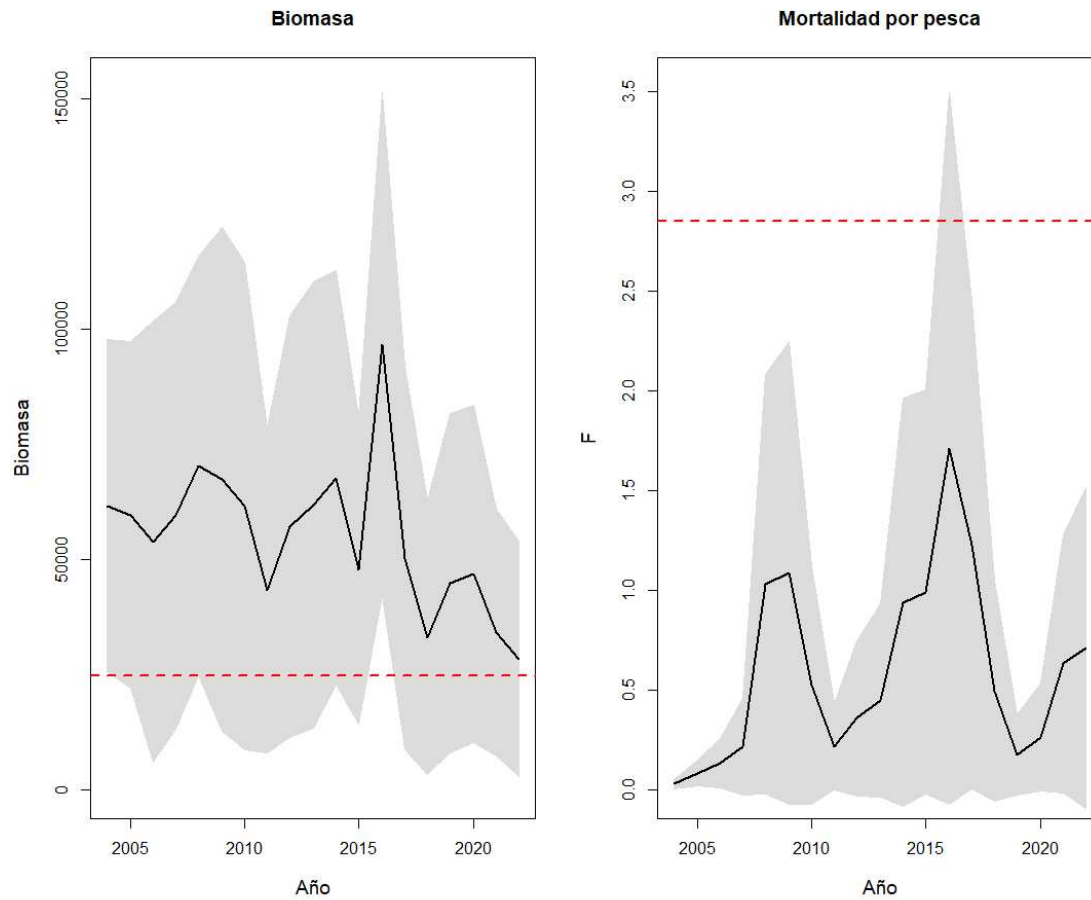


Figura PIC8. Biomasa y mortalidad por pesca de **PICUDILLO**. La línea delgada segmentada corresponde a los valores de referencia RMS. La zona gris representa los intervalos de confianza al 95%.

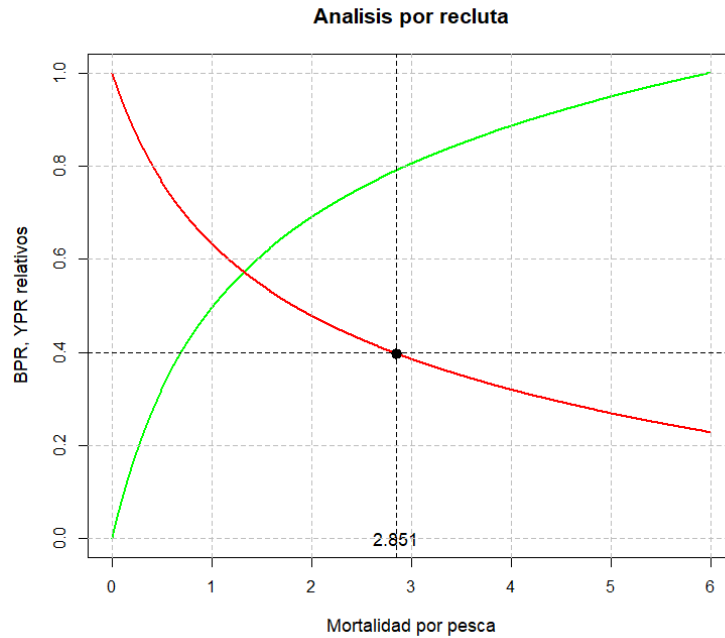


Figura PIC9. Análisis por recluta y mortalidad por pesca equivalente al RMS de **PICUDILLO**.

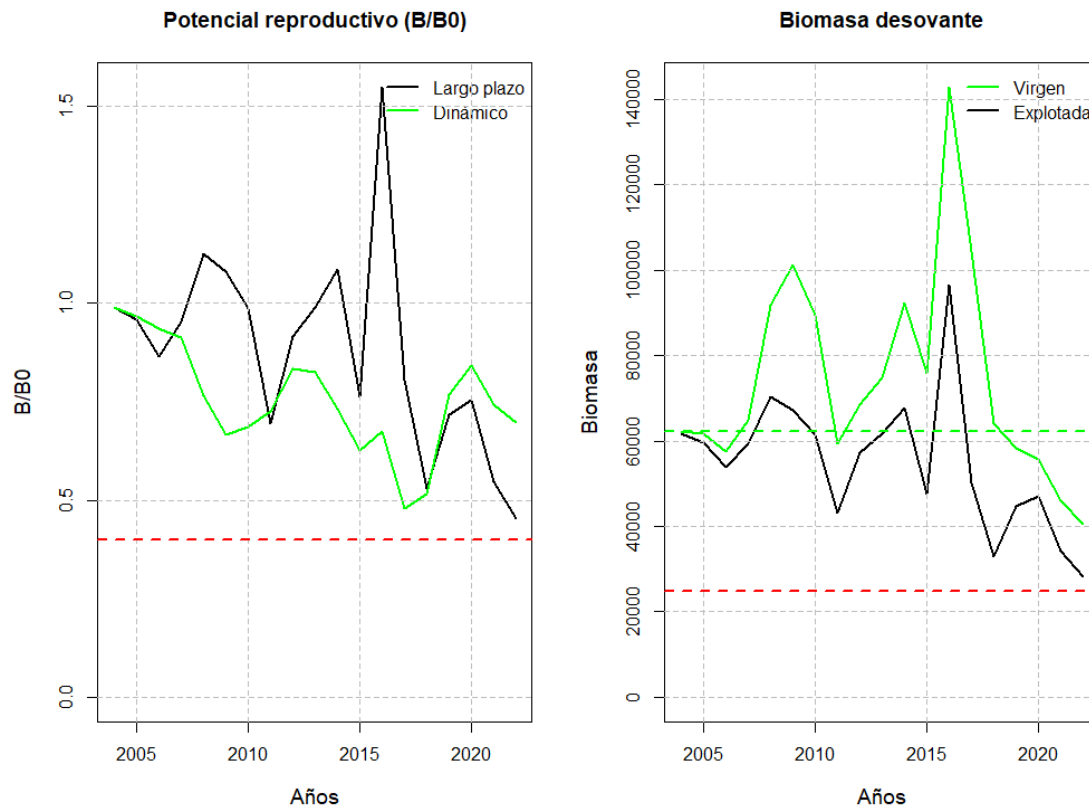


Figura PIC10. Variación anual del potencial reproductivo y la biomasa virginal de **PICUDILLO**.

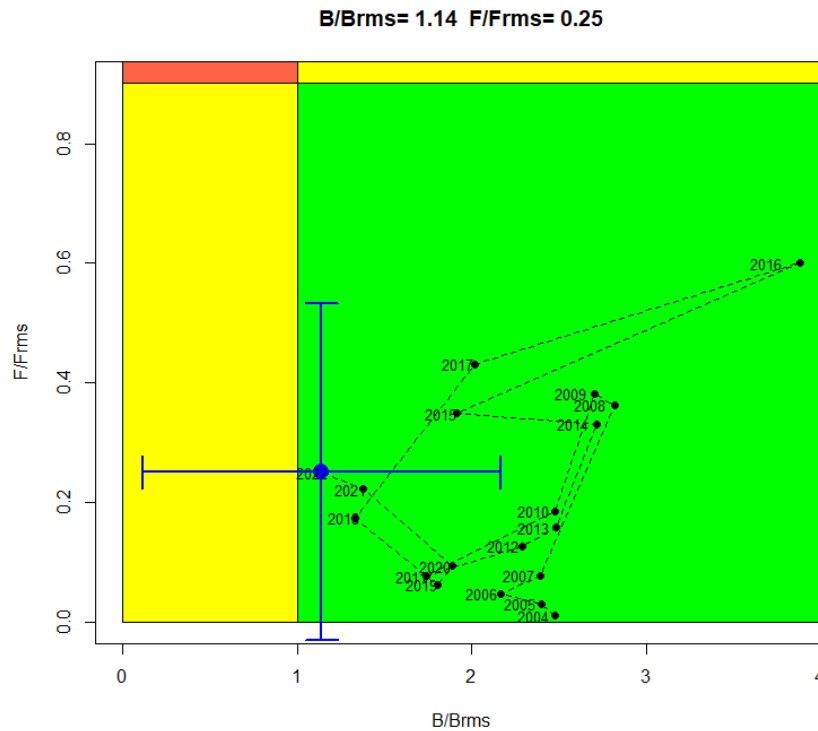


Figura PIC11. Diagrama de Kobe (abajo). El círculo azul y barras de error representa la condición actual. Recurso **PICUDILLO**.

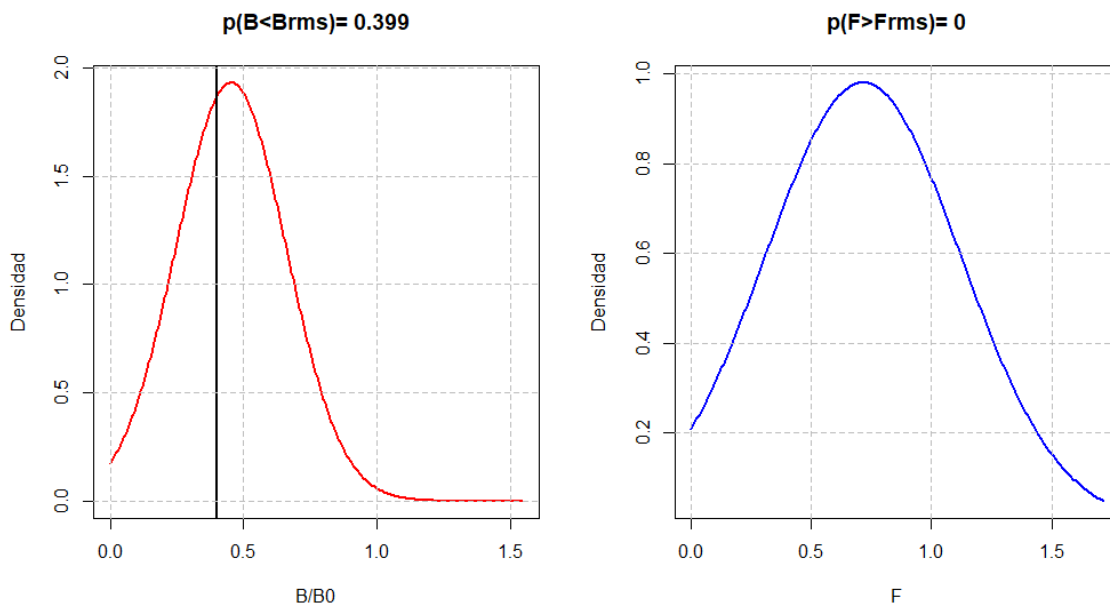


Figura PIC12. Curvas de riesgo de sobreexplotación (línea roja) y sobrepesca (línea azul) de **PICUDILLO**.

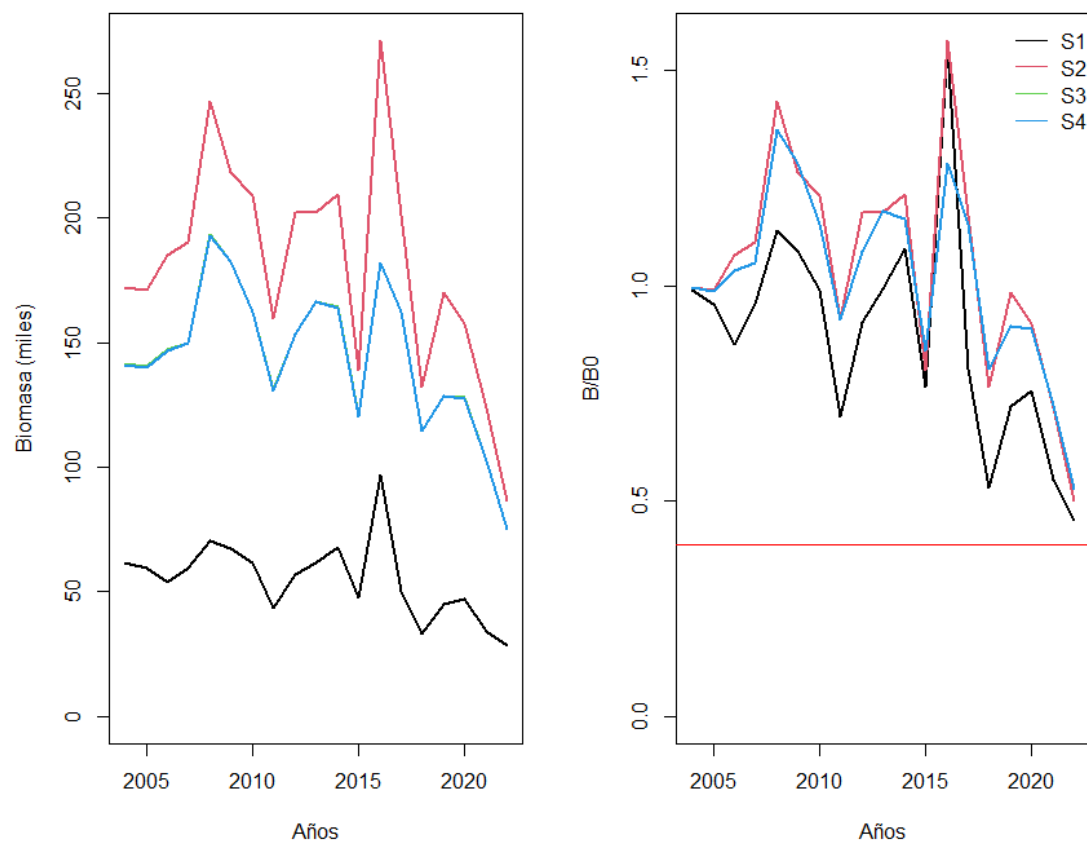


Figura PIC13. Biomasa desovante y razón de biomasa virginal para distintos escenarios de evaluación alternativos en **PICUDILLO**.

Tabla PIC1. Series de capturas, CPUE y biomasa acústica empleadas en la evaluación del stock del recurso **PICUDILLO**.

Año	Desembarques	CPUErel	B.Acustica
2004	1207	0.39	0
2005	3447	0.30	0
2006	4965	0.56	0
2007	7490	0.47	0
2008	37966	0.56	0
2009	41690	0.60	0
2010	20648	0.48	0
2011	7179	0.45	0
2012	10617	0.60	49800
2013	15908	0.64	31400
2014	36282	0.46	0
2015	27543	0.37	0
2016	71075	0.68	0
2017	49510	0.53	0
2018	11141	0.29	45300
2019	4133	0.29	54800
2020	7974	0.41	29544
2021	15587	0.37	0
2022	12348	0.26	10163

Tabla PIC2. Estimaciones anuales de biomasa desovante, reclutamiento relativo a R0 (R_R0), mortalidad por pesca (Fcr), índice de sobrepesca (F_Frms), índice de sobreexplotación (B_Brms), proporción de B0 de largo plazo (B/B0) y razón de potencial reproductivo dinámico (SPR_{din}) del recurso **PICUDILLO**.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Frms	B_Brms	B_B0	SPR _{din}
2004	61709.2	1.00	0.03	0.01	2.48	0.99	0.99
2005	59723.6	0.83	0.09	0.03	2.40	0.96	0.97
2006	53897.3	1.02	0.13	0.05	2.16	0.87	0.94
2007	59566.6	1.80	0.22	0.08	2.39	0.96	0.91
2008	70302.8	1.72	1.03	0.36	2.82	1.13	0.77
2009	67394.6	1.41	1.09	0.38	2.71	1.08	0.67
2010	61688.1	0.45	0.53	0.18	2.48	0.99	0.69
2011	43364.0	1.30	0.22	0.08	1.74	0.70	0.73
2012	57100.4	1.14	0.36	0.13	2.29	0.92	0.83
2013	61802.3	1.90	0.45	0.16	2.48	0.99	0.82
2014	67752.7	0.47	0.94	0.33	2.72	1.09	0.73
2015	47733.6	3.57	0.99	0.35	1.92	0.77	0.63
2016	96722.0	1.11	1.71	0.60	3.88	1.55	0.68
2017	50287.9	0.51	1.23	0.43	2.02	0.81	0.48
2018	33151.1	0.96	0.50	0.17	1.33	0.53	0.52
2019	44925.9	0.91	0.18	0.06	1.80	0.72	0.77
2020	47011.9	0.62	0.26	0.09	1.89	0.75	0.84
2021	34239.0	0.57	0.63	0.22	1.37	0.55	0.74
2022	28409.9	0.72	0.71	0.25	1.14	0.46	0.70

Tabla PIC3. Estimaciones de biomasa, reducción del stock (B/B0), mortalidad natural (M), steepness (h) y talla del reclutamiento (Lr) para distintos escenarios de evaluación en **PICUDILLO**.

Escenario	Verosimilitud	Biomasa	B_B0	M	h	Lr
1	1485.71	28409.9	0.46	1.20	1	13.02
2	1475.04	86288.9	0.50	1.20	1	10.24
3	1474.19	74916.2	0.53	0.87	1	10.00
4	1474.19	74876.7	0.53	0.87	1	10.01

4.1.4. Chuhueco (*Cetengraulys mysticetus*)

La pesquería de Chuhueco destaca por una notable variabilidad en los desembarques y los datos empleados. El modelo reproduce medianamente las principales tendencias de la CPUE y la talla promedio de las capturas, pero no así los datos de los cruceros acústicos (**Figura CH1, CH2**). La bondad estadística de ajuste del modelo se refleja en la relación qq-plot en la cual destaca una mayor afinidad dato vs modelo en la talla promedio y CPUE, respecto de las composiciones de tallas (**Figura CH3**). Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica reflejada por su bi-modalidad y que el modelo no logra reproducir del todo (**Figura CH4, CH5**). Las razones de esta falta de ajuste pueden ser de diversa naturaleza, ya sea como el resultado de una dinámica poblacional compleja no representada en el modelo de análisis, o errores de observación contenida tanto en los datos como en los parámetros biológicos. El error de observación demostrado en la relativa falta de ajuste de algunas piezas de información se debe a múltiples fuentes que caracterizan a la pesquería y al proceso de recolección de la información. La pesquería es antigua y en general se observa una sostenida y pulsátil disminución en las capturas en toda su historia (**Figura CH1, Tabla CH1**), sin que esto haya generado mayor efecto en la tendencia de la CPUE y composiciones de tallas de las capturas/talla promedio (**Figura CH1, CH2**). La primera explicación en este tipo de evidencias son cambios de regímenes de productividad. Las curvas de selectividad muestran que la pesquería ha vulnerado individuos principalmente inmaduros menores a 14 cm LT, en tanto la selectividad de los cruceros muestra una mayor presencia de individuos maduros (**Figura CH4**).

Se estima que el desarrollo de la pesquería y sus máximos registros han estado muy ligados a las fluctuaciones del reclutamiento, con anomalías positivas que dominaron gran parte de los 80 y 90 (**Figura CH7**) seguido de una tendencia a la baja relacionado probablemente a un cambio de régimen de productividad desde 2005. La aparente recuperación de los reclutamientos hacia los años más recientes es incierta debido al método de estimación, y debería ser verificada con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. La biomasa de este recurso ha variado de manera errática y ligera tendencia a la disminución por debajo de las 50 mil toneladas, aunque en su historia por sobre el valor considerado de referencia ($40\% B_0$). Si bien la presión de pesca durante gran parte de los 90 fue excesiva, los niveles de la pesquería han disminuido y desde inicios de la década del 2000, la mortalidad por pesca se ha ubicado en niveles por debajo de su valor de referencia ($F_{40\%}$) (**Figura CH8**). La variación anual de la biomasa respecto de la biomasa B_0 indica que la población no ha tenido mayores episodios de sobreexplotación, y se estima que al 2022 la población de Chuhueco se ubicaría al 51% de B_0 con un potencial reproductivo cercano al 76%, y por ende por sobre el objetivo de manejo ($40\%B_0$) (**Figura CH10, Tabla CH2**). El diagrama de Kobe (**Figura CH11**) muestra que la historia de la pesquería de este recurso es alternancia en estados de sobrepesca pero no de sobreexplotación. La condición más reciente ubica a la población lejos de sobrepesca y ligeros riesgos de sobreexplotación (**Figura CH11**). El riesgo de sobreexplotación al 2022 se estima cercano al 23% (**Figura CH12**).

El análisis de sensibilidad muestra que las estimaciones en escala absoluta son muy inciertas, no obstante hay mayor consistencia en escala relativa. En todos los casos analizados, la población se encuentra por sobre el valor de referencia y por ende sin estado de sobreexplotación (**Figura CH13, Tabla CH3**)

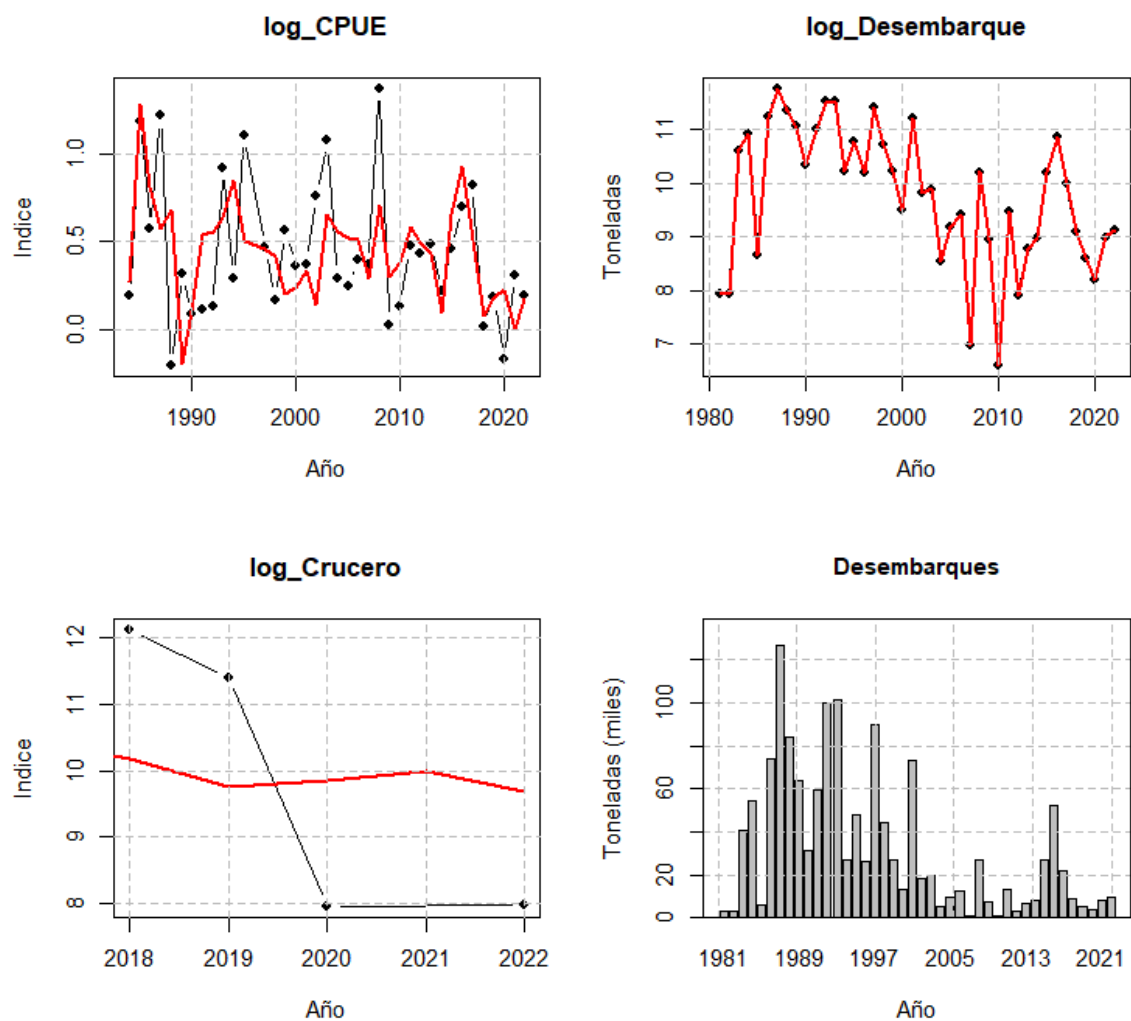


Figura CH1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de CHUHUECO.

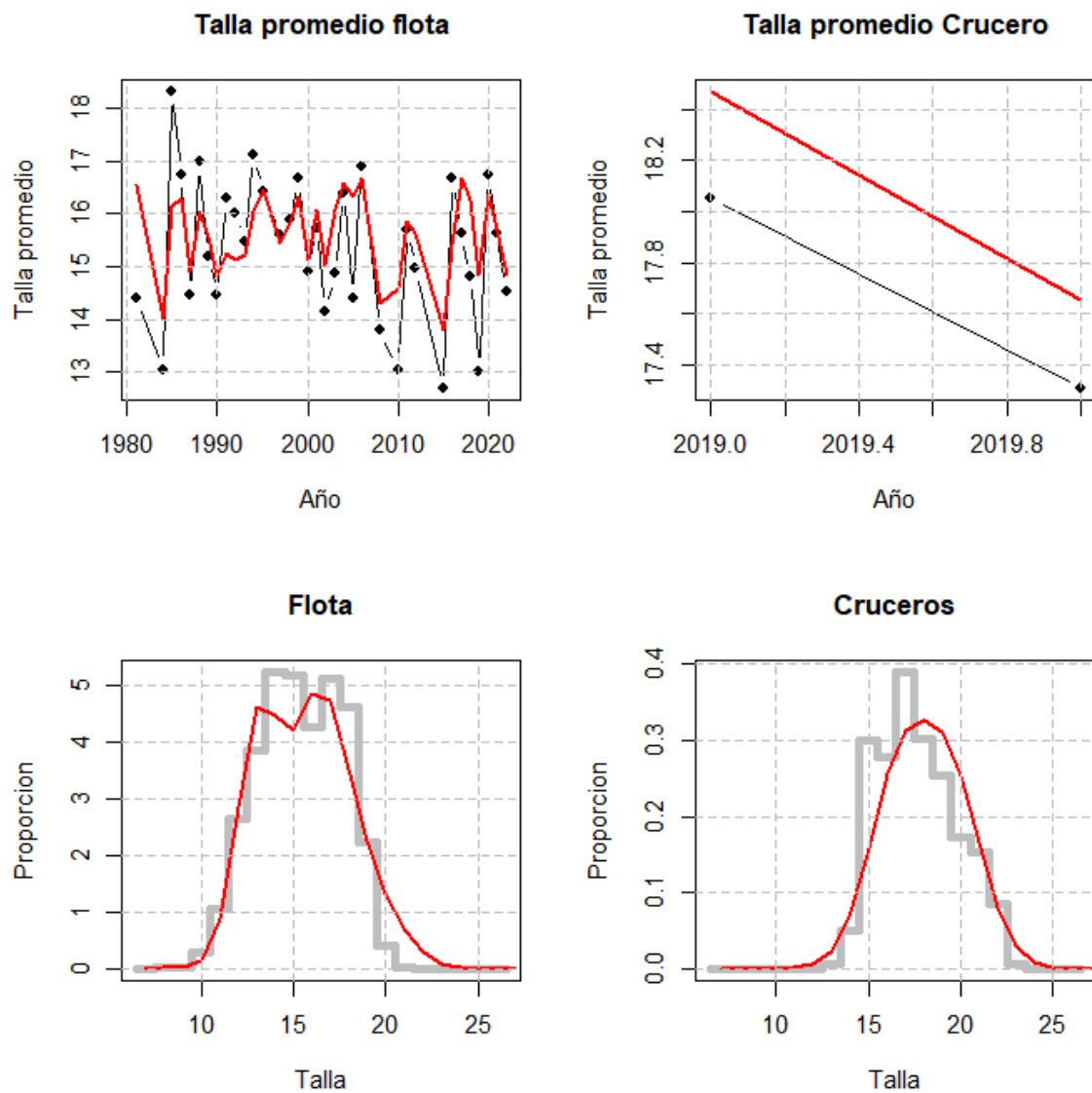


Figura CH2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de CHUHUECO.

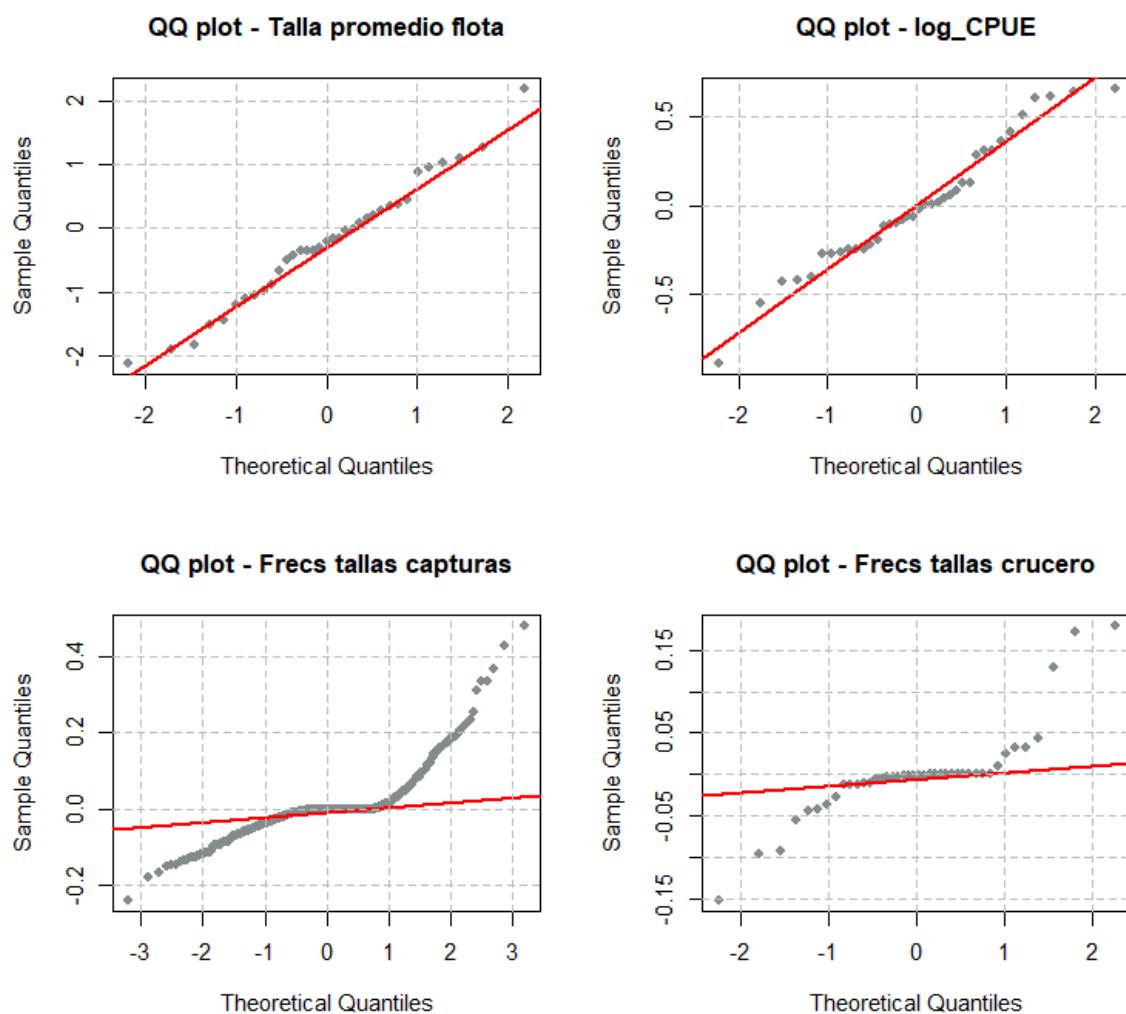


Figura CH3. Diagrama de QQ-plot de la CPUE, desembarques y talla promedio observada y ajustada de CHUHUECO.

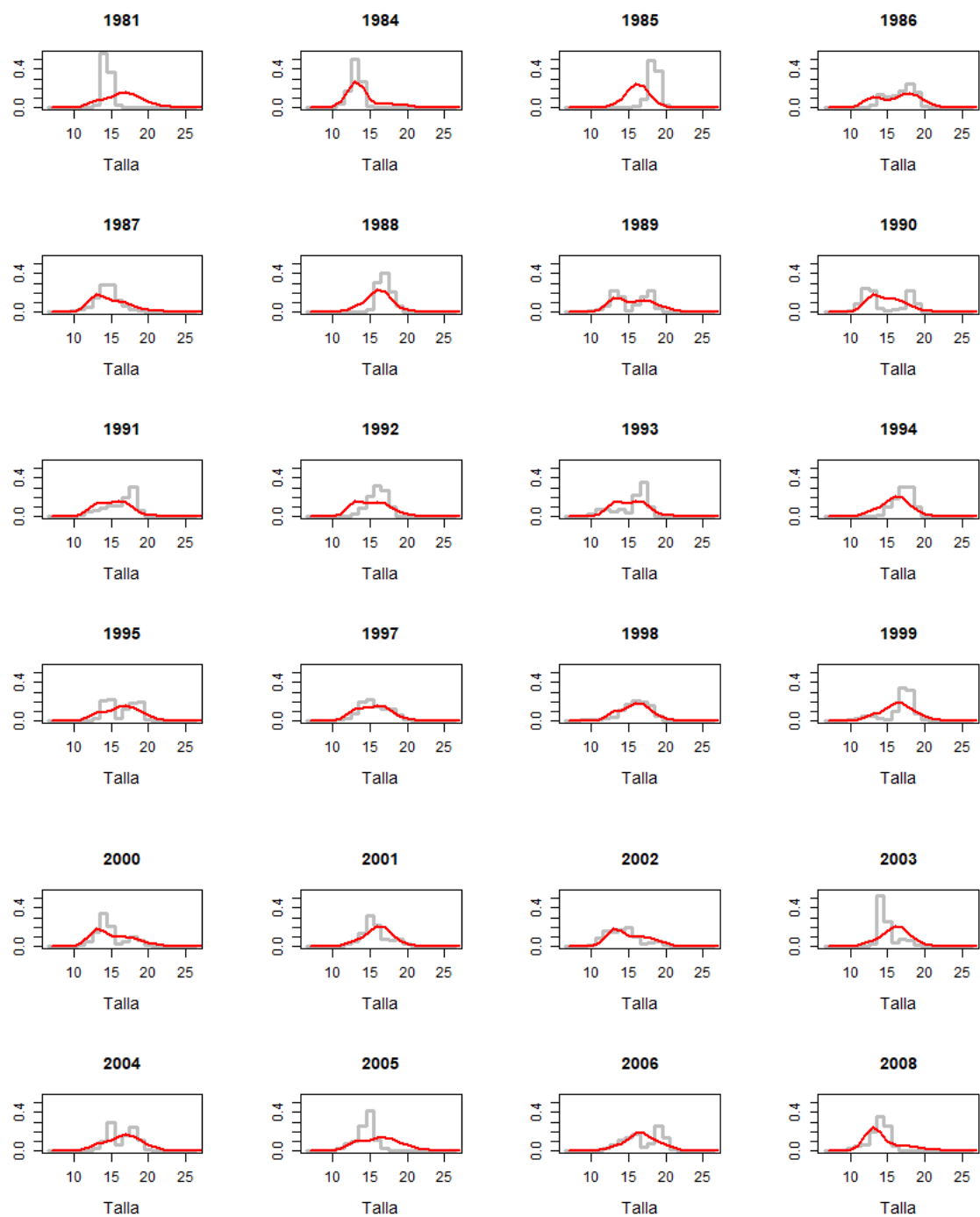


Figura CH4. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales de **CHUHUECO**.

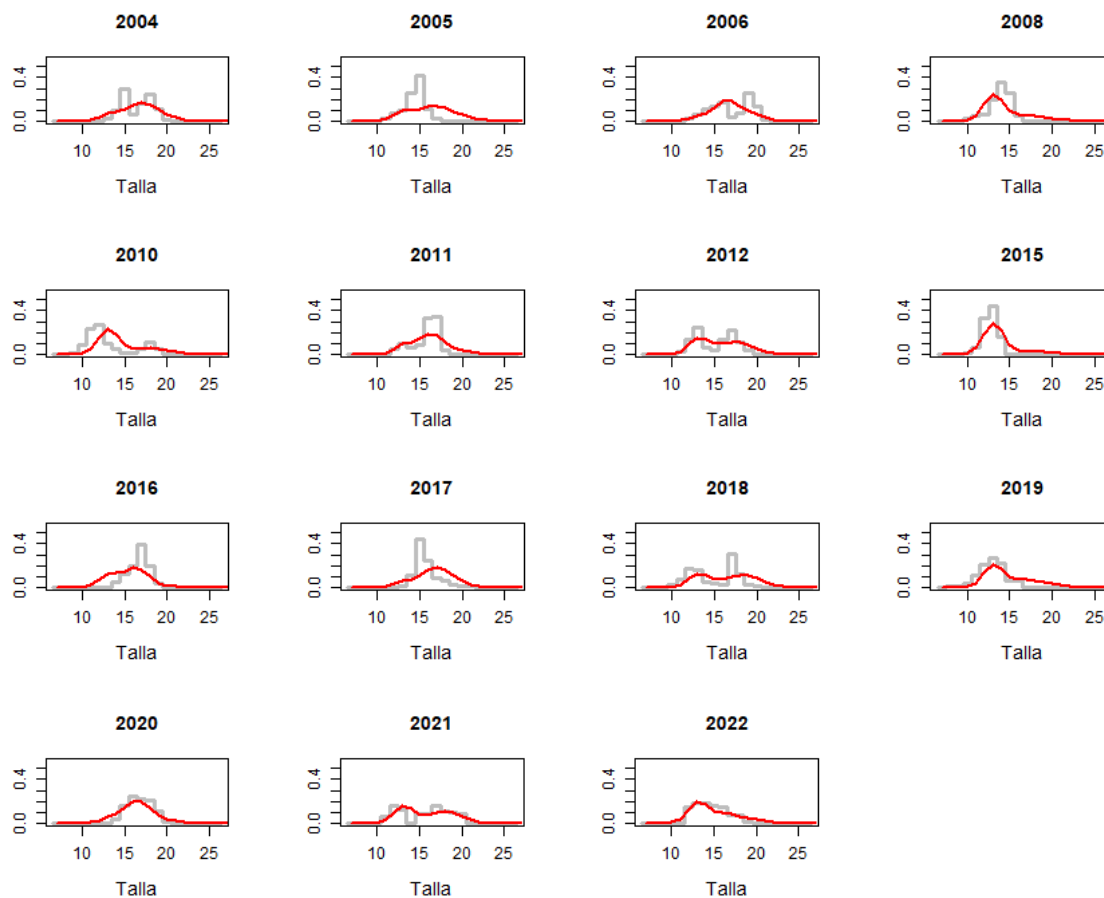


Figura CH4. Continuación

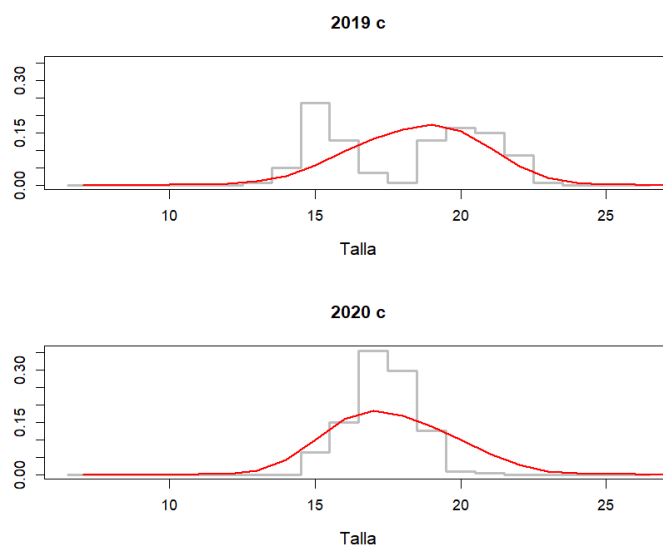


Figura CH5. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de los cruceros acústicos de **CHUHUECO**.

^

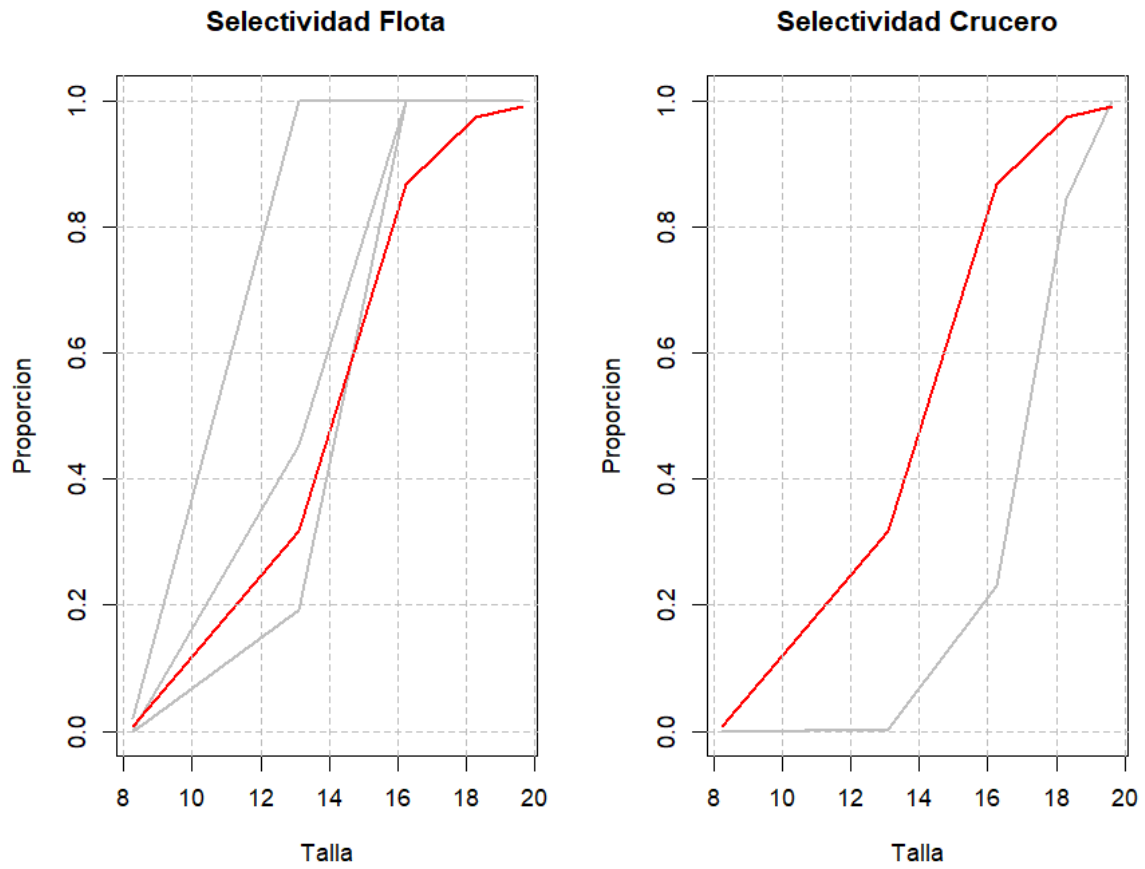


Figura CH6. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba), los cruceros acústicos (abajo) y madurez sexual (rojo) de **CHUHUECO**.

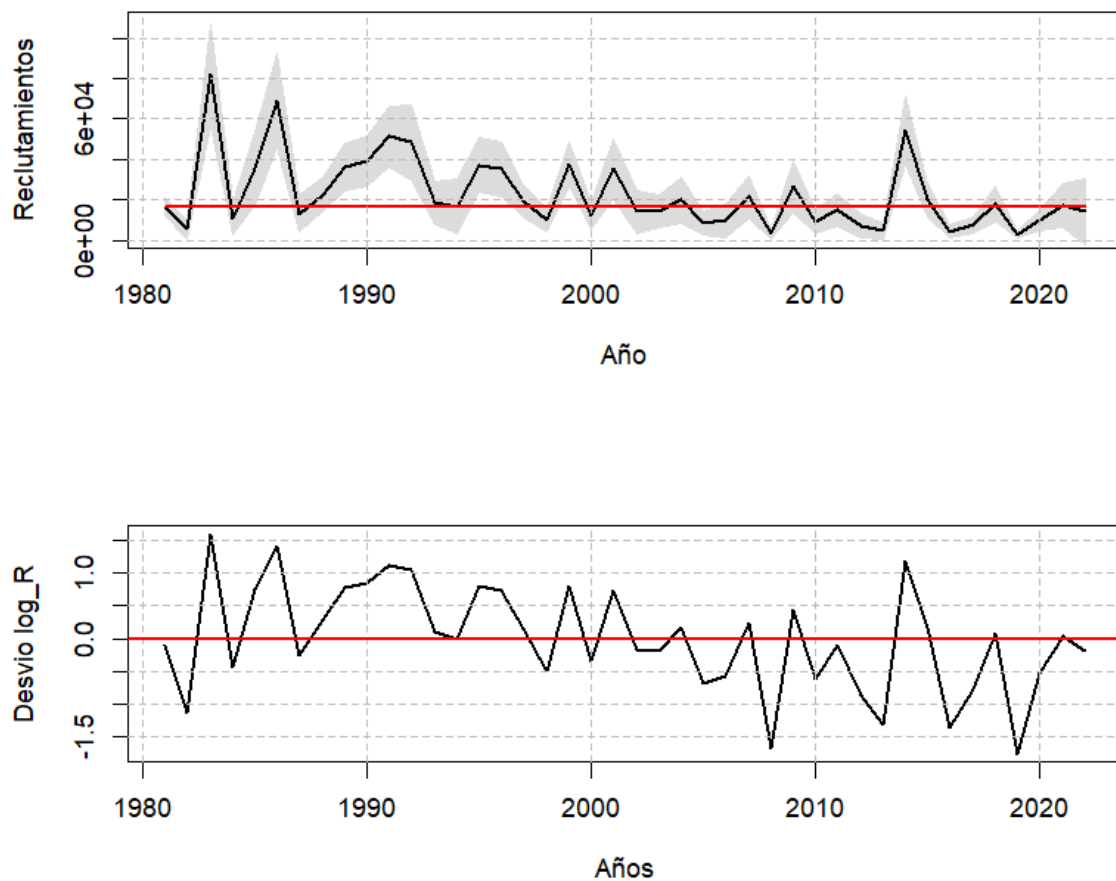


Figura CH7. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales de **CHUHUECO**. La zona gris representa los intervalos de confianza al 95%

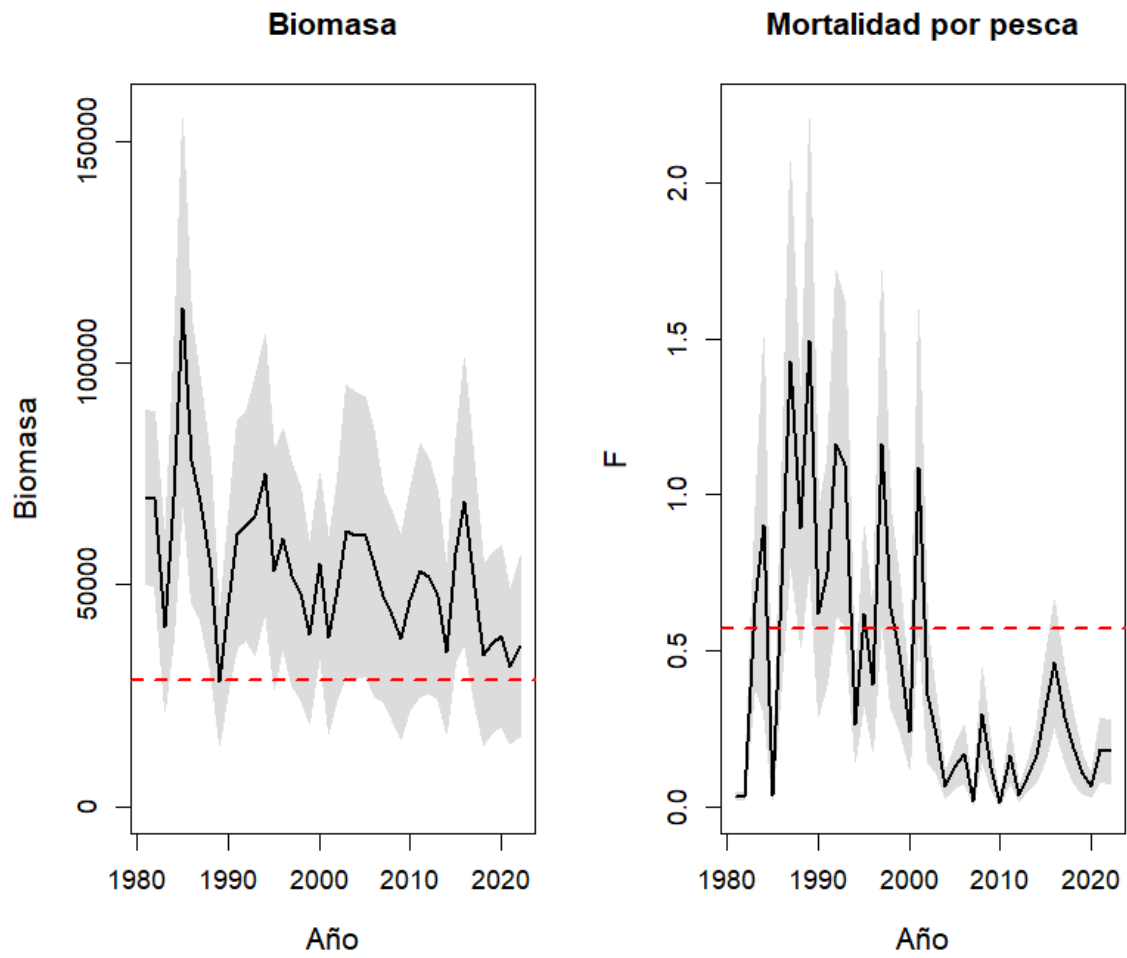


Figura CH8. Biomasa y mortalidad por pesca de **CHUHUECO**. La línea delgada segmentada corresponde a los valores de referencia RMS. La zona gris representa los intervalos de confianza al 95%

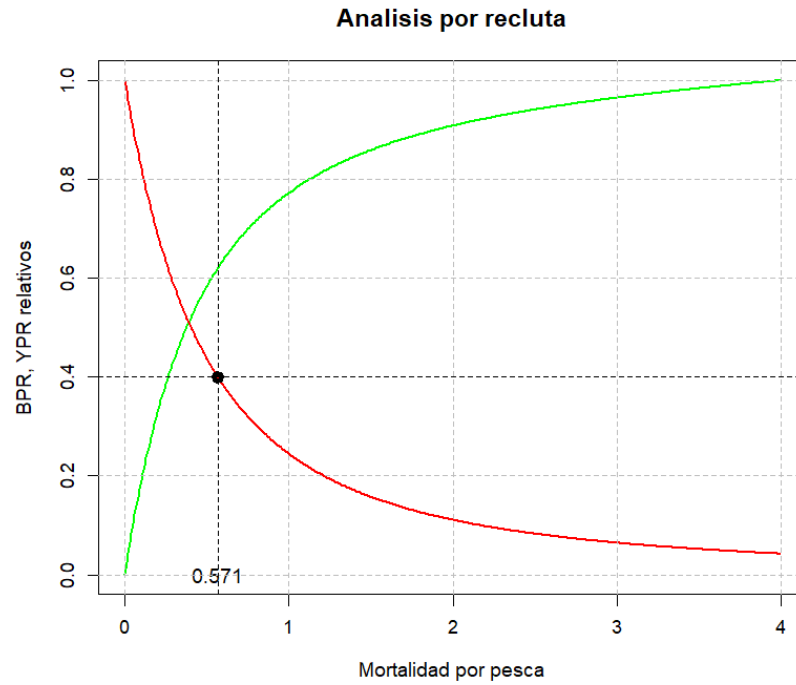


Figura CH9. Análisis por recluta y mortalidad por pesca equivalente al RMS de **CHUHUECO**.

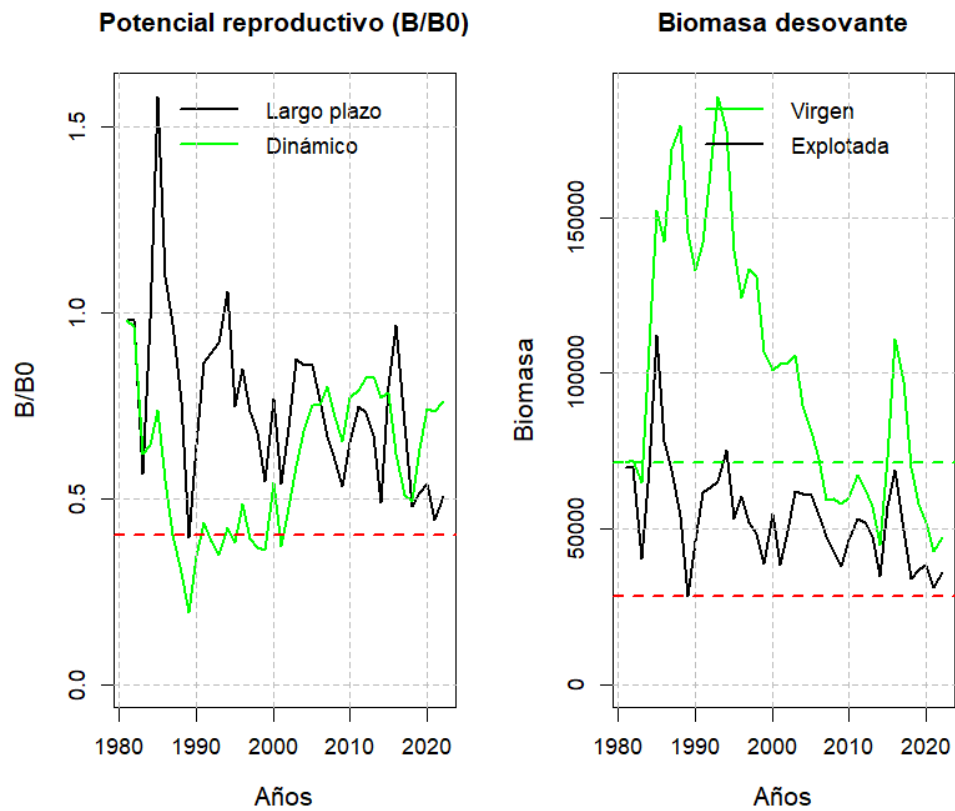


Figura CH10. Variación anual del potencial reproductivo y la biomasa virginal de **CHUHUECO**.

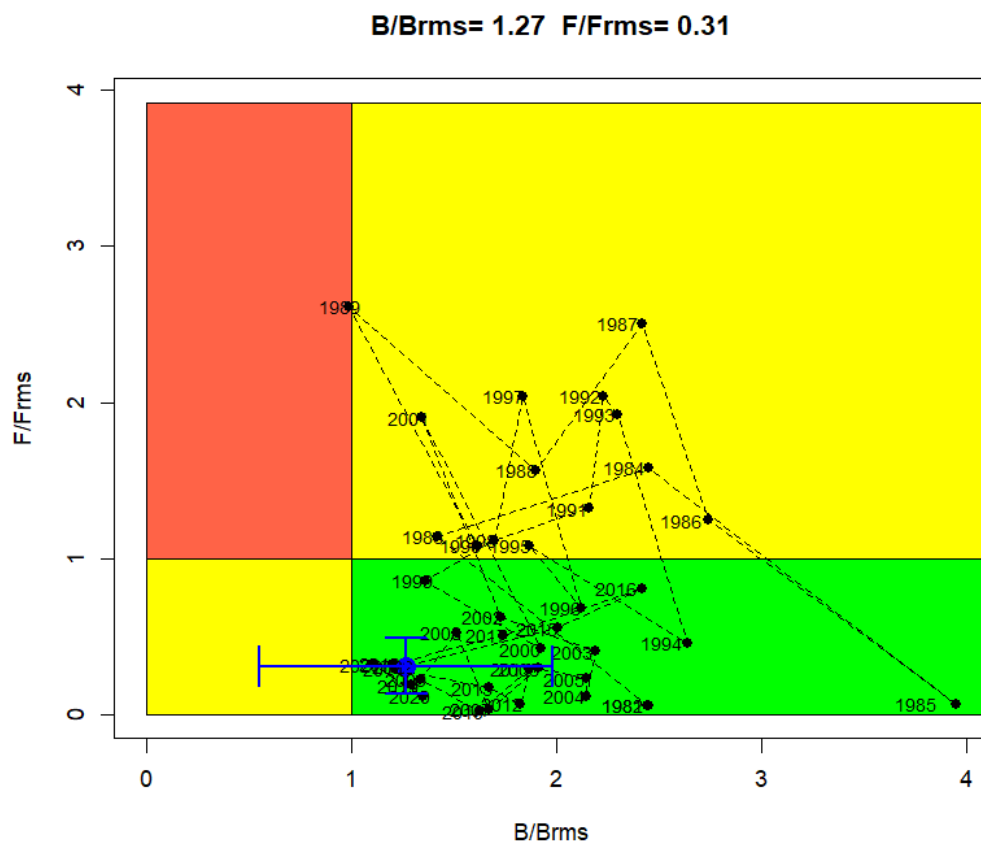


Figura CH11. Diagrama de Kobe (abajo). El círculo azul y barras de error representa la condición actual. Recurso **CHUHUECO**.

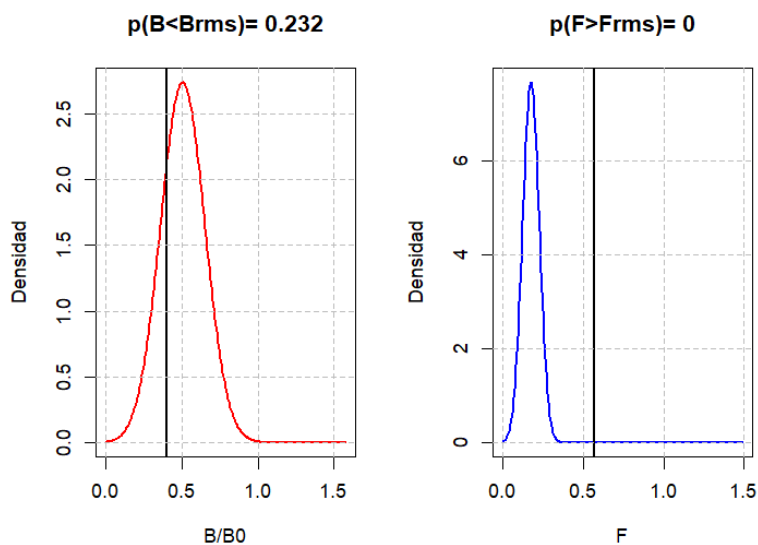


Figura CH12. Curvas de riesgo de sobreexplotación (línea roja) y sobrepesca (línea azul) de CHUHUECO.

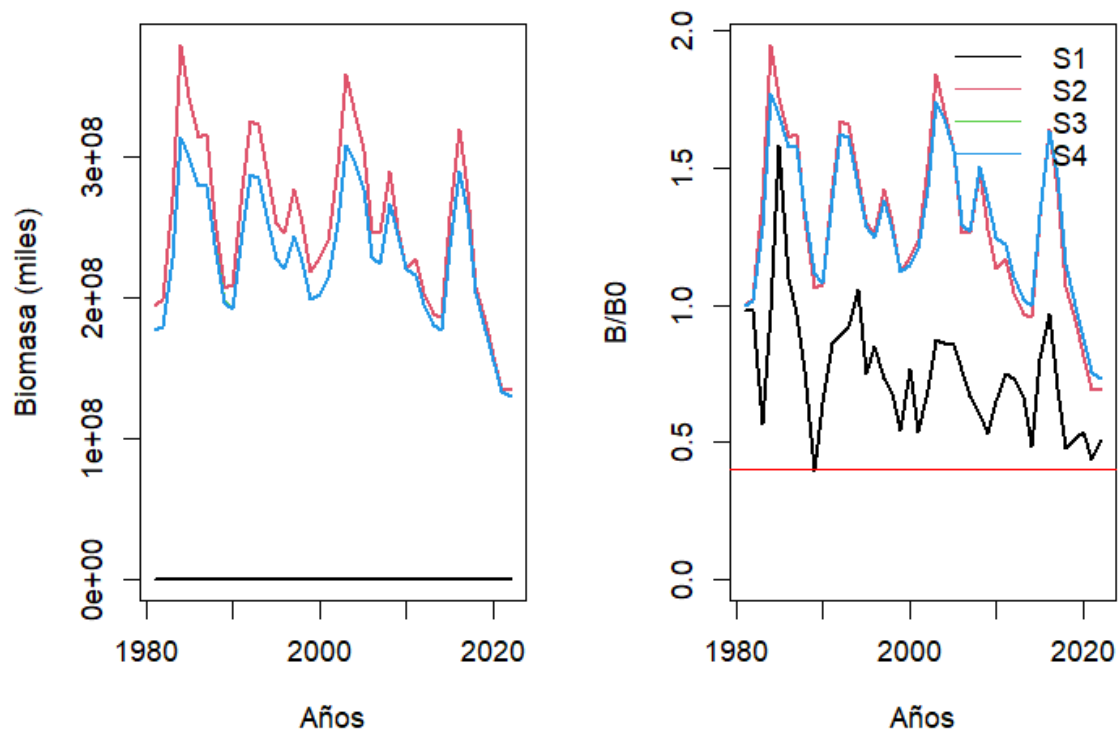


Figura CH13. Biomasa desovante y razón de biomasa virginal para distintos escenarios de evaluación alternativos en CHUHUECO.

Tabla CH1. Series de capturas, CPUE y biomasa acústica empleadas en la evaluación del stock del recurso **CHUHUECO**.

Año	Desembarques	CPUErel	B.Acustica
1981	2832	0.00	0
1982	2832	0.00	0
1983	40384	0.00	0
1984	54029	1.21	0
1985	5788	3.25	0
1986	74246	1.77	0
1987	126420	3.37	0
1988	84346	0.81	0
1989	63433	1.38	0
1990	30996	1.09	0
1991	59637	1.12	0
1992	99672	1.14	0
1993	101683	2.50	0
1994	27164	1.34	0
1995	47660	3.02	0
1996	26354	0.00	0
1997	89723	1.60	0
1998	44474	1.18	0
1999	27221	1.75	0
2000	13333	1.44	0
2001	73289	1.45	0
2002	18288	2.14	0
2003	19492	2.93	0
2004	5061	1.34	0
2005	9672	1.28	0
2006	12332	1.48	0
2007	1079	1.44	0
2008	26928	3.93	0
2009	7586	1.03	0
2010	741	1.14	0
2011	13012	1.60	0
2012	2758	1.53	0
2013	6535	1.62	0
2014	8001	1.24	0
2015	26803	1.58	0
2016	52300	2.01	0
2017	21593	2.27	0
2018	8859	1.02	185000
2019	5489	1.20	90000
2020	3667	0.84	2813
2021	7997	1.36	0
2022	9250	1.21	2887

Tabla CH2. Estimaciones anuales de biomasa desovante, reclutamiento relativo a R0 (R_R0), mortalidad por pesca (Fcr), índice de sobrepesca (F_Frms), índice de sobreexplotación (B_Brms), proporción de B0 de largo plazo (B/B0) y razón de potencial reproductivo dinámico (SPR) del recurso CHUHUECO.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Frms	B_Brms	B_B0	SPR _{din}
1981	69651.4	1.00	0.03	0.06	2.45	0.98	0.98
1982	69509.8	0.32	0.03	0.06	2.44	0.98	0.96
1983	40354.7	4.90	0.65	1.14	1.42	0.57	0.62
1984	69765.8	0.65	0.90	1.58	2.45	0.98	0.64
1985	112363.0	2.12	0.04	0.06	3.95	1.58	0.74
1986	78065.3	4.13	0.71	1.24	2.74	1.10	0.55
1987	68889.0	0.78	1.43	2.51	2.42	0.97	0.40
1988	54053.8	1.34	0.89	1.57	1.90	0.76	0.30
1989	28173.1	2.17	1.49	2.61	0.99	0.40	0.19
1990	45845.1	2.34	0.62	1.08	1.61	0.64	0.34
1991	61482.5	3.06	0.75	1.32	2.16	0.86	0.43
1992	63318.9	2.89	1.16	2.04	2.23	0.89	0.38
1993	65398.6	1.10	1.10	1.92	2.30	0.92	0.35
1994	75202.9	1.00	0.26	0.46	2.64	1.06	0.42
1995	53172.7	2.22	0.62	1.08	1.87	0.75	0.38
1996	60421.8	2.10	0.39	0.68	2.12	0.85	0.49
1997	52220.2	1.15	1.16	2.04	1.84	0.73	0.39
1998	48242.6	0.60	0.64	1.12	1.70	0.68	0.37
1999	38770.7	2.24	0.49	0.86	1.36	0.55	0.36
2000	54678.0	0.71	0.24	0.42	1.92	0.77	0.54
2001	38253.8	2.10	1.09	1.90	1.34	0.54	0.37
2002	49122.2	0.84	0.36	0.62	1.73	0.69	0.47
2003	62240.6	0.84	0.23	0.40	2.19	0.88	0.59
2004	61125.9	1.18	0.07	0.12	2.15	0.86	0.68
2005	61017.5	0.50	0.13	0.23	2.14	0.86	0.75
2006	54355.6	0.57	0.17	0.29	1.91	0.76	0.75
2007	47488.1	1.27	0.02	0.03	1.67	0.67	0.80
2008	42963.6	0.19	0.30	0.52	1.51	0.60	0.72
2009	37949.1	1.57	0.13	0.22	1.33	0.53	0.65
2010	46311.3	0.54	0.01	0.02	1.63	0.65	0.77
2011	53201.5	0.90	0.16	0.29	1.87	0.75	0.79
2012	51930.2	0.42	0.04	0.07	1.83	0.73	0.82
2013	47593.6	0.27	0.10	0.17	1.67	0.67	0.83
2014	34662.4	3.25	0.17	0.29	1.22	0.49	0.77
2015	57053.2	1.19	0.32	0.55	2.01	0.80	0.78
2016	68723.8	0.25	0.46	0.81	2.42	0.97	0.62
2017	49579.6	0.46	0.29	0.51	1.74	0.70	0.51
2018	34133.6	1.08	0.19	0.33	1.20	0.48	0.49
2019	36724.7	0.17	0.11	0.18	1.29	0.52	0.63
2020	38449.7	0.59	0.07	0.12	1.35	0.54	0.74
2021	31338.9	1.04	0.18	0.32	1.10	0.44	0.73
2022	36034.3	0.84	0.18	0.31	1.27	0.51	0.76

Tabla CH3. Estimaciones de biomasa, reducción del stock (B/B_0), mortalidad natural (M), steepness (h) y talla del reclutamiento (L_r) para distintos escenarios de evaluación en **CHUHUECO**.

Escenario	Verosimilitud	Biomasa	B/B_0	M	h	L_r
1	4037.29	3.60343e+04	0.51	0.80	1	8.25
2	3958.26	1.34103e+11	0.69	0.80	1	8.53
3	3957.11	1.29771e+11	0.73	0.68	1	8.59
4	3957.11	1.29761e+11	0.73	0.68	1	8.59

4.1.5. Sardina redonda (*Etrumeus acuminatus*)

La pesquería de SARDINA REDONDA destaca por una notable variabilidad en los desembarques y los datos empleados. El modelo reproduce medianamente las principales tendencias de la CPUE y la talla promedio de las capturas, pero no así los datos de los cruceros acústicos (**Figura SR1, SR2**). La bondad estadística de ajuste del modelo se refleja en la relación qq-plot en la cual destaca una mayor afinidad dato vs modelo en la talla promedio y CPUE, respecto de las composiciones de tallas (**Figura SR3**). Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica reflejada por su bi-modalidad y que el modelo no logra reproducir del todo (**Figura SR4, SR5**). Las razones de esta falta de ajuste pueden ser de diversa naturaleza, ya sea como el resultado de una dinámica poblacional compleja no representada en el modelo de análisis, o errores de observación contenida tanto en los datos como en los parámetros biológicos. El error de observación demostrado en la relativa falta de ajuste de algunas piezas de información se debe a múltiples fuentes que caracterizan a la pesquería y al proceso de recolección de la información. La pesquería es antigua y en general se observa una sostenida y pulsátil disminución en las capturas en toda su historia (**Figura SR1, Tabla SR1**), sin que esto haya generado mayor efecto en la tendencia de la CPUE y composiciones de tallas de las capturas/talla promedio (**Figura SR1, SR2**). La primera explicación en este tipo de evidencias son cambios de regímenes de productividad. Las curvas de selectividad muestran que la pesquería ha vulnerado individuos principalmente inmaduros menores a 15 cm LT, en tanto la selectividad de los cruceros muestra una mayor presencia de individuos maduros (**Figura SR6**).

Se estima que el desarrollo de la pesquería y sus máximos registros han estado muy ligados a las fluctuaciones del reclutamiento, con anomalías positivas que dominaron gran parte de los 80 y 90 (**Figura SR7**) seguido de una tendencia a la baja relacionado probablemente a un cambio de régimen de productividad desde 1997. La aparente recuperación de los reclutamientos hacia los años más recientes es incierta debido al método de estimación, y debería ser verificada con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. La biomasa de este recurso disminuyó de manera sostenida hasta el 2017 alcanzando su valor más bajo cercano a las 8.7 mil toneladas y por debajo del valor considerado de referencia (40% B_0). Si bien la presión de pesca durante gran parte de los 90 fue excesiva, los niveles de la pesquería han disminuido y desde inicios de la década del 2000, la mortalidad por pesca se ha ubicado en niveles por debajo de su valor de referencia ($F_{40\%}$), exceptuando el período 2014-2017 (**Figura SR8**). La variación anual de la biomasa respecto de la biomasa B_0 indica que la población no ha tenido mayores episodios de sobreexplotación, y se estima que al 2022 la población de SARDINA REDONDA se ubicaría al 76% de B_0 con un potencial reproductivo cercano al 72%, y por ende por sobre el objetivo de manejo (40% B_0) (**Figura SR10, Tabla SR2**). El diagrama de Kobe (**Figura SR11**) muestra que la historia de la pesquería de este recurso muestra leve alternancia en estados de sobrepesca pero no de sobreexplotación. La condición más reciente ubica a la población lejos de sobrepesca y ligeros riesgos de sobreexplotación (**Figura SR11**). El riesgo de sobreexplotación al 2022 se estima nulo (**Figura SR12**).

Sin perjuicio de lo anterior, el análisis de sensibilidad muestra que las estimaciones en escala absoluta son muy inciertas e inadmisibles, y por ende el modelo no tiene la capacidad de estimar parámetros de crecimiento como tampoco los de la dinámica poblacional como M o h . No obstante esto, hay mayor consistencia en escala relativa. En todos los casos analizados, la población se encuentra por sobre el valor de referencia y por ende sin estado de sobreexplotación (**Figura SR13, Tabla SR3**)



Figura SR1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **SARDINA REDONDA**.

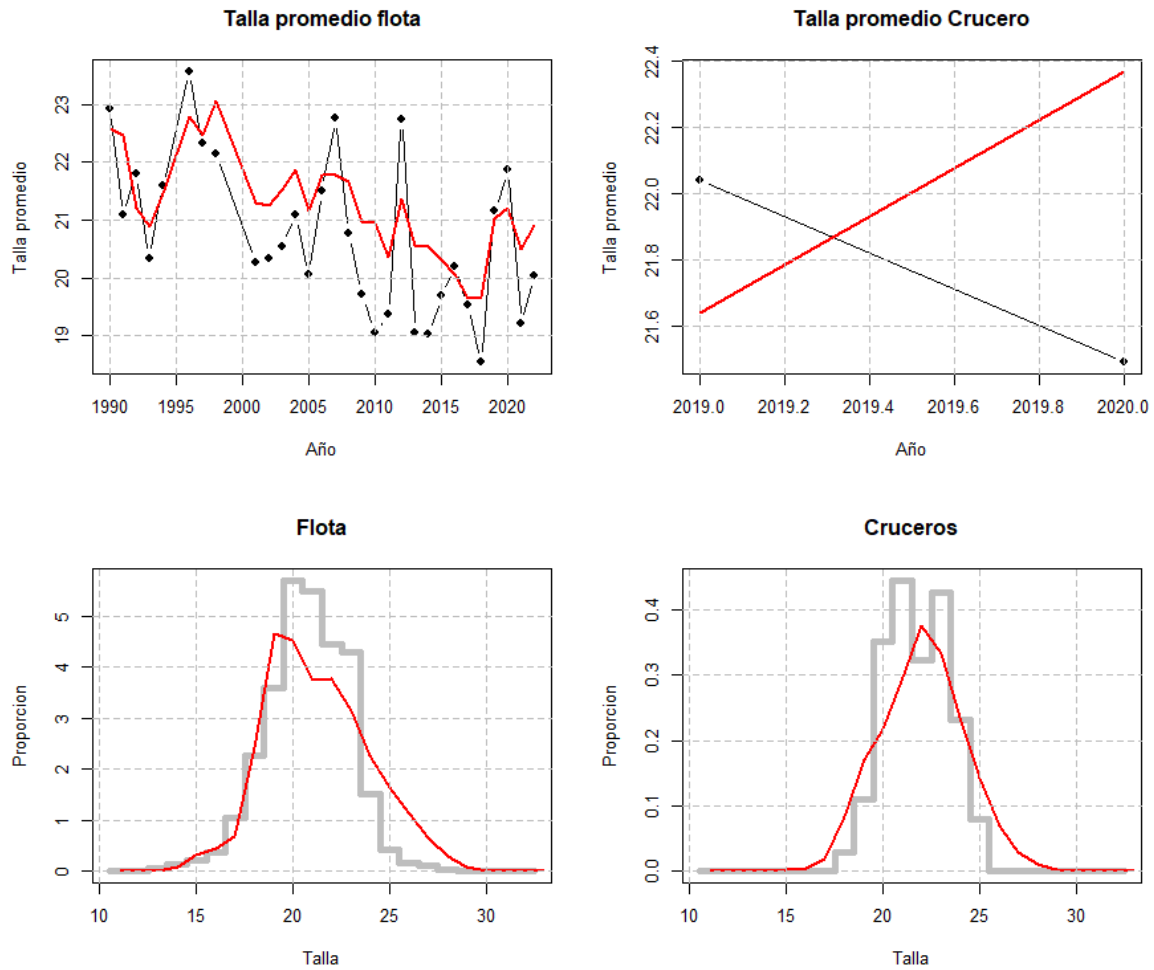


Figura SR2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de **SARDINA REDONDA**.

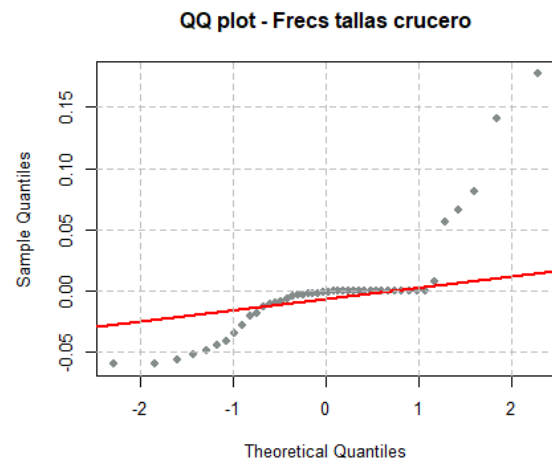
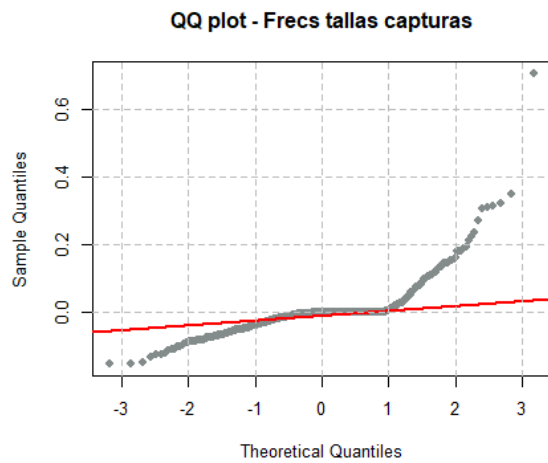
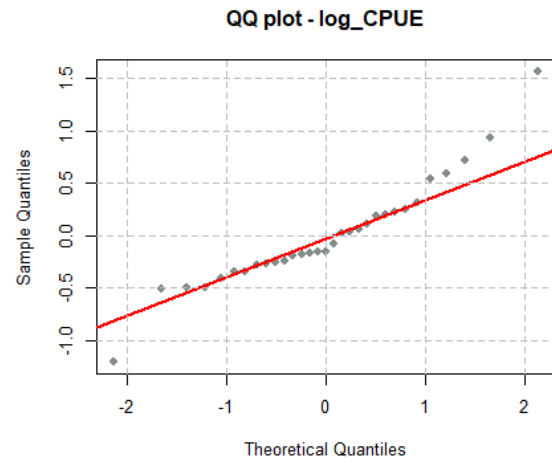
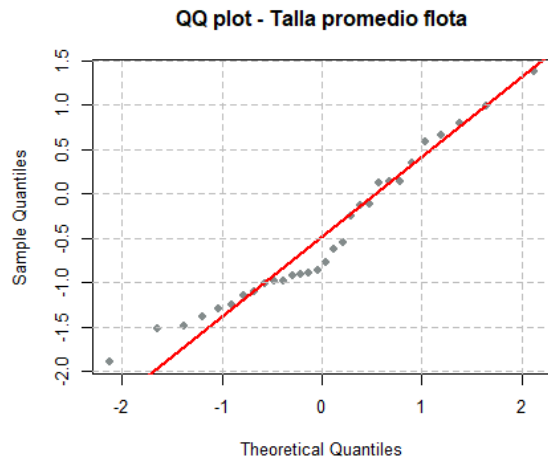


Figura SR3. Diagrama de QQ-plot de la CPUE, desembarques y talla promedio observada y ajustada de **SARDINA REDONDA**.

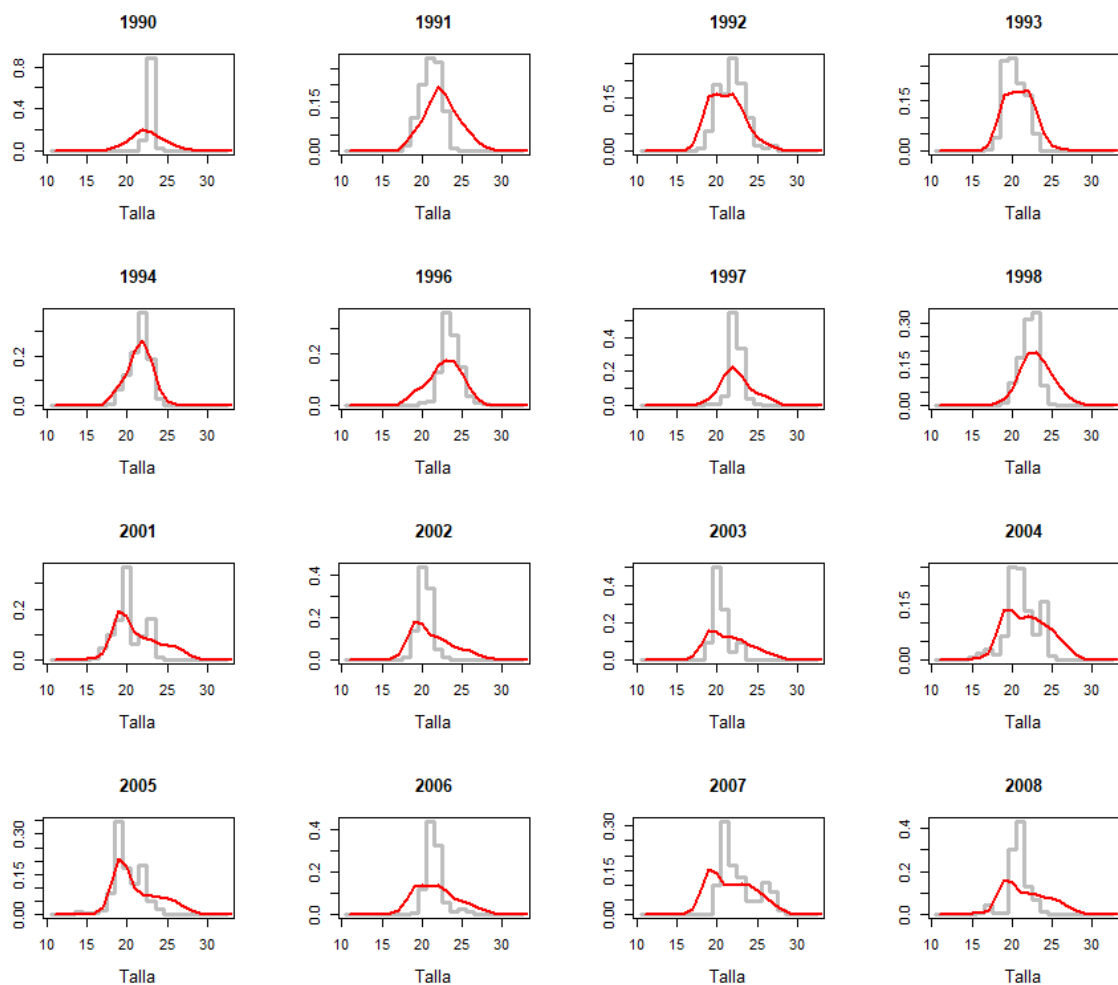


Figura SR4. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales de **SARDINA REDONDA**.

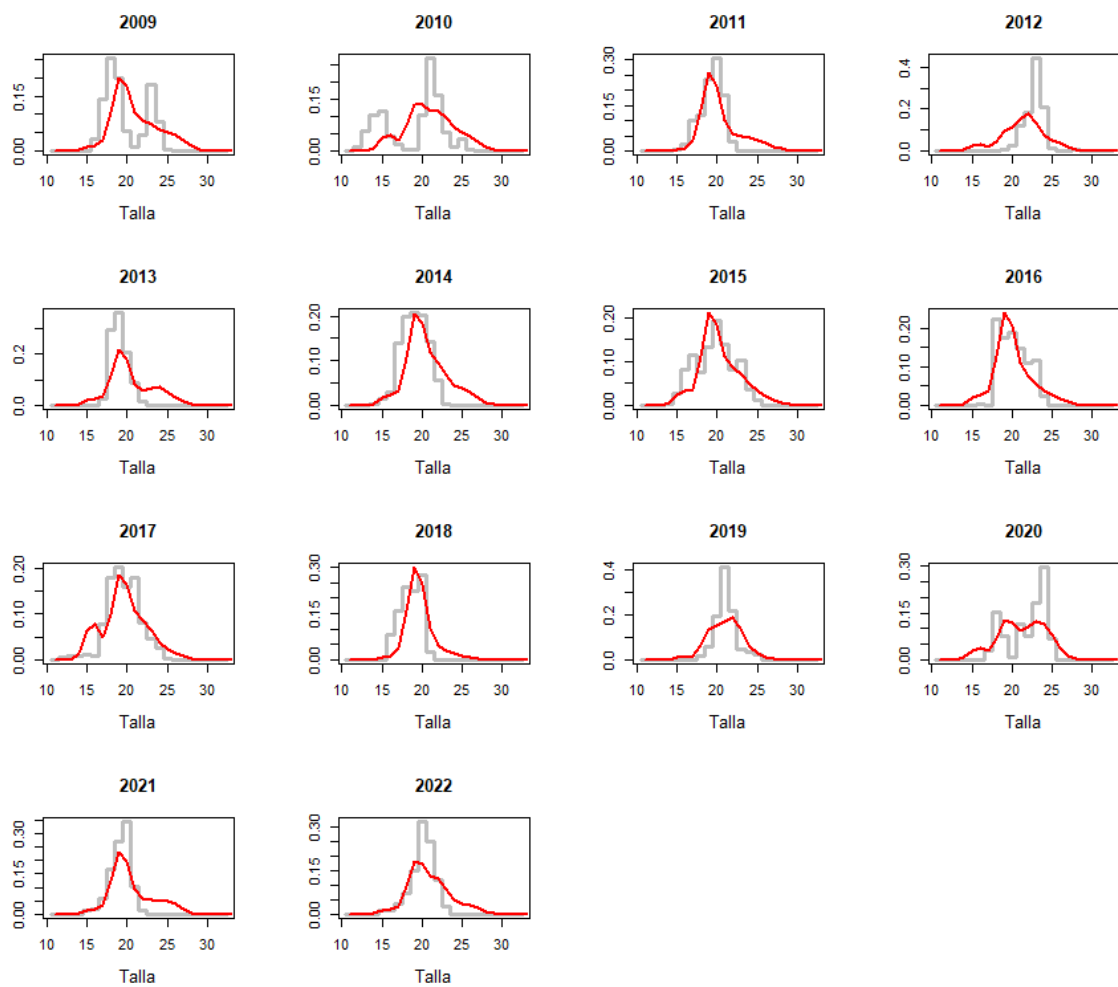


Figura SR4. Continuación

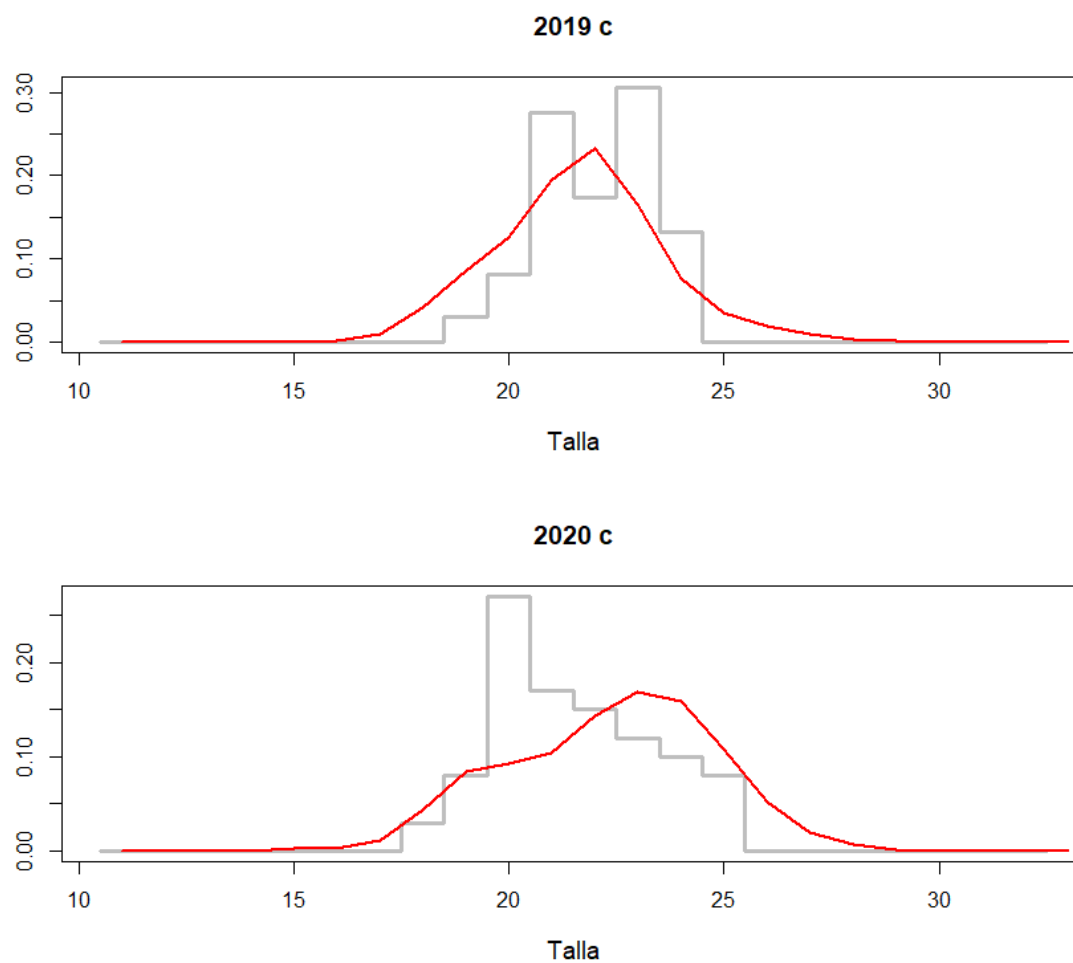


Figura SR5. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de los cruceros acústicos de **SARDINA REDONDA**.

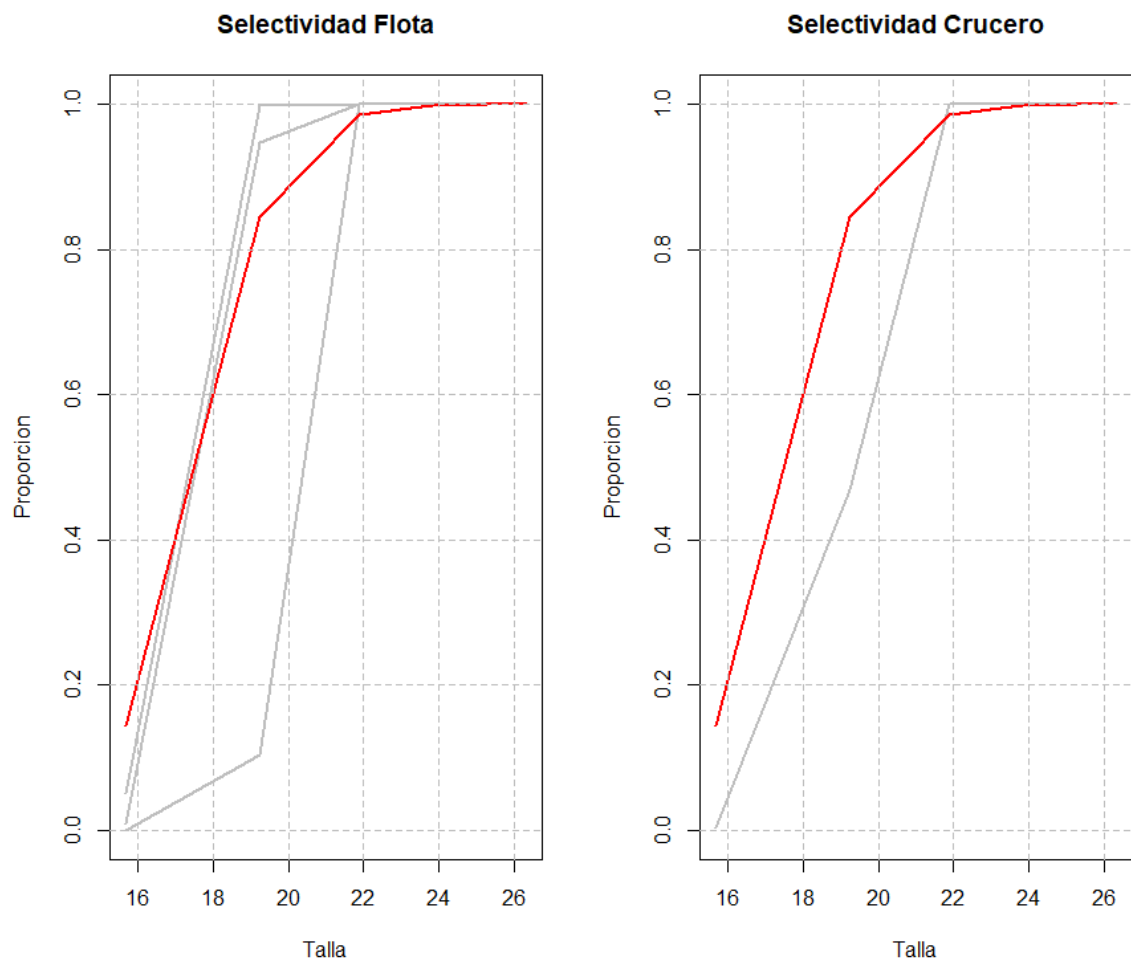


Figura SR6. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba o izquierdo), los cruceros acústicos (abajo derecho) y madurez sexual (rojo) de **SARDINA REDONDA**.

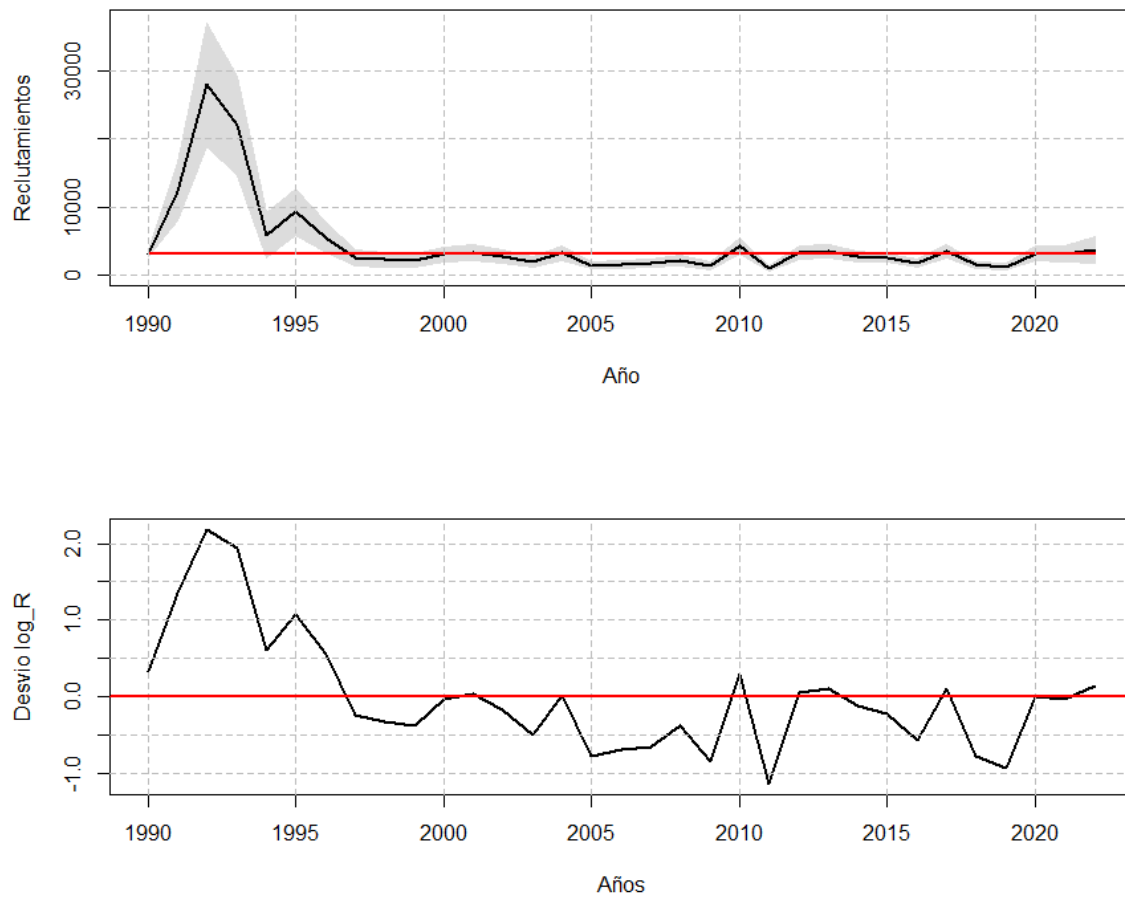


Figura SR7. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales de **SARDINA REDONDA**. La zona gris representa los intervalos de confianza al 95%.

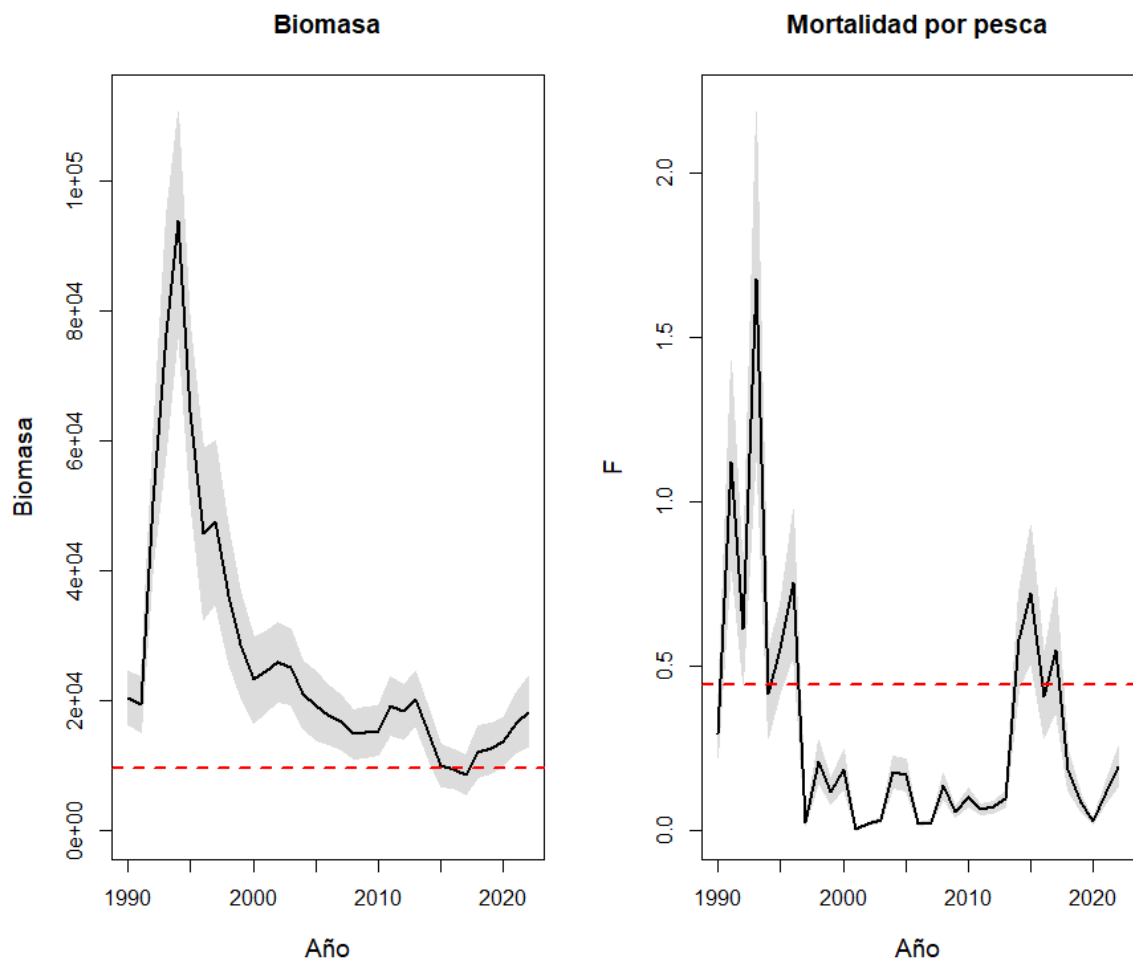


Figura SR8. Biomasa y mortalidad por pesca de **SARDINA REDONDA**. La línea delgada segmentada corresponde a los valores de referencia RMS. La zona gris representa los intervalos de confianza al 95%.

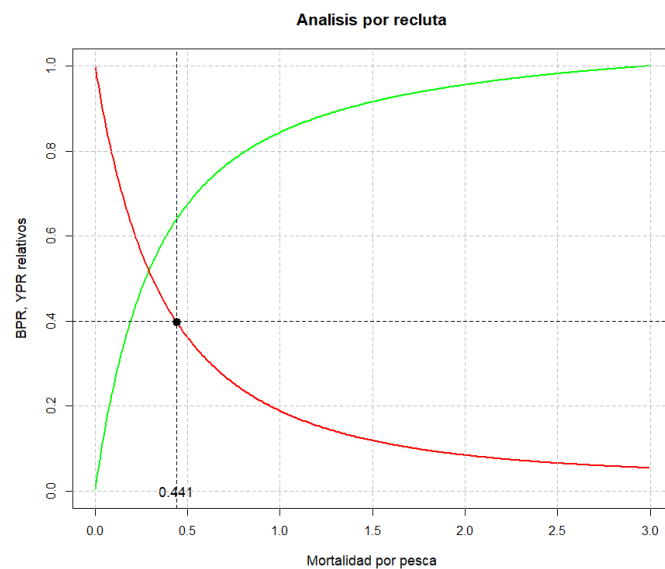


Figura SR9. Análisis por recluta y mortalidad por pesca equivalente al RMS de **SARDINA REDONDA**.

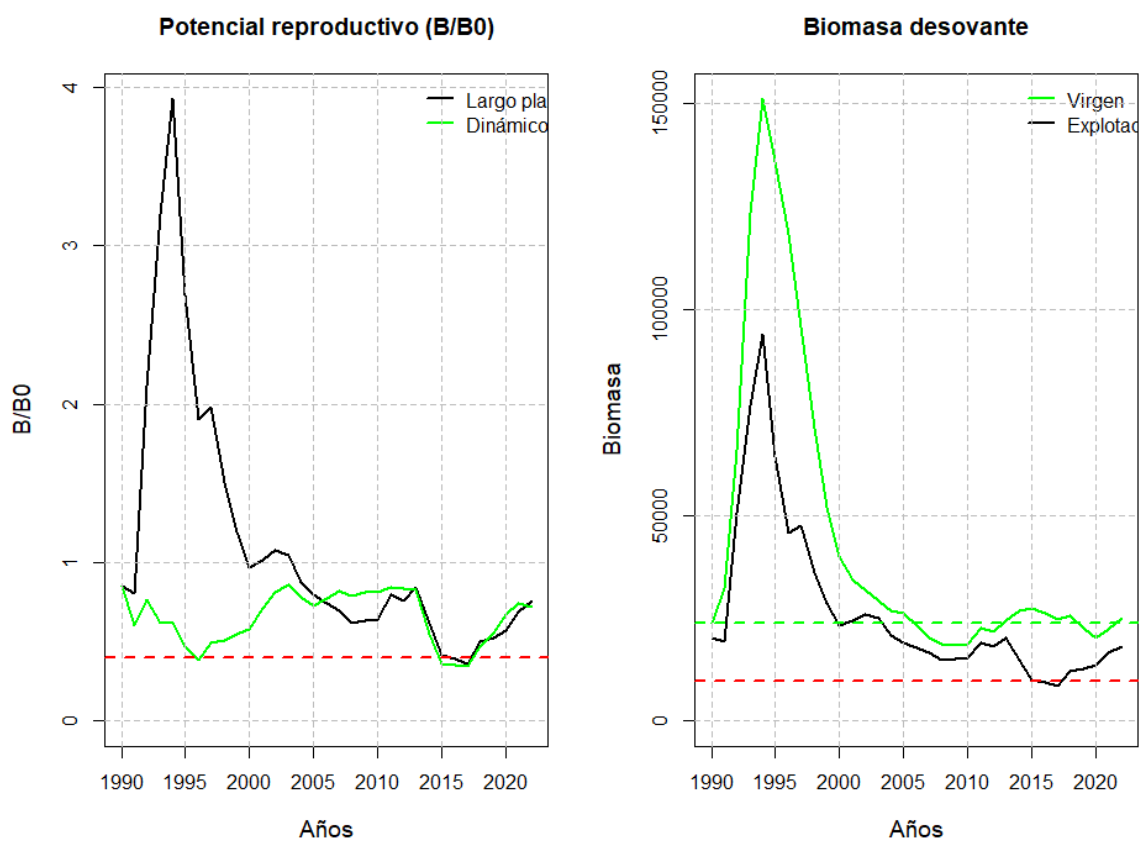


Figura SR10. Variación anual del potencial reproductivo y la biomasa virgen de **SARDINA REDONDA**.

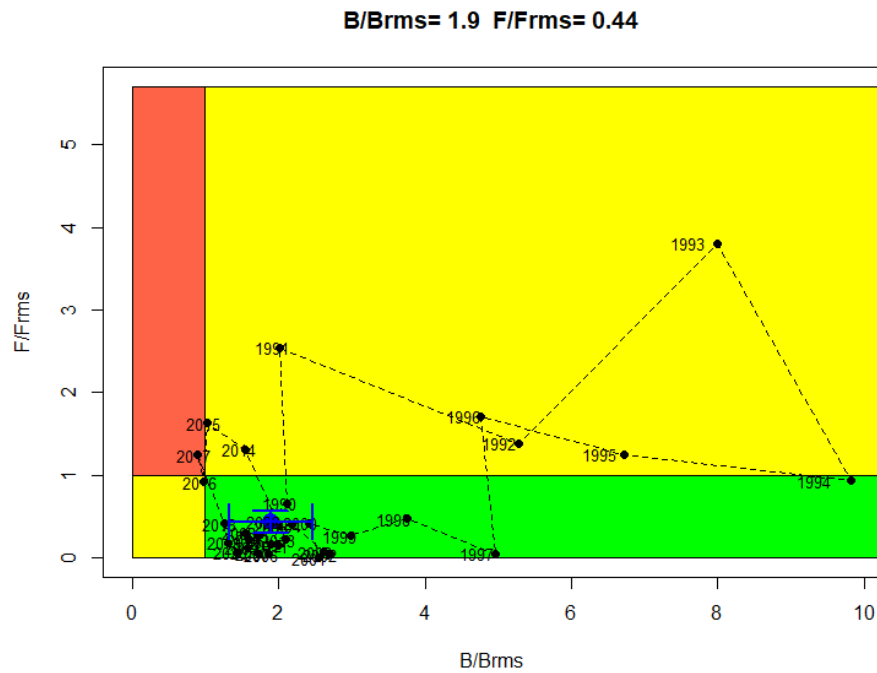


Figura SR11. Diagrama de Kobe (abajo). El círculo azul y barras de error representa la condición actual. Recurso **SARDINA REDONDA**.

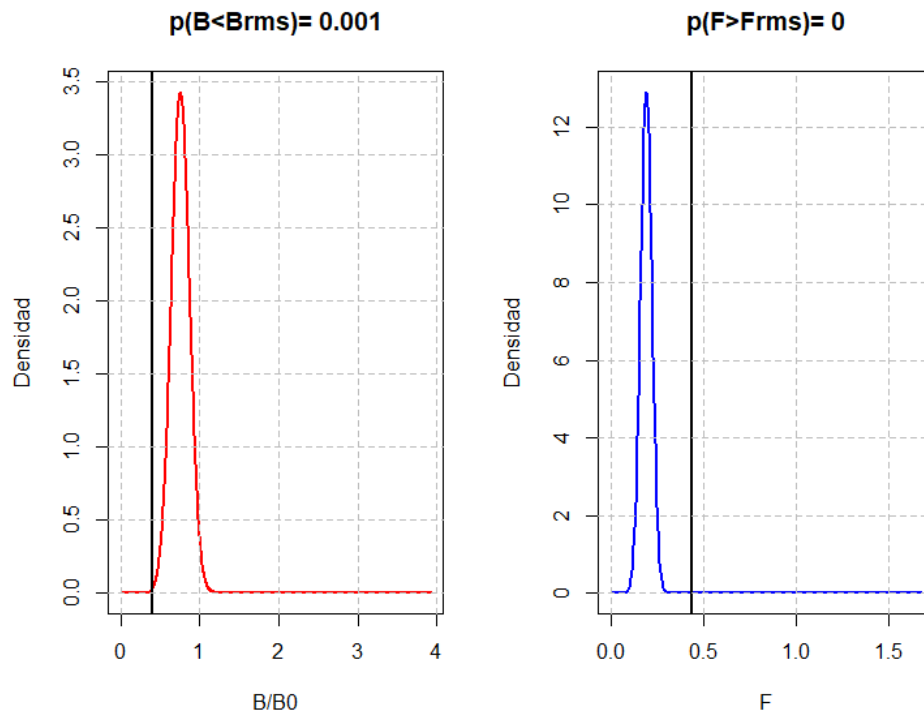


Figura SR12. Curvas de riesgo de sobreexplotación (línea roja) y sobrepesca (línea azul) de **SARDINA REDONDA**.

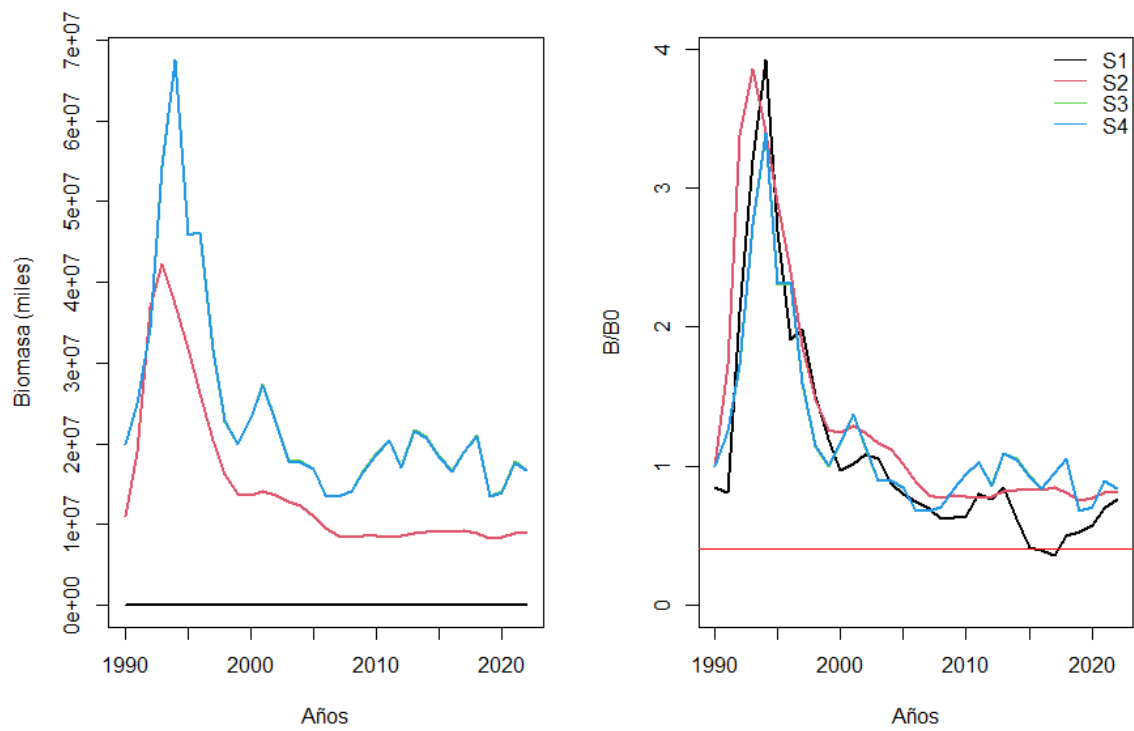


Figura SR13. Biomasa desovante y razón de biomasa virginal para distintos escenarios de evaluación alternativos en **SARDINA REDONDA**.

Tabla SR1. Series de capturas, CPUE y biomasa acústica empleadas en la evaluación del stock del recurso **SARDINA REDONDA**.

Año	Desembarques	CPUErel	B.Acustica
1990	5471	0.32	0
1991	17180	3.67	0
1992	9688	2.19	0
1993	57063	2.38	0
1994	30748	2.53	0
1995	46253	5.20	0
1996	34349	3.73	0
1997	1095	4.58	0
1998	8873	2.67	0
1999	3636	0.00	0
2000	4415	0.00	0
2001	28	1.90	0
2002	613	2.31	0
2003	1068	1.11	0
2004	4901	0.98	0
2005	4629	1.10	0
2006	433	0.69	0
2007	520	0.65	0
2008	2632	0.81	0
2009	1154	0.80	0
2010	1903	0.73	0
2011	1760	0.83	0
2012	1653	0.92	0
2013	2650	1.21	0
2014	14167	1.09	0
2015	12365	0.96	0
2016	5974	0.95	0
2017	6841	0.86	0
2018	3324	0.60	35000
2019	1434	0.68	34000
2020	475	0.60	43059
2021	2679	0.68	0
2022	4906	0.60	0

Tabla SR2. Estimaciones anuales de biomasa desovante, reclutamiento relativo a R0 (R_R0), mortalidad por pesca (Fcr), índice de sobrepesca (F_Frms), índice de sobreexplotación (B_Brms), proporción de B0 de largo plazo (B/B0) y razón de potencial reproductivo dinámico (SPR) del recurso **SARDINA REDONDA**.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Frms	B_Brms	B_B0	SPRdin
1990	20311.30	1.00	0.29	0.66	2.12	0.85	0.85
1991	19304.70	3.89	1.12	2.54	2.02	0.81	0.60
1992	50485.60	8.88	0.61	1.39	5.28	2.11	0.77
1993	76514.40	6.95	1.68	3.80	8.00	3.20	0.62
1994	93892.40	1.83	0.41	0.94	9.81	3.93	0.62
1995	64337.20	2.93	0.55	1.25	6.72	2.69	0.47
1996	45620.20	1.75	0.75	1.71	4.77	1.91	0.39
1997	47397.00	0.79	0.02	0.05	4.95	1.98	0.50
1998	36006.40	0.72	0.21	0.47	3.76	1.51	0.51
1999	28585.70	0.69	0.12	0.26	2.99	1.20	0.55
2000	23149.50	0.96	0.18	0.42	2.42	0.97	0.58
2001	24376.10	1.03	0.00	0.00	2.55	1.02	0.71
2002	25793.10	0.85	0.02	0.04	2.70	1.08	0.81
2003	25103.90	0.61	0.03	0.07	2.62	1.05	0.86
2004	20885.10	1.02	0.18	0.40	2.18	0.87	0.78
2005	19092.00	0.46	0.17	0.38	2.00	0.80	0.73
2006	17778.20	0.50	0.02	0.04	1.86	0.74	0.77
2007	16570.00	0.52	0.02	0.05	1.73	0.69	0.82
2008	14764.90	0.69	0.13	0.30	1.54	0.62	0.79
2009	15075.30	0.43	0.06	0.13	1.58	0.63	0.81
2010	15335.70	1.34	0.10	0.22	1.60	0.64	0.82
2011	19094.70	0.32	0.06	0.14	2.00	0.80	0.85
2012	18220.80	1.06	0.07	0.16	1.90	0.76	0.84
2013	20140.10	1.10	0.10	0.22	2.10	0.84	0.83
2014	14738.30	0.88	0.58	1.31	1.54	0.62	0.55
2015	9883.27	0.79	0.72	1.63	1.03	0.41	0.36
2016	9402.96	0.57	0.41	0.92	0.98	0.39	0.36
2017	8571.94	1.10	0.55	1.24	0.90	0.36	0.35
2018	12020.80	0.46	0.18	0.42	1.26	0.50	0.47
2019	12623.50	0.39	0.08	0.19	1.32	0.53	0.56
2020	13621.60	1.00	0.03	0.06	1.42	0.57	0.67
2021	16531.20	0.97	0.12	0.27	1.73	0.69	0.74
2022	18138.50	1.15	0.19	0.44	1.90	0.76	0.72

Tabla SR3. Estimaciones de biomasa, reducción del stock (B/B0), mortalidad natural (M), steepness (h) y talla del reclutamiento (Lr) para distintos escenarios de evaluación en **SARDINA REDONDA**.

Escenario	Verosimilitud	Biomasa	B_B0	M	h	Lr
1	3546.75	1.81385e+04	0.76	0.60	1.00	15.75
2	3390.12	8.97797e+09	0.82	0.60	1.00	15.38
3	3364.17	1.67466e+10	0.84	1.61	1.00	15.13
4	3364.05	1.66362e+10	0.84	1.61	0.95	15.13

4.1.6. Pinchagua (*Opisthonema* spp.)

La pesquería de Pinchagua destaca por una notable variabilidad en los desembarques y los datos empleados. El modelo reproduce medianamente las tendencias de la CPUE y la talla promedio de las capturas, pero no así los datos provenientes de los cruceros acústicos (**Figura P1, P2**). La bondad estadística de ajuste del modelo se refleja en la relación qq-plot en la cual destaca una mayor afinidad dato vs modelo en la talla promedio y CPUE, respecto de las composiciones de tallas de los cruceros, así como de las capturas (**Figura P3**). Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica reflejada por su bimodalidad y que el modelo no logra reproducir del todo (**Figura P4, P5**). Las razones de esta falta de ajuste pueden ser de diversa naturaleza, ya sea como el resultado de una dinámica poblacional compleja (tres especies del género *Opisthonema*) no representada en el modelo de análisis, o errores de observación contenida tanto en los datos como en los parámetros biológicos. El error de observación demostrado en la relativa falta de ajuste de algunas piezas de información se debe a múltiples fuentes que caracterizan a la pesquería y al proceso de recolección de la información. La pesquería es antigua y en general se observa una sostenida y pulsátil disminución en las capturas en toda su historia (**Figura P1, Tabla P1**), sin que esto haya generado mayor efecto en la tendencia de la CPUE y composiciones de tallas de las capturas/talla promedio (**Figura P1, P2**). La primera explicación en este tipo de evidencias son cambios de regímenes de productividad. Las curvas de selectividad muestran que tanto la pesquería como la selectividad de los cruceros ha vulnerado individuos principalmente inmaduros menores a 14 cm LT (**Figura P6**).

Se estima que el desarrollo de la pesquería y sus máximos registros han estado muy ligados a las fluctuaciones del reclutamiento, con anomalías positivas que dominaron gran parte de los 80's y 90's (**Figura P7**) seguido de una tendencia a la baja relacionado probablemente a un cambio de régimen de productividad desde 1998. En los últimos años no se ha registrado la recuperación de los reclutamientos y la misma es incierta debido al método de estimación, y debería ser verificada con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. La biomasa de este recurso ha variado de manera errática, obteniendo valores sobre las 700 mil toneladas en los 80's, hasta 97 mil toneladas en los últimos años, aunque en su historia se ha mantenido alrededor del valor considerado de referencia (40% B_0). Si bien la presión de pesca durante gran parte de los 80's y parte de los 90's fue excesiva, los niveles de la pesquería han disminuido y desde inicios de la década del 2000's, la mortalidad por pesca se ha ubicado en niveles por debajo de su valor de referencia ($F_{40\%}$) (**Figura P8**). La variación anual de la biomasa respecto de la biomasa B_0 indica que la población no ha tenido mayores episodios de sobreexplotación, y se estima que al 2022 la población de Pinchagua se ubicaría al 53% de B_0 con un potencial reproductivo cercano al 77%, y por ende por sobre el objetivo de manejo (40% B_0) (**Figura P10, Tabla P2**). El diagrama de Kobe (**Figura P11**) muestra que la historia de la pesquería de este recurso es alternancia en estados de sobrepesca pero no de sobreexplotación. La condición más reciente ubica a la población lejos de sobrepesca y sobreexplotación (**Figura P11**). El riesgo de sobreexplotación al 2022 se estima cercano al 3% (**Figura P12**).

El análisis de sensibilidad muestra que las estimaciones en escala absoluta son muy inciertas, no obstante hay mayor consistencia en escala relativa. En todos los casos analizados, la

población se encuentra por sobre el valor de referencia y por ende sin estado de sobreexplotación (**Figura P13, Tabla P3**)

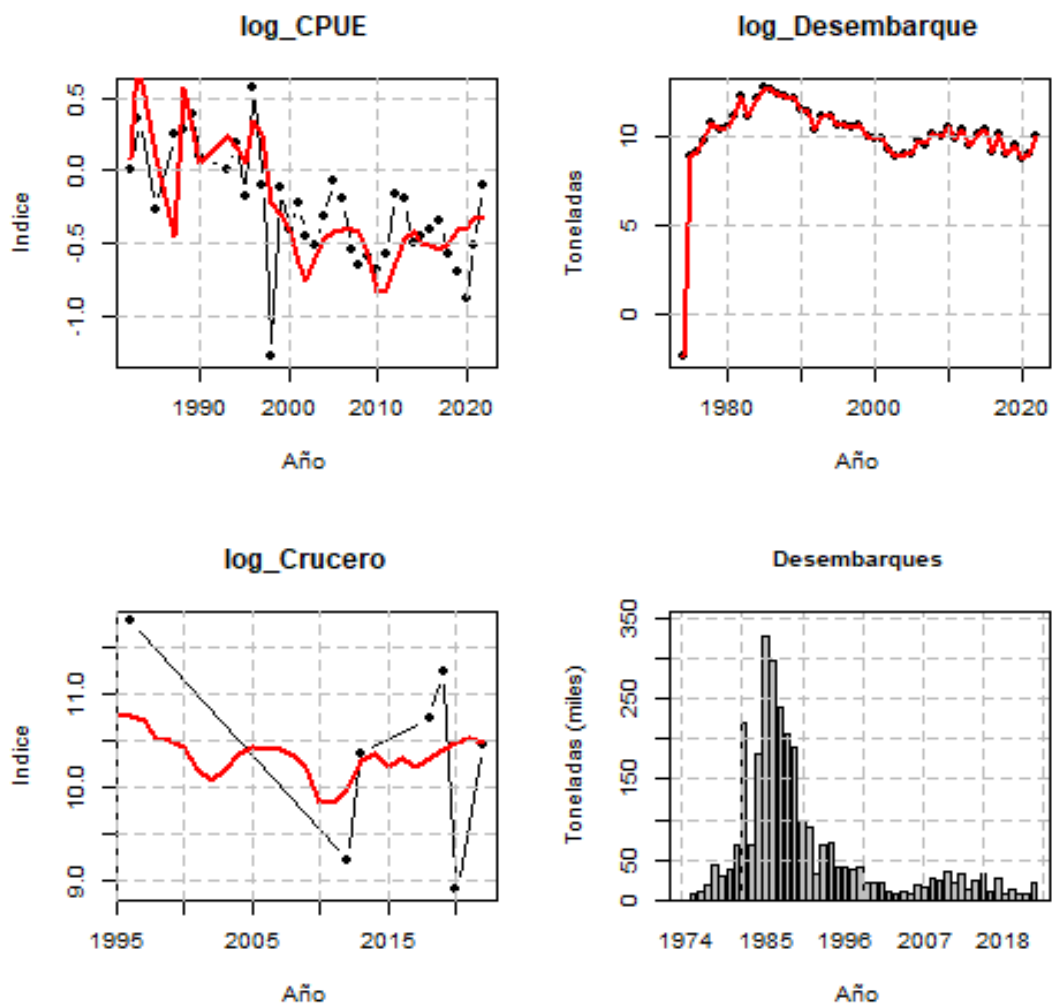


Figura P1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **PINCHAGUA**.

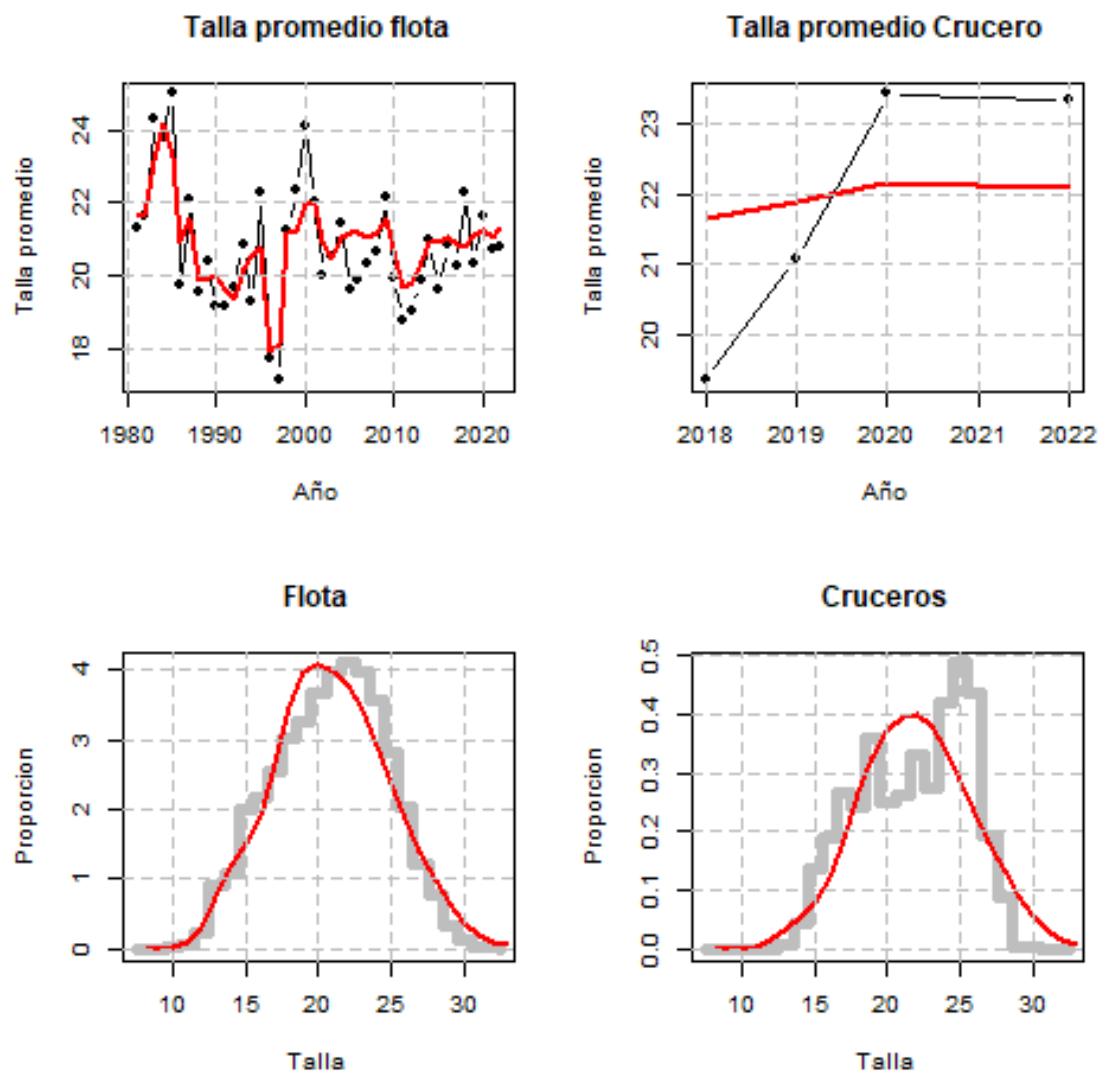


Figura P2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de PINCHAGUA.

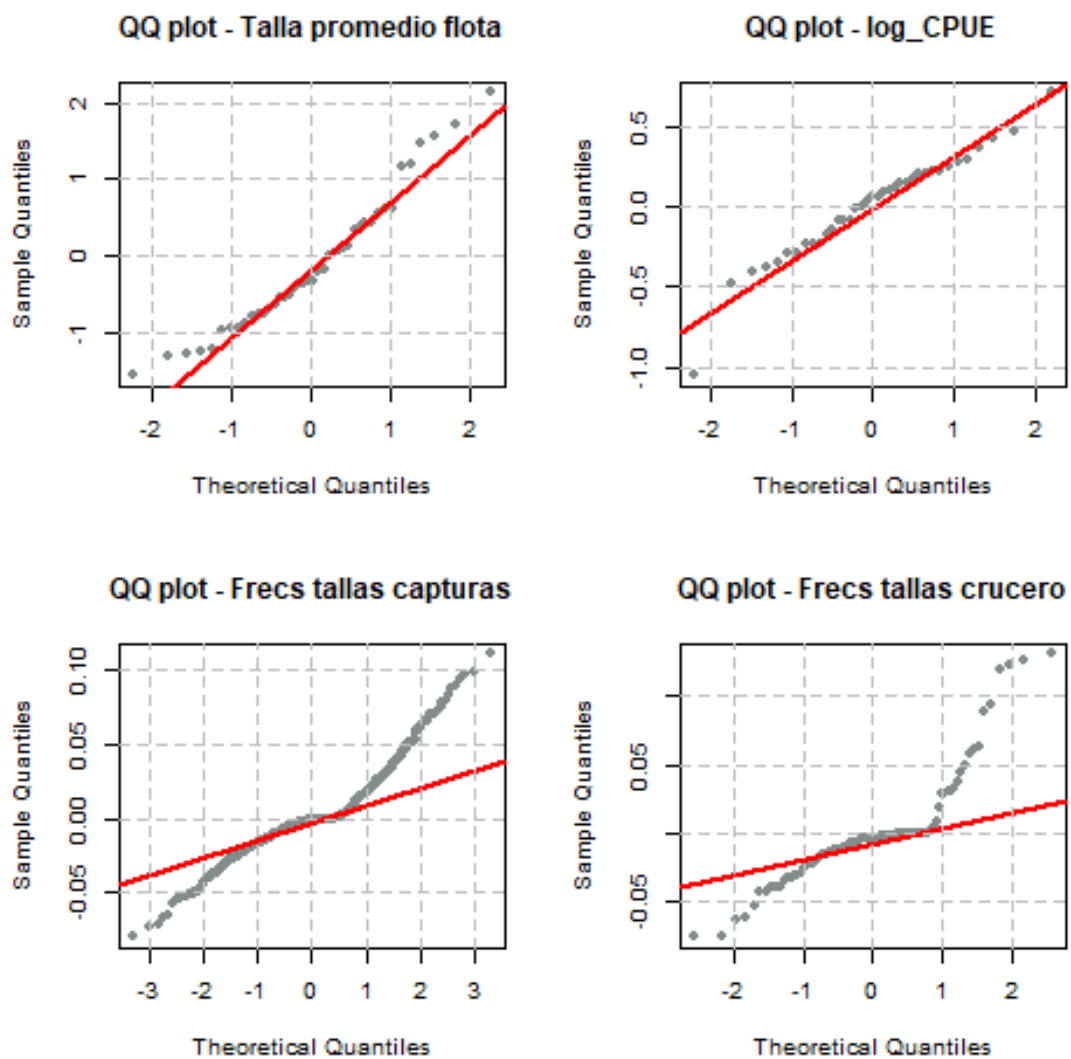


Figura P3. Diagrama de QQ-plot de la CPUE, desembarques y talla promedio observada y ajustada de PINCHAGUA.

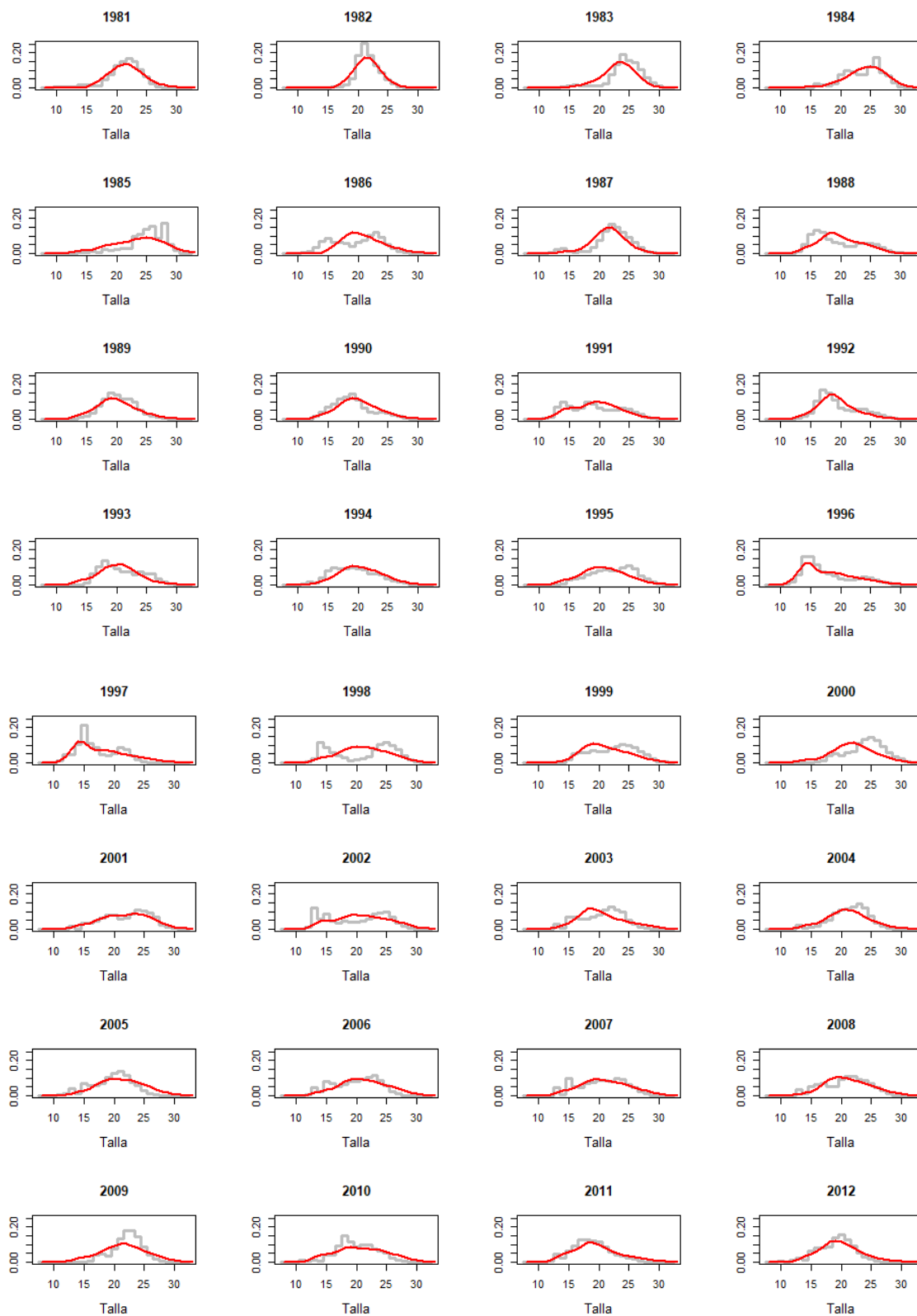


Figura P4. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales de PINCHAGUA.

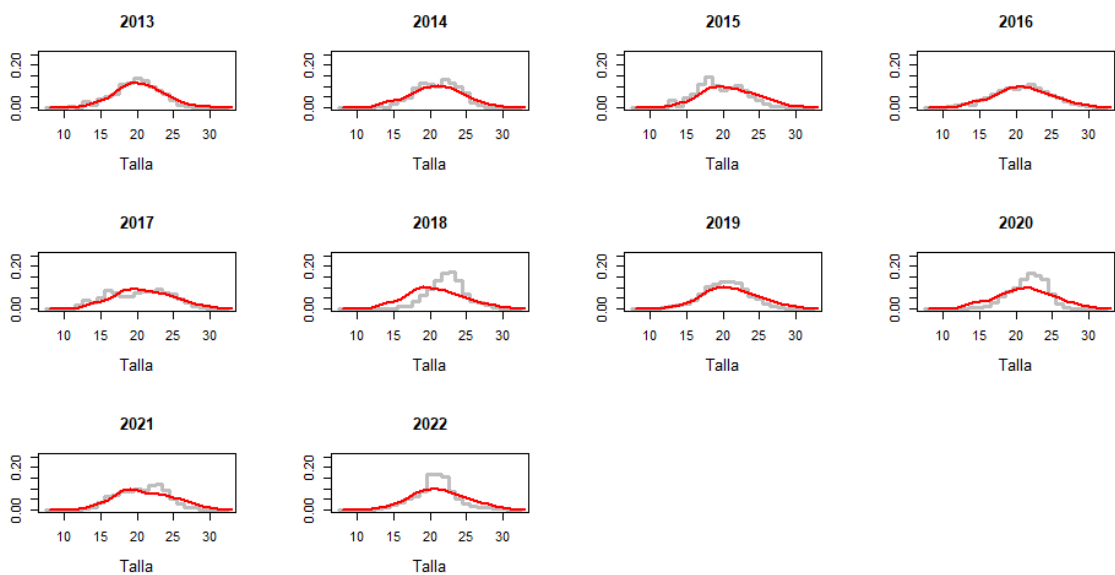


Figura P4. Continuación

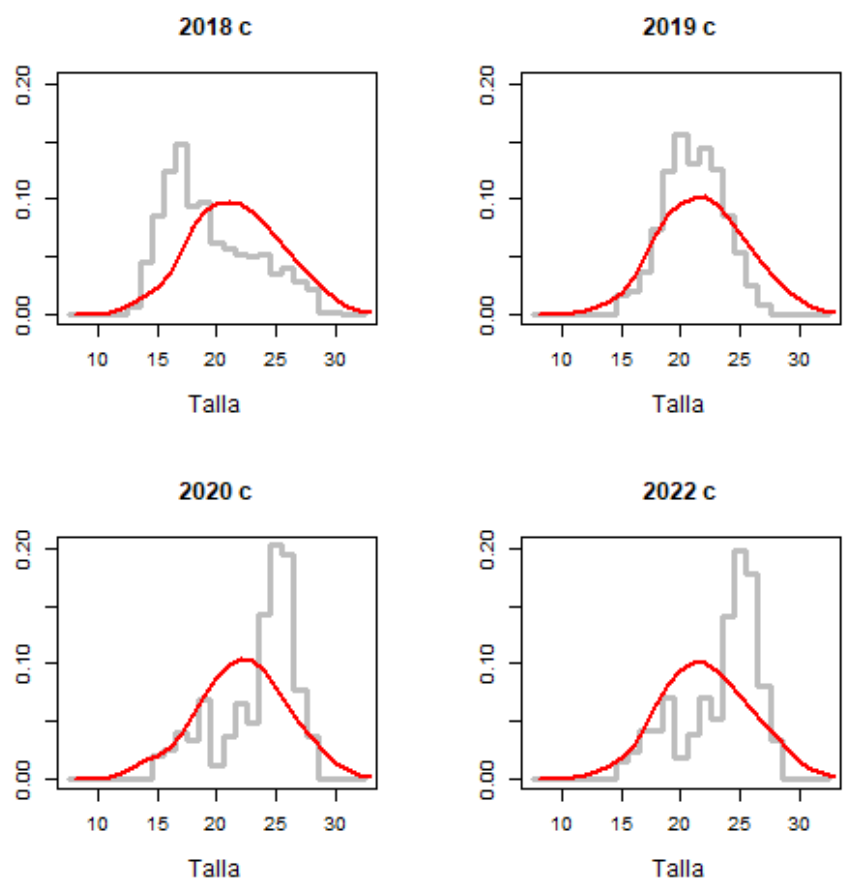


Figura P5. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de los cruceros acústicos de **PINCHAGUA**.

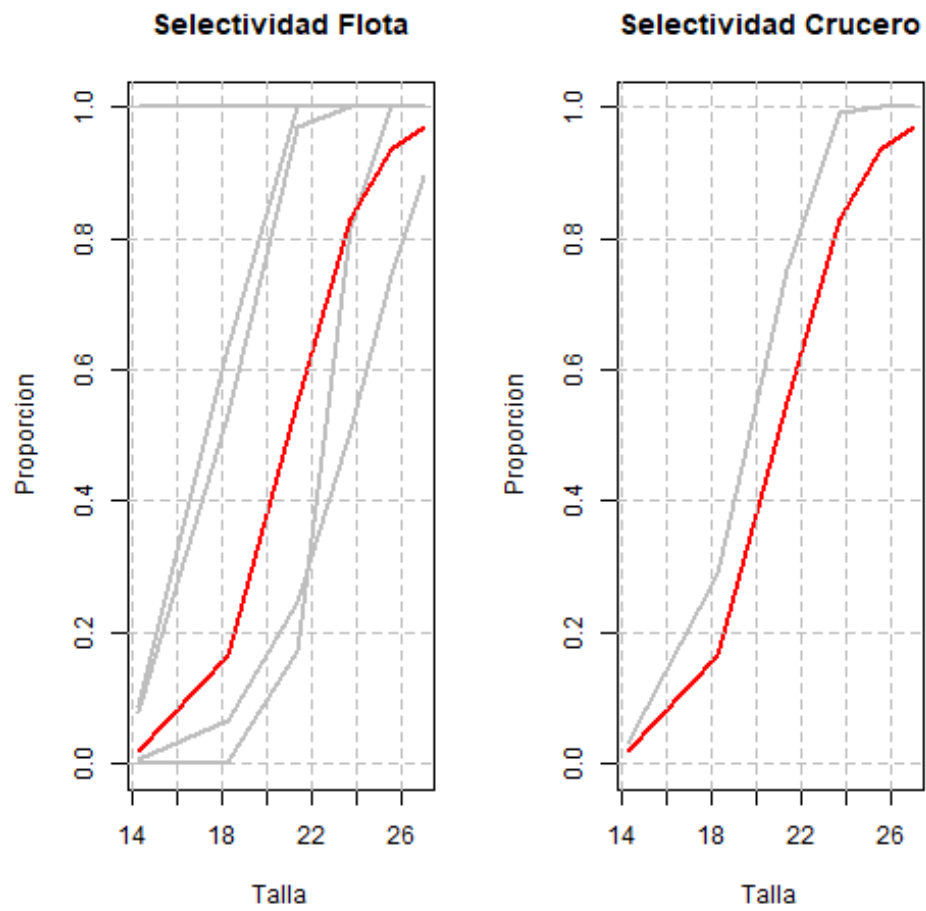


Figura P6. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba), los cruceros acústicos (abajo) y madurez sexual (rojo) de **PINCHAGUA**.

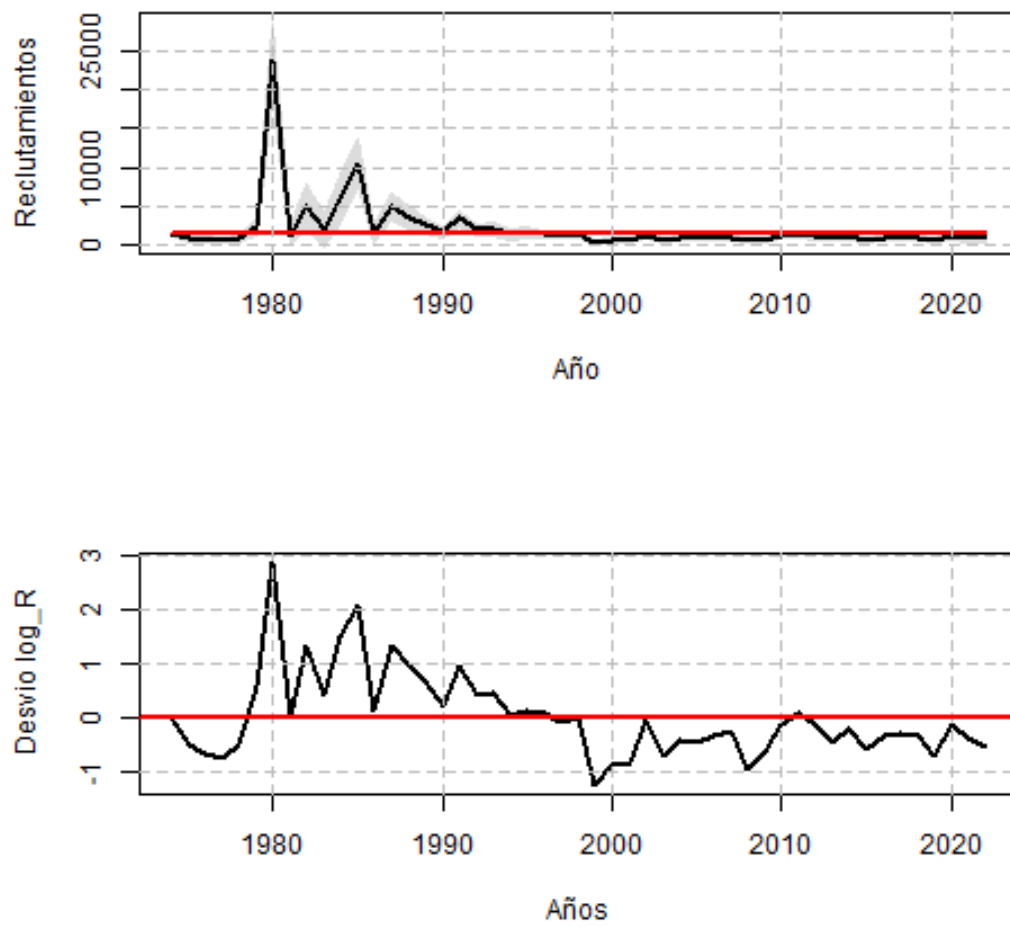


Figura P7. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales de **PINCHAGUA**. La zona gris representa los intervalos de confianza al 95%.

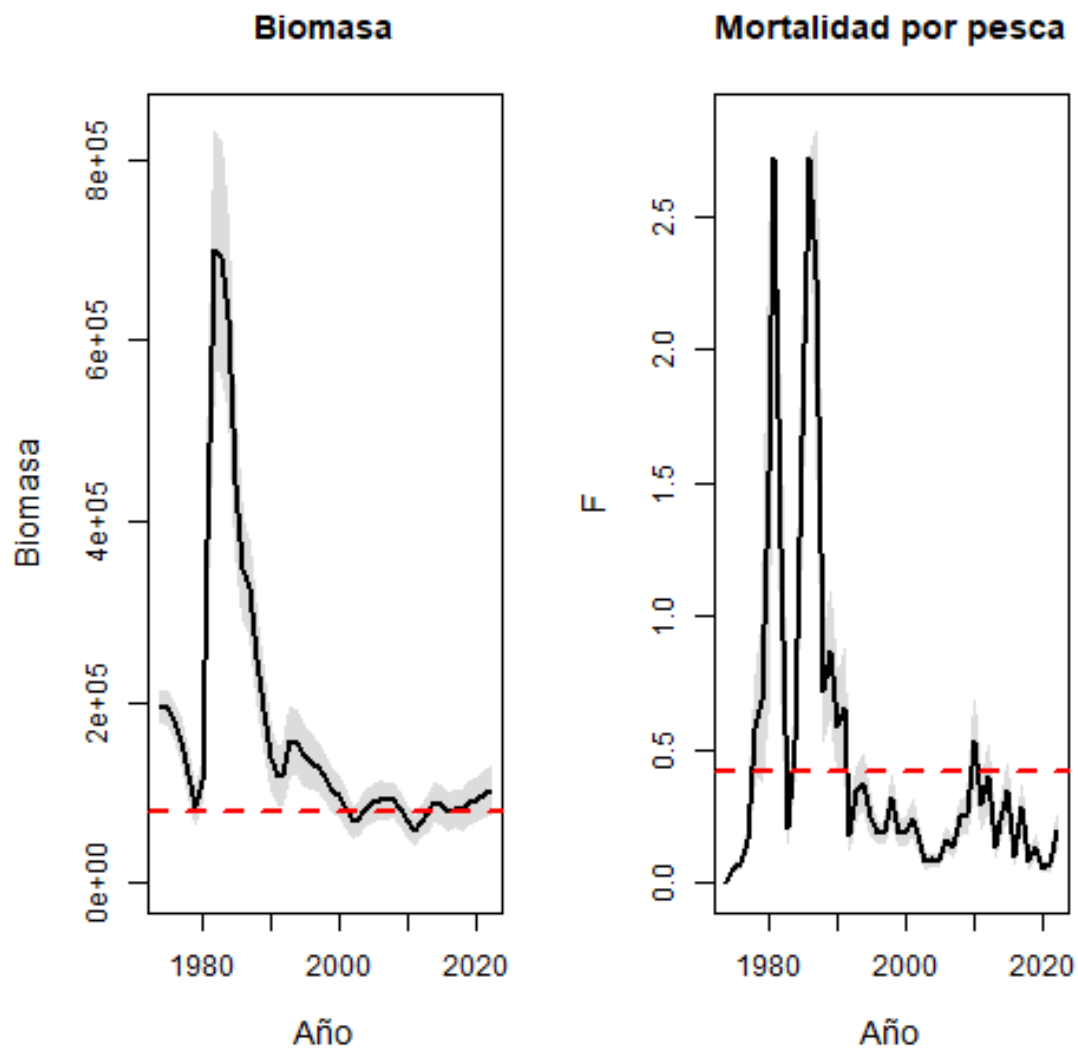


Figura P8. Biomasa y mortalidad por pesca de **PINCHAGUA**. La línea delgada segmentada corresponde a los valores de referencia RMS. La zona gris representa los intervalos de confianza al 95%.

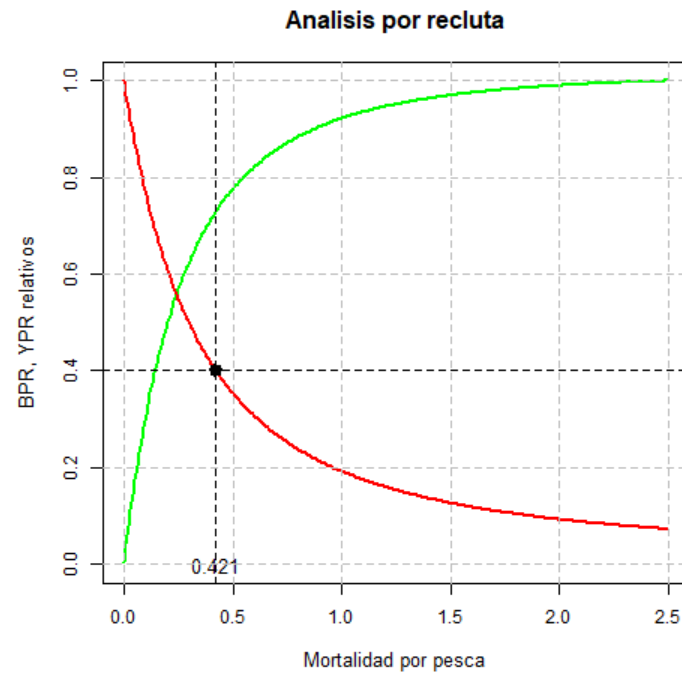


Figura P9. Análisis por recluta y mortalidad por pesca equivalente al RMS de **PINCHAGUA**.

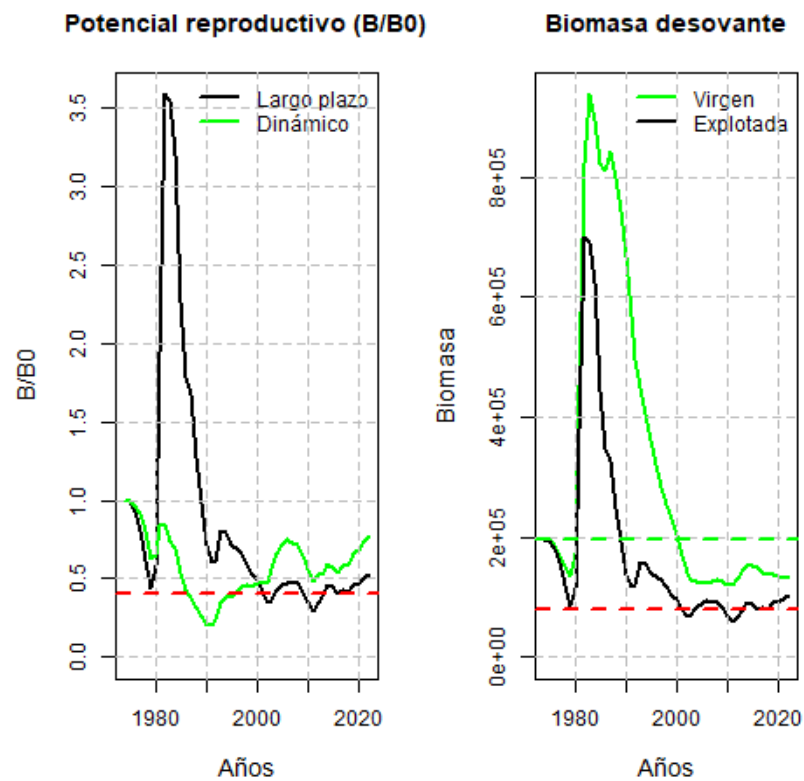


Figura P10. Variación anual del potencial reproductivo y la biomasa virginal de **PINCHAGUA**.

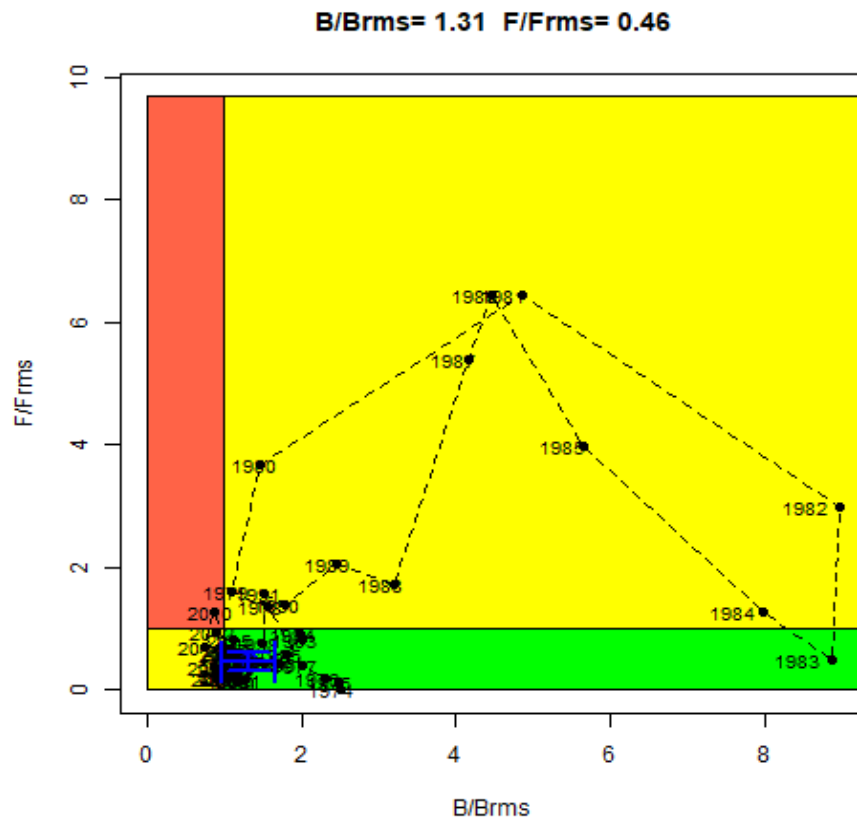


Figura P11. Diagrama de Kobe (abajo). El círculo azul y barras de error representa la condición actual. Recurso **PINCHAGUA**

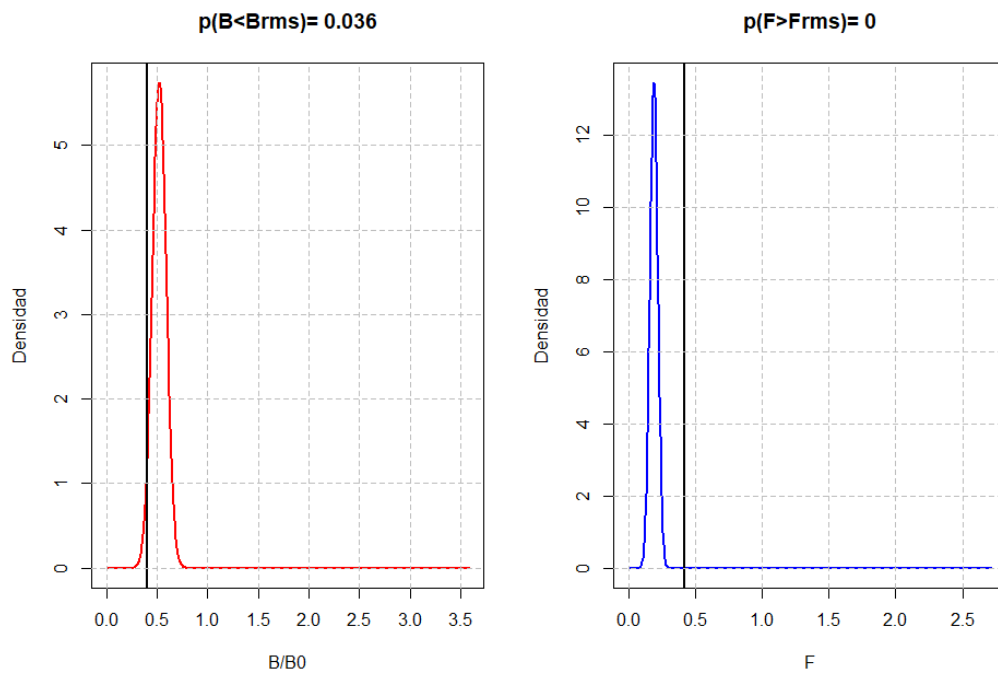


Figura P12. Curvas de riesgo de sobreexplotación (línea roja) y sobrepesca (línea azul) de **PINCHAGUA**.

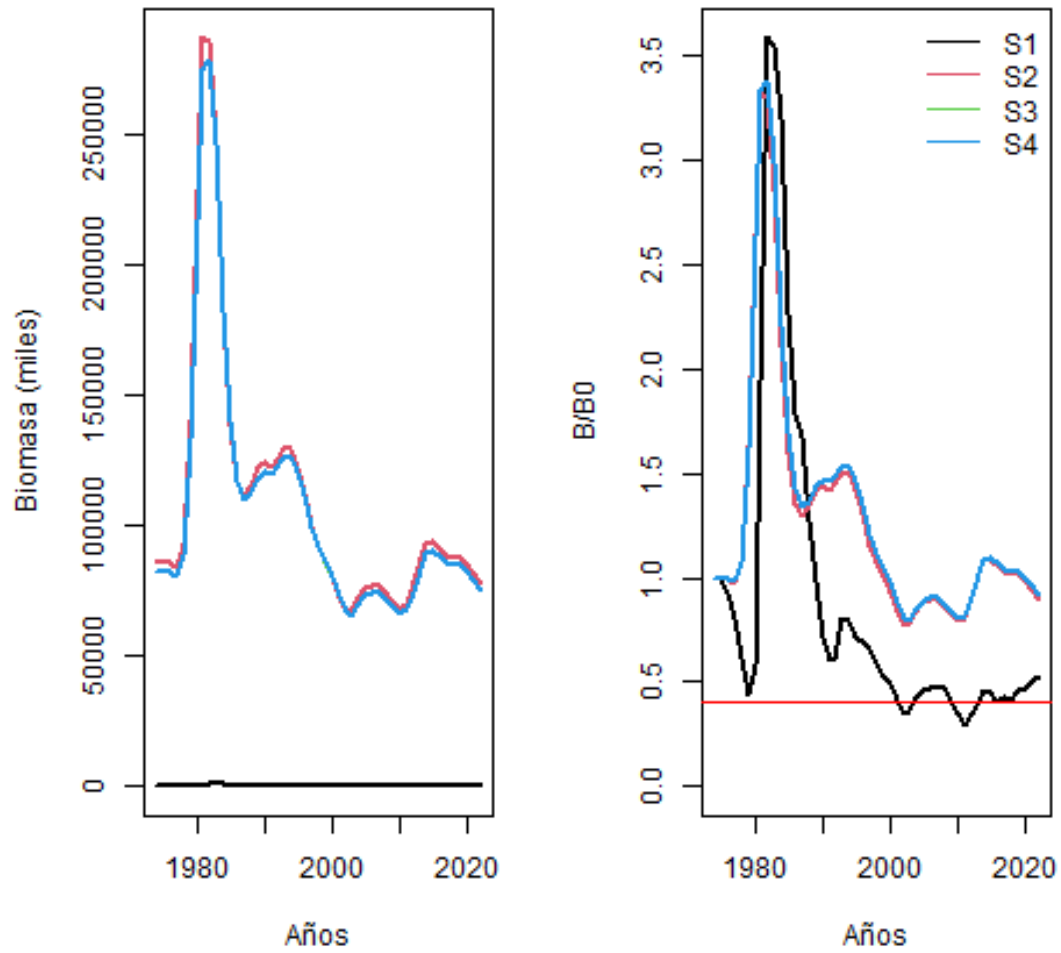


Figura P13. Biomasa desovante y razón de biomasa virginal para distintos escenarios de evaluación alternativos en PINCHAGUA.

Tabla P1. Series de capturas, CPUE y biomasa acústica empleadas en la evaluación del stock del recurso **PINCHAGUA**.

Año	Desembarques	CPUErel	B.Acustica
1974	0.1	0.00	0
1975	7599.0	0.00	0
1976	9119.0	0.00	0
1977	18237.0	0.00	0
1978	44074.0	0.00	0
1979	30396.0	0.00	0
1980	37994.0	0.00	0
1981	68390.0	0.00	0
1982	219849.0	1.00	0
1983	69155.0	1.43	0
1984	182074.0	0.00	0
1985	328074.0	0.76	0
1986	297721.0	0.00	0
1987	240577.0	1.29	0
1988	206766.0	1.32	0
1989	189789.0	1.47	0
1990	98632.0	1.10	0
1991	91622.0	0.00	0
1992	31016.0	0.00	0
1993	69247.0	1.00	0
1994	69892.0	1.20	0
1995	40910.0	0.83	0
1996	41041.0	1.76	130690
1997	37723.0	0.90	0
1998	40530.0	0.28	0
1999	22253.0	0.89	0
2000	20037.0	0.67	0
2001	20071.0	0.80	0
2002	10952.0	0.63	0
2003	6895.0	0.60	0
2004	8590.0	0.72	0
2005	8282.0	0.94	0
2006	16851.0	0.82	0
2007	14153.0	0.58	0
2008	25263.0	0.52	0
2009	22527.0	0.56	0
2010	35849.0	0.50	0
2011	20273.0	0.56	0
2012	33089.0	0.85	10200
2013	13191.0	0.82	31600
2014	23799.0	0.60	0
2015	32900.0	0.64	0
2016	9396.0	0.67	0
2017	25618.0	0.71	0
2018	7810.0	0.56	46109
2019	13983.0	0.49	76032
2020	6161.0	0.42	7482
2021	7810.0	0.60	0
2022	22064.0	0.90	34616

Tabla P2. Estimaciones anuales de biomasa desovante, reclutamiento relativo a R0 (R_R0), mortalidad por pesca (Fcr), índice de sobrepesca (F_Frms), índice de sobreexplotación (B_Brms), proporción de B0 de largo plazo (B/B0) y razón de potencial reproductivo dinámico (SPR) del recurso PINCHAGUA.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Frms	B_Brms	B_B0	SPRdin
1974	195313.0	1.00	0.00	0.00	2.50	1.00	1.00
1975	193271.0	0.59	0.06	0.14	2.47	0.99	0.99
1976	180445.0	0.51	0.07	0.17	2.31	0.92	0.96
1977	157288.0	0.46	0.16	0.38	2.01	0.81	0.92
1978	121143.0	0.60	0.58	1.37	1.55	0.62	0.80
1979	84360.3	1.78	0.68	1.62	1.08	0.43	0.62
1980	113419.0	17.86	1.54	3.67	1.45	0.58	0.65
1981	378714.0	0.99	2.72	6.46	4.85	1.94	0.84
1982	700784.0	3.73	1.26	2.99	8.97	3.59	0.85
1983	692491.0	1.48	0.21	0.49	8.86	3.55	0.74
1984	624508.0	4.42	0.54	1.27	7.99	3.20	0.70
1985	442594.0	7.94	1.67	3.98	5.67	2.27	0.54
1986	348577.0	1.11	2.72	6.46	4.46	1.78	0.43
1987	326003.0	3.72	2.27	5.38	4.17	1.67	0.39
1988	249751.0	2.55	0.72	1.72	3.20	1.28	0.31
1989	192246.0	1.93	0.87	2.06	2.46	0.98	0.26
1990	138900.0	1.22	0.59	1.39	1.78	0.71	0.21
1991	117708.0	2.59	0.66	1.57	1.51	0.60	0.21
1992	118742.0	1.48	0.18	0.43	1.52	0.61	0.24
1993	157330.0	1.55	0.35	0.82	2.01	0.81	0.35
1994	155220.0	1.01	0.38	0.89	1.99	0.79	0.38
1995	140442.0	1.13	0.25	0.58	1.80	0.72	0.39
1996	134567.0	1.07	0.19	0.44	1.72	0.69	0.42
1997	128714.0	0.92	0.19	0.44	1.65	0.66	0.45
1998	116921.0	1.00	0.32	0.76	1.50	0.60	0.46
1999	102794.0	0.28	0.19	0.45	1.32	0.53	0.45
2000	96217.7	0.42	0.19	0.45	1.23	0.49	0.47
2001	80349.2	0.42	0.24	0.58	1.03	0.41	0.47
2002	67201.4	0.94	0.15	0.35	0.86	0.34	0.47
2003	70879.7	0.49	0.08	0.19	0.91	0.36	0.55
2004	82311.2	0.65	0.09	0.21	1.05	0.42	0.66
2005	88808.6	0.63	0.08	0.19	1.14	0.45	0.72
2006	92479.5	0.71	0.16	0.39	1.18	0.47	0.75
2007	91461.9	0.77	0.14	0.33	1.17	0.47	0.73
2008	91681.5	0.37	0.25	0.60	1.17	0.47	0.72
2009	81917.4	0.53	0.26	0.61	1.05	0.42	0.64
2010	67660.6	0.86	0.53	1.26	0.87	0.35	0.56
2011	57682.3	1.05	0.30	0.70	0.74	0.30	0.48
2012	68806.7	0.87	0.40	0.95	0.88	0.35	0.53
2013	77852.6	0.61	0.14	0.32	1.00	0.40	0.54
2014	89836.9	0.81	0.23	0.56	1.15	0.46	0.59
2015	87164.4	0.54	0.35	0.83	1.12	0.45	0.57
2016	79687.0	0.69	0.10	0.24	1.02	0.41	0.54
2017	82613.1	0.73	0.28	0.67	1.06	0.42	0.58
2018	80216.9	0.71	0.08	0.20	1.03	0.41	0.58
2019	89503.4	0.48	0.14	0.32	1.15	0.46	0.65
2020	91714.8	0.86	0.06	0.14	1.17	0.47	0.69
2021	97832.4	0.67	0.07	0.17	1.25	0.50	0.74
2022	102575.0	0.58	0.19	0.46	1.31	0.53	0.77

Tabla P3. Estimaciones de biomasa, reducción del stock (B/B_0), mortalidad natural (M), steepness (h) y talla del reclutamiento (L_r) para distintos escenarios de evaluación en **PINCHAGUA**.

Escenario	Verosimilitud	Biomasa	B/B_0	M	h	L_r
1	9465.06	102575	0.53	0.50	1	14.27
2	9374.64	77512200	0.90	0.50	1	14.01
3	9372.86	75200800	0.91	0.45	1	13.99
4	9372.86	75206900	0.91	0.45	1	13.99

4.2. Regla de control

Los análisis muestran que la CPUE promedio de macarela de los años 2021-2022 es inferior al valor de referencia $CPUE_{RMS}$ ($\rho=0.81$), mientras los desembarques en igual período se encuentran ligeramente por debajo del RMS ($\phi=0.98$). De acuerdo con esto y los criterios considerados en la regla de control, el esfuerzo de pesca no debería ser disminuido (**Figura M1**).

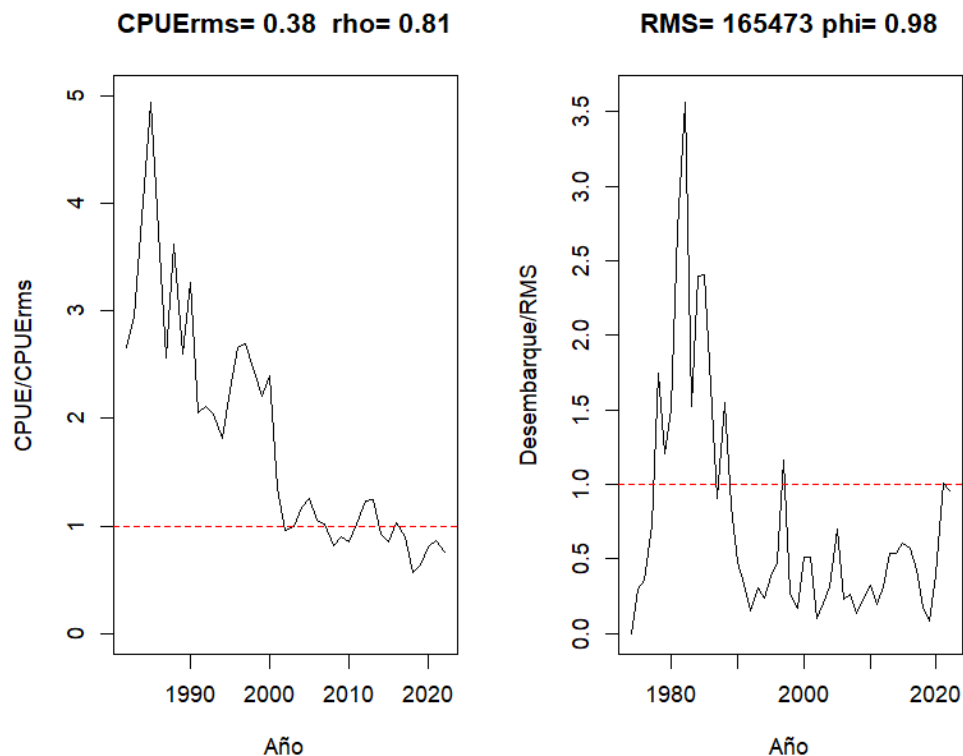


Figura M1. CPUE y desembarques de **MACARELA** relativos al rendimiento máximo sostenido (RMS). CPUE de referencia ($CPUE_{RMS}$) y cuociente de CPUE respecto al valor de referencia (ρ). Rendimiento máximo sostenible (RMS) y cuociente de desembarques respecto a su valor de referencia (ϕ).

5. Conclusiones

Los análisis de evaluación de stock realizados permiten concluir lo siguiente:

Botella

- El incremento de las capturas en la pesquería ha estado muy ligado a las fluctuaciones del reclutamiento (individuos de 2 años de edad), cuyas anomalías positivas dominaron entre el año 2006 y 2018.
- El incremento de las capturas generó similar aumento de la mortalidad por pesca, el cual supera el valor de referencia a partir del 2009 y llega a su máximo el año 2022, superando en más de tres veces el valor de mortalidad por pesca de referencia ($F_{40\%}$)
- La biomasa desovante habría disminuido a un nivel cercano a las 12 mil toneladas al 2022, y equivale al 14% de la biomasa virginal B_0 .
- El diagrama de Kobe indica que la población presenta evidencias de sobrepesca ($F > F_{rms}$) y sobreexplotación ($B/B_{rms} < 0.4$). El riesgo de sobreexplotación y sobrepesca al 2022 se estima cercano al 100%.

Macarela

- La población de *Scomber japonicus* ha presentado dos períodos de abundancia explicados principalmente por los reclutamientos. Un primer período 1975-1995 con altos niveles de productividad poblacional, y otro el más reciente con predominio de anomalías negativas. Esto último probablemente se encuentra relacionado con igual tendencia observada en la temperatura superficial del mar
- En el período más reciente la biomasa desovante ha variado en torno al valor de referencia considerada para el manejo ($40\%B_0$) equivalente a 300 mil toneladas, mientras la mortalidad por pesca en muy pocas ocasiones superó al valor $F_{RMS}=0.24$, exceptuando los últimos dos años.
- El nivel de reducción poblacional al 2022 se estima por debajo del objetivo y en torno al 36% de la biomasa virginal B_0 .
- El diagrama de Kobe ubica a la población con evidencias de ligera sobreexplotación (riesgo del 59%) y sobrepesca (riesgo del 66%), lo último traducido en un nivel de esfuerzo de pesca un 17% por encima de lo recomendable (F_{RMS}).

Picudillo

- La población de *Decapterus macrosoma* ha tenido variaciones relacionadas principalmente con el reclutamiento, los cuales muestran un período de baja productividad a partir del 2017 y anomalías negativas hasta el año más reciente. Esto

último probablemente se encuentra relacionado con igual tendencia observada en la temperatura superficial del mar.

- Si bien la estimación de biomasa presenta importante incertidumbre producto de la falta de ajuste del modelo, la mayor parte de esta incertidumbre se encuentra por sobre el valor de referencia B_{RMS} .
- El nivel de reducción poblacional al 2022 se estima en un 46% y por sobre el objetivo de manejo.
- El diagrama de Kobe y los intervalos de confianza indican que la población se encontraría con riesgo de sobreexplotación (riesgo del 40%) pero sin riesgo de sobrepesca.

Chuhueco

- La población de *Cetengraulys mysticetus* ha estado muy ligada a las fluctuaciones del reclutamiento, con anomalías positivas que dominaron gran parte de los 80's y 90's seguido de una tendencia a la baja relacionado probablemente a un cambio de régimen de productividad desde 2005.
- En el período más reciente la biomasa desovante ha variado en torno al valor de referencia considerada para el manejo (40%B0), los niveles de la pesquería han disminuido, la mortalidad por pesca se ha ubicado en niveles por debajo de su valor de referencia ($F_{40\%}=0.31$).
- El nivel de reducción poblacional al 2022 se estima por encima del objetivo y en torno al 51% de la biomasa virginal B0, con un potencial reproductivo cercano al 76%.
- El diagrama de Kobe ubica a la población con ligera sobreexplotación (riesgo del 23%) y sin sobrepesca (riesgo del 0%).

Sardina Redonda

- La población de *Etrumeus acuminatus* ha tenido variaciones relacionadas principalmente con el reclutamiento, seguido de una tendencia a la baja relacionado probablemente a un cambio de régimen de productividad
- La biomasa de este recurso disminuyó de manera sostenida hasta el 2017 alcanzando su valor más bajo cercano a las 8.7 mil toneladas y por debajo del valor considerado de referencia (40% B_0)
- En la actualidad la población no ha tenido mayores episodios de sobreexplotación, el nivel de reducción poblacional al 2022 se estima en un 76% de B0 y por sobre el objetivo de manejo.
- El diagrama de Kobe y los intervalos de confianza indican que la población se encontraría sin riesgo de sobrepesca y ligero riesgo de sobreexplotación

Pinchagua

- El incremento de las capturas en la pesquería ha estado muy ligado a las fluctuaciones del reclutamiento seguido de una tendencia a la baja relacionado probablemente a un cambio de régimen de productividad desde 1998, causado probablemente por variaciones ambientales.
- La biomasa de este recurso ha variado de manera errática, obteniendo valores sobre las 700 mil toneladas en los 80's, hasta 97 mil toneladas en los últimos años, aunque en su historia se ha mantenido alrededor del valor considerado de referencia (40% B_0)
- Los niveles de la pesquería han disminuido y desde inicios de la década del 2000, la mortalidad por pesca se ha ubicado en niveles por debajo de su valor de referencia ($F_{40\%}$)
- La población en la historia ha tenido pocos episodios de sobreexplotación, y se estima que al 2022 la población de Pinchagua se ubicaría al 53% de B_0 .
- El diagrama de Kobe ubica a la población lejos de sobrepesca y y ligero riesgo de sobreexplotación (3%).

Regla de control

- La CPUE promedio de macarela de los años 2021-2022 se estima inferior al valor de referencia $CPUE_{RMS}$ ($\rho=0.81$) al igual que los desembarques respecto del RMS ($\phi=0.98$). De acuerdo con esto y los criterios considerados en la regla de control, el esfuerzo de pesca no debería ser disminuido.

6. Referencias

- Ault, J. S., Smith, S. G., Bohnsack, J. A., Luo, J., Stevens, M. H., DiNardo, G. T., Johnson, M. W., and Bryan, D. R. 2019. Length-based risk analysis for assessing sustainability of data-limited tropical reef fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 76: 165–180.
- Beddington & Kirkwood 2005. The estimation of potential yield and stock status using life-history parameters. *Phil. Trans. R. Soc. B* (2005) 360, 163–170 doi:10.1098/rstb.2004.1582.
- Beverton & Holt 1956. A review of methods for estimating mortality rates in fish populations, with special reference to sources of bias in match sampling. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer*, 140: 67-83.
- Canales, C. M., y Jurado, V. 2022. Taller de revision/implementación de mejoras de la evaluación de stock y efectos en puntos biológicos de referencia de pequeños pelágicos de Ecuador. Guayaquil, 21 - 25 de noviembre del 2023. Informe Técnico. 21 pp.
- Canales, C. M., y Jurado, V. 2022. Evaluación de stock de peces pelágicos pequeños del Ecuador. Año 2022. Informe Técnico. 116 pp.
- 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., 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
- Canales, C. M., Jurado, V., Peralta, M., Chicaiza, D., Elías, E., Romero, A. 2020. Evaluación de stock de peces pelágicos pequeños en la costa continental ecuatoriana. Informe Técnico. Instituto Nacional de Pesca. 102 pp.
- Canales, C. M., Jurado, V., Peralta, M., Chicaiza, D., Elías, E., Preciado, M., Hurtado, M., Landívar, E., Alemán, C., Sandoval, G. 2019. Evaluación de stock de peces pelágicos pequeños en la costa continental ecuatoriana. Cadenas Mundiales Sostenibles—Informe Científico No. 1. Honolulu: Sustainable Fisheries Partnership Foundation & Instituto Nacional de Pesca. 82 pp.
- Canales, C. M., A. Punt, M. Mardones. 2021. Can a length-based pseudo-cohort analysis (LBPA) using multiple catch length-frequencies provide insight into population status in data-poor situations? *Fisheries Research* 234 (2021) 105810. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105810>.
- Canales, C. 2015. Informe de Curso-Taller “Revisión de la Evaluación de Stock de Pez Palo (*Percophis brasiliensis*) en el ecosistema costero bonaerense al norte de los 39° S. Argentina. INIDEP, Mar del Plata, Argentina, 5-10 julio 2015. 41pp
- 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.
- Cahuin, S. M., Cubillos, L. A., Escribano, R., Luis Blanco, J., Ñiquen, M., & Serra, R. 2013. Sensitivity of recruitment rates anchovy (*Engraulis ringens*) to environmental changes in Southern Peru-Northern Chile. *Environmental Development*, 7(1), 88–101. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2013.03.004>

- Chavez, F. P., Costello, C., Aseltine-Neilson, D., Doremus, H., Field, J. C., Gaines, S. D., Hall-Arber, M., Mantua, N. J., McCovey, B., Pomeroy, C., Sievanen, L., Sydeman, W. J., & Wheeler, S. A. 2017. Reaching California Fisheries for Climate Change. June, 58. http://www.oceansciencetrust.org/wp-content/uploads/2016/06/Climate-and-Fisheries_GuidanceDoc.pdf
- Clark, W. G. 1993. The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. Pages 233–246 in G. Kruse, R. J. Marasco, C.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48, 734-750.
- Clark, W. G. 2002. F35% Revisited Ten Years Later. *North American Journal of Fisheries Management* 22:251–257.
- Cooper, A. 2006. A Guide to Fisheries Stock Assessment from Data to Recommendations. University of New Hampshire, Sea Grant College Program: 47p.
- Cornejo, P. 2007. Human Development Report 2007 / 2008 Ecuador Case Study: Climate Change Impact on Fisheries Pilar Cornejo. *Human Development*. http://hdr.undp.org/sites/default/files/cornejo_pilar.pdf
- 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.
- Deriso, R. B., M. Maunder, W. H. Pearson. 2008. Incorporating covariates into fisheries stock assessment models with application to pacific herring. *Ecological Applications*, 18(5), 2008, pp. 1270–1286.
- Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication www.fishbase.org. version (04/2019).
- Galecki, A. & Burzykowski, T. 2013. Linear Mixed-Effects Models Using R. Springer.
- Hordyk, A., Ono, K., Sainsbury, K., Loneragan, N., Prince, J. 2014a. Some explorations of the life history ratios to describe length composition, spawning-per-recruit, and the spawning potential ratio. *ICES J. Mar. Sci.*, <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fst235>.
- Hordyk, A., Ono, K., Valencia, S. R., Loneragan, N. R., Prince, J. D. 2014b. A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsu004>.
- Jiménez, R. 2008. Aspectos biológicos de El Niño en el Océano Pacífico Ecuatorial (Universidad de Guayaquil).
- 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. Proyecto de Titulación. Magister en Cambio Climático. Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL). Facultad de Ingeniería Marítima y Ciencias del Mar (FIMCM). 125 p.
- Jurado, V. 2019. Seguimiento la Pesquería de Peces Pelágicos Pequeños durante 2017. Instituto Nacional de Pesca Ecuador. Presentación pptx. 13pp.
- Mace, P. M. and Sissenwine, M. P. 1993. How much spawning per recruit is enough? *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 120, 110–118.

- Maunder, M. N., Watters, G. M. 2003. A-SCALA: An age structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean., Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin Vol. 22, No. 5., p. 156 pp. 2003.
- Minte -Vera, C. V. 2019. Revisión de las evaluaciones de stocks de las principales especies de pelágicos menores de Ecuador. Cadenas Mundiales Sostenibles—Anexo de Informe Científico No. 1. Honolulu: Sustainable Fisheries Partnership Foundation & Instituto Nacional de Pesca. 38 pp.
- Ormaza-González, F. I., Mora-Cervetto, A., Mariá Bermúdez-Martínez, R., Armando Hurtado-Domínguez, M., Raúl Peralta-Bravo, M., & Mariuxi Jurado-Maldonado, V. (2016). Can small pelagic fish landings be used as predictors of high-frequency oceanographic fluctuations in the 1-2 El Niño region? *Advances in Geosciences*, 42 (November), 61–72. <https://doi.org/10.5194/adgeo-42-61-2016>
- Ormaza, F. 2016. Estudios Industriales: Orientación Estratégica para la toma de decisiones- Industria de Pesca. *ESPAE*, 6–44. <http://www.espae.espol.edu.ec/publicaciones-de-espae/%0Ahttp://www.espae.espol.edu.ec/estudios-industriales/ver-categoria>
- Patterson, K. y M. Santos. 1990. Dinámica Poblacional de la pinchagua (*Opisthonema* spp.). Un ejemplo del análisis del stock usando información de temperatura.
- Patterson, K., Castello, M., Santos, M. & M. Barcia. 1990. Validation and recalculation of catch and effort data for the Ecuadorian coastal purse-seine fleet for the period 1981 to 1989. *Bol. Cient. Tech. Inst. Nac. Pes.*, 10: 1-35.
- R. Froese and C. Binohlan (2000). Empirical relationships to estimate asymptotic length, length first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data, *Journal of Fish Biology* (2000) 56, 758–773, doi:10.1006/jfbi.1999.1194.
- Riofrío, M., & Chavarría, J. 2009. Caracterización termohalina de la estación oceanográfica. <http://www.dspace.espol.edu.ec/xmlui/bitstream/handle/123456789/1564/3054.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- 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.
- Subsecretaría de Recursos Pesqueros (SRP) - Viceministerio de Acuicultura y Pesca (VAP)- Ministerio de Producción Comercio Exterior Inversiones y Pesca (MPCEIP). 2021. Plan de Acción Nacional y Manejo de la Pesquería de Peces Pelágicos Pequeños del Ecuador / SRP-VAP-MPCEIP. Manta-Manabí-Ecuador. 54 pp.

Anexos

Anexo 1. Configuración de parámetros biológicos y pesqueros empleados para las 6 especies sujetas a evaluación

1. Botella

Parámetros biológicos

Loo	k	Lo	alfa	beta	M	h	b
38	0.3	12	0.0	0.1	0.6	1.0	1.0

Bloques de años de patrones de explotación

1997 2002 2004 2006 2008 2014 2017

Bloques de años de capturabilidad

1997 2002

2. Chuhueco

Parámetros biológicos

Loo	k	Lo	alfa	beta	M	h	b
22.10	0.43	10.38	0.0	0.063	0.80	1.0	1

Bloques de años de patrones de explotación

1981 2008 2010

Bloques de años de capturabilidad

1981

3. Macarela

Parámetros biológicos

Loo	k	Lo	alfa	beta	M	h	b
37.2	0.22	12.19	1.30	1e-10	0.5	1.0	1.0

Bloques de años de patrones de explotación

1974 1988 1994 1998 2000 2003 2011 2012 2013 2019

Bloques de años de capturabilidad

1974

4. Picudillo

Parámetros biológicos

Loo	k	Lo	alfa	beta	M	h	b
23.38	0.62	13.02	1E-10	0.11	1.2		0.90 1

Bloques de años de patrones de explotación

2004

Bloques de años de capturabilidad

2004 2006

5. Pinchagua

Parámetros biológicos

Loo	k	Lo	alfa	beta	M	h	b
31.7	0.26	15.16	0.0	1e-10	0.5	1.0	1.0

Bloques de años de patrones de explotación

1974 1983 1988 1996 1998

Bloques de años de capturabilidad
1974

6. Sardina

Parámetros biológicos

Loo	k	Lo	alfa	beta	M	h	b
29.4	0.30	14.5	0.1	0.01	0.6	1	1

Bloques de años de patrones de explotación

1990 2001 2009

Bloques de años de capturabilidad

1990

Anexo 2. Parámetros del modelo de evaluación de stock ajustado a los datos de MACARELA.

```
# Number of parameters = 123 Objective function value = 3462.32400215924 Maximum gradient component
= 3.02661253670511e-006
# log_L50:
3.50076832945861 3.09591215327481 3.32668538360968 3.37447863538407 3.10132282769289
3.07998189289772 3.13888028755234 2.95348138070801 3.19406810876330 3.07944369586173
# log_sigma1:
1.67537515001694 0.707282474159081 0.383934515658971 1.23765224584202 0.798459438786441
1.15198387509359 0.670686138494867 0.718777601570262 1.15934373024399 0.928351222621403
# log_sigma2:
6.90775527898214 6.90775527898214 6.90775527898214 6.90775527898214 6.90775527898214
6.90775527898214 6.90775527898214 6.90775527898214 6.90775527898214 6.90775527898214
# log_L50c:
3.48419958939
# log_sigma1c:
1.88471209112
# log_sigma2c:
9.21034037198
# log_Ro:
9.27456773046
# dev_log_Ro:
0.00267020469759 0.0624740146418 0.101590736207 0.183777507332 2.86084174538 0.102553523598
0.687284626979 1.94575844587 1.98349946064 1.41154803019 -0.0473375399653 -0.545323499694 -
0.471384314965 0.766008162743 0.407798997456 0.998177540461 -0.335557782394 -0.508122910858
1.75072884460 0.145625830403 -0.439215399622 0.271406755461 -0.0410429065878 -0.258370683307 -
0.447485400422 -0.509606206580 -0.736821770144 -0.803998544568 -0.212292250515 -0.464629686122
0.0583948465263 -0.584869525498 -0.891604927840 -0.440775371600 0.0946276722798 -0.822118932201
-0.584179030227 -0.0230974102611 0.0109129209197 -0.309728600034 -0.712919624837 -
0.593777823055 -0.728698155733 -0.282135741745 -0.398122421720 -0.123929534876 -0.492036669539 -
0.764211981812 -0.272285219665
# log_F:
-13.3645959354 -2.52219444059 -2.28593981356 -1.51059022403 -0.415653112974 -0.692549750210 -
1.01360636766 -1.09499888491 -1.13707536909 -2.07107928977 -1.67756015102 -1.73563160022 -
2.13493997797 -2.68721134039 -2.24152150949 -2.69316146316 -3.19247494642 -3.62756334246 -
4.28230349811 -3.45748696025 -3.22089788421 -2.57101141642 -2.90382445126 -1.93236278059 -
3.22659740926 -3.56336937290 -2.63634778657 -2.42747324252 -3.86310880239 -3.14873404718 -
2.68760207452 -1.84620636739 -3.00773786656 -2.82966037118 -3.45658408965 -2.98726192371 -
2.70458296456 -3.02749336561 -2.73737582026 -1.96591489799 -2.03350233084 -1.91138617339 -
1.85141839753 -2.02386325430 -2.84787607681 -3.82161168617 -2.34948411277 -1.38915231631 -
1.26497564101
# log_qflo:
-14.3977001112
# log_qcru:
-0.298024846136
# log_b:
0.000000000000
# log_Linf:
3.61630876128
# log_k:
-1.51412773263
# log_Lo:
2.50061594349
# log_aedad:
0.262364264544
```

```
# log_bedad:  
-23.0258509299  
# log_M:  
-0.693147180560  
# log_h:  
0.000000000000
```

Anexo 3. Parámetros del modelo de evaluación de stock ajustado a los datos de **BOTELLA**

```
# Number of parameters = 72 Objective function value = 2187.18323676674 Maximum gradient  
component = 4.99033231390719e-006  
# log_L50:  
3.31924589843109 3.13614898987469 3.17261703355126 3.24535819047953 3.34840089971486  
3.22691866590674  
# log_sigma1:  
1.15224981004728 0.929164168231988 0.796132136914294 1.30327869997992  
1.41685064534689 0.837456549637739  
# log_sigma2:  
9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618  
9.21034037197618  
# log_L50c:  
3.16684894384  
# log_sigma1c:  
0.578180108557  
# log_sigma2c:  
9.21034037198  
# log_Ro:  
6.72894768069  
# dev_log_Ro:  
-0.309120624559 -0.0189830546783 -0.696755243391 0.0573499127891 -0.608346562624 -  
0.320035785514 -0.714903338766 -0.466399432835 0.000242835080447 0.0853826529976 -  
0.0332899699344 0.377389062250 0.500092586052 0.279065070620 0.247396783414  
0.354392766762 0.244802400332 0.877016560743 0.0566105099261 0.612245518077 -  
0.326959146185 0.326581646247 0.0265591108068 -0.303946704266 0.0627333257662 -  
0.309120879109  
# log_F:  
-11.6315577925 -3.27117549227 -0.559448415549 -2.04572540401 -2.53037987548 -  
2.27290347810 -0.701055719616 -0.999543441978 -1.98837146387 -1.37650127707 -  
0.849306147832 -0.935192724875 -0.372481199803 -0.422664394905 -0.352477987030  
0.000540879065614 -0.606580891853 -0.316342811701 0.263914929854 -0.0665251642094  
0.0451897628874 0.175040855726 -0.705176399587 0.236577945376 -0.220358742913  
0.357490660628  
# log_qflo:  
-10.9536050601 -11.4233753350  
# log_qcru:  
0.202986528190  
# log_b:
```

```
0.000000000000
# log_Linf:
3.63758615973
# log_k:
-1.20397280433
# log_Lo:
2.45461081187
# log_aedad:
-23.0258509299
# log_bedad:
-2.51176551230
# log_M:
-0.510825623766
# log_h:
0.000000000000
```

Anexo 4. Parámetros del modelo de evaluación de stock ajustado a los datos de **PICUDILLO**

```
# Number of parameters = 47 Objective function value = 1485.71095217366 Maximum gradient
component = 6.22097265079447e-006
# log_L50:
2.99523555801508
# log_sigma1:
0.305166784670710
# log_sigma2:
6.90775527898214
# log_L50c:
2.89040661870
# log_sigma1c:
0.605052057158
# log_sigma2c:
6.90775527898
# log_Ro:
7.96136415946
# dev_log_Ro:
-0.00658924930650 -0.184842159853 0.0212616646912 0.590182736197 0.542676045313
0.340086166871 -0.791796984004 0.260387389152 0.127597434285 0.643535082184 -
0.745375200796 1.27233682668 0.101489628641 -0.676781425118 -0.0373250741800 -
0.0970870479394 -0.479760760711 -0.554938848959 -0.325056223151
# log_F:
-3.52244277529 -2.45493560933 -2.00272352889 -1.51844163477 0.0326287684353
0.0849624662838 -0.641979533176 -1.52295038866 -1.02147111519 -0.801508380120 -
0.0598263584860 -0.00663946726119 0.537785515510 0.206000653003 -0.702616590987 -
1.73120145669 -1.32864297132 -0.456761345870 -0.338959770397
# log_qflo:
```

-11.6115395496 -11.0315310923
log_qcru:
-0.749439865177
log_b:
0.000000000000
log_Linf:
3.15188095604
log_k:
-0.478035800943
log_Lo:
2.56648663678
log_aedad:
-22.3327037494
log_bedad:
-1.98006446370
log_M:
0.182321556794
log_h:
0.000000000000

Anexo 5. Parámetros del modelo de evaluación de stock ajustado a los datos de **CHUHUECO**

Number of parameters = 97 Objective function value = 4037.28813123929 Maximum gradient component = 1.99840537276570e-005
log_L50:
2.79268095096466 2.57749336800615 2.75560423810748
log_sigma1:
0.577949392395510 0.567492835900874 0.743088050002724
log_sigma2:
6.90775527898214 6.90775527898214 6.90775527898214
log_L50c:
2.96193492735
log_sigma1c:
0.592379574711
log_sigma2c:
9.21034037198
log_Ro:
9.72513332021
dev_log_Ro:
-0.101694848490 -1.12990941449 1.58910786305 -0.433777648590 0.749075080250
1.41934515533 -0.244175664723 0.292505653016 0.775574340785 0.848618261691
1.11741708703 1.06191590755 0.0983215712328 -0.00238781084328 0.798289585624
0.739885146001 0.142879699505 -0.510388052597 0.807464006748 -0.337053118276
0.742497101336 -0.171820996236 -0.180090930274 0.165931870049 -0.686189390215 -
0.560092160628 0.241842881829 -1.66290141614 0.452353195622 -0.614807848143 -
0.107318967620 -0.858090393201 -1.30623580797 1.17898873475 0.171599815975 -

```

1.36742845075 -0.782043898396 0.0725113722549 -1.75055233742 -0.519233355886
0.0368337434785 -0.176765562229
# dev_log_No:
0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000
# log_F:
-3.40574711980 -3.40870259164 -0.429212421050 -0.103015178086 -3.30460524441 -
0.343041973955 0.358041340432 -0.111417878567 0.400295251201 -0.481341594741 -
0.283760771738 0.152397778760 0.0931468740107 -1.34295947832 -0.480677115300 -
0.944127244561 0.151552571041 -0.449769428212 -0.712542297216 -1.43340061735
0.0832328790851 -1.03077932091 -1.47184255402 -2.70880109042 -2.03367377310 -
1.78517876979 -3.98878585295 -1.20885304543 -2.05582811668 -4.45325116049 -
1.80301305692 -3.25880109386 -2.33478068392 -1.79742244702 -1.15178937243 -
0.776417264626 -1.23966615089 -1.68261752756 -2.24831985069 -2.70860008782 -
1.70545076756 -1.73488291378
# log_qflo:
-10.6603830759
# log_qcru:
-0.385846469969
# log_b:
0.000000000000
# log_Linf:
3.09557760852
# log_k:
-0.843970070295
# log_Lo:
2.11048928775
# log_aedad:
-23.0258509299
# log_bedad:
-2.44141605392
# log_M:
-0.223143551314
# log_h:
0.000000000000

```

Anexo 6. Parámetros del modelo de evaluación de stock ajustado a los datos de **SARDINA REDONDA**

```

# Number of parameters = 79 Objective function value = 3546.75288534916 Maximum gradient
component = 3.52553538100907e-005
# log_L50:
3.08771886807349 2.96732208008664 2.96528720687147
# log_sigma1:
0.259811867572100 0.196024612250570 0.431141270171037
# log_sigma2:
6.90775527898214 6.90775527898214 6.90775527898214
# log_L50c:
3.07477377050

```

```
# log_sigma1c:
0.513145910649
# log_sigma2c:
9.21034037198
# log_Ro:
8.05625234889
# dev_log_Ro:
0.338576645035 1.35855228940 2.18398904567 1.93863359023 0.603502239813 1.07542708971
0.561705005679 -0.238994165794 -0.335166334127 -0.377130284950 -0.0386920218199
0.0282929474604 -0.167179699302 -0.496745423856 0.0216580470127 -0.784275331838 -
0.697866588858 -0.648710359904 -0.372451688670 -0.838692003250 0.294073942417 -
1.13941285469 0.0546295161408 0.0965005685568 -0.122617165973 -0.229964630019 -
0.563545273013 0.0968140749527 -0.778024133372 -0.935734580428 -0.00203414930502 -
0.0255278940545 0.140409581148
# dev_log_No:
0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000
# log_F:
-1.23252550409 0.114401521262 -0.492191652049 0.517259119715 -0.883937525284 -
0.594877147746 -0.282793639917 -3.73536275002 -1.56957194986 -2.14865270096 -
1.68825383210 -7.02348327616 -4.01799579044 -3.44666807853 -1.73372644513 -1.77776293273
-3.98365794532 -3.72928488135 -2.00968363724 -2.89031312928 -2.31570278101 -
2.75530006899 -2.64948822694 -2.33504092954 -0.546895209424 -0.330192984593 -
0.901145250064 -0.600227332781 -1.69538134363 -2.49494546569 -3.58224541035 -
2.14237670800 -1.64975284581
# log_qflo:
-9.92260453663
# log_qcru:
1.42533765937
# log_b:
0.000000000000
# log_Linf:
3.38099467434
# log_k:
-1.20397280433
# log_Lo:
2.75660857447
# log_aedad:
-2.30258509199
# log_bedad:
-3.01955473034
# log_M:
-0.510825623766
# log_h:
0.000000000000
```

Anexo 8. Parámetros del modelo de evaluación de stock ajustado a los datos de PINCHAGUA

Number of parameters = 114 Objective function value = 9465.05586088507 Maximum gradient component = 1.66390920016690e-005

log_L50:

3.21667509378129 3.37234677703075 3.05804626233499 2.66223819970717

3.10121655838612

log_sigma1:

0.654741609309604 1.54139441904555 1.15265200640979 0.917544701946715

1.26012581309416

log_sigma2:

9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618

9.21034037197618

log_L50c:

3.18519468761

log_sigma1c:

1.32142028233

log_sigma2c:

9.21034037198

log_Ro:

7.19205729685

dev_log_Ro:

-0.0311202230701 -0.523826386636 -0.665617320381 -0.779975640556 -0.503758187312

0.578767526228 2.88279766710 -0.0120187322840 1.31651359624 0.392558031349

1.48645233306 2.07191947246 0.102363875327 1.31486404261 0.937023119874

0.657868911348 0.196163633705 0.950320185309 0.389857522090 0.441057721672

0.00899583930066 0.122578579156 0.0691698632031 -0.0820803709583 0.00231214551320 -

1.26880606614 -0.875629931267 -0.861796782526 -0.0600421025708 -0.710555515339 -

0.426916568148 -0.457802354254 -0.339374238696 -0.263466109474 -0.993109759675 -

0.643516093847 -0.148770631170 0.0512605250315 -0.134265654914 -0.493529768993 -

0.209932589746 -0.618777674300 -0.367008263747 -0.312122978171 -0.340359312107 -

0.744245047176 -0.150148029632 -0.406611999875 -0.547660257613

dev_log_No:

0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000

log_F:

-14.1104633170 -2.84812678648 -2.62053827556 -1.82456650034 -0.552950909237 -

0.385312131500 0.434443075169 0.999999968905 0.231435432012 -1.57867253406 -

0.623229521002 0.515533915216 0.999999990286 0.817979081756 -0.325535143655 -

0.144377420284 -0.533360398286 -0.414761023472 -1.70405990704 -1.06104082028 -

0.977127082606 -1.40179794187 -1.68395427980 -1.67492509907 -1.14200837596 -

1.66468132748 -1.65758846874 -1.41692257271 -1.90367902052 -2.51344726381 -

2.43108899691 -2.50463888216 -1.80404036487 -1.98431037602 -1.38420455736 -

1.35668533340 -0.634977688420 -1.21582150992 -0.913613873822 -1.99554404196 -

1.45336964629 -1.05411100247 -2.28320686943 -1.25911819796 -2.49501859153 -

1.99594805434 -2.83443189871 -2.66543115125 -1.64862713056

```
# log_qflo:
-11.9421577341
# log_qcru:
-0.657031649073
# log_b:
0.000000000000
# log_Linf:
3.45631668088
# log_k:
-1.34707364797
# log_Lo:
2.65847097975
# log_aedad:
-23.0258509299
# log_bedad:
-2.30258509299
# log_M:
-0.693147180560
# log_h:
0.000000000000
```

Anexo 9. Resultados de Modelos Lineales con Efectos Mixtos (LME) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Botella**

Linear mixed model fit by REML ['lmerMod']
 Formula: log(Captura) ~ Year + Zona + (1 | buque)
 Subset: aux

REML criterion at convergence: 81572.2

Scaled residuals:
 Min 1Q Median 3Q Max
 -2.8303 -0.7258 -0.0029 0.7258 3.2251

Random effects:
 Groups Name Variance Std.Dev.
 buque (Intercept) 0.07415 0.2723
 Residual 0.98185 0.9909
 Number of obs: 28893, groups: buque, 4

Fixed effects:
 Estimate Std. Error
 (Intercept) 2.82724 0.53583 5.276
 Year1997 -0.04988 0.5863 -0.085
 Year1999 0.36697 0.5095 0.72
 Year2000 -0.30229 0.49944 -0.605
 Year2001 0.7347 1.10785 0.663
 Year2002 -0.55391 0.62149 -0.891
 Year2003 -0.49727 0.51388 -0.968
 Year2004 -0.54515 0.49669 -1.098
 Year2005 -0.58738 0.49889 -1.177
 Year2006 -0.69939 0.49693 -1.407
 Year2007 -0.58529 0.49642 -1.179
 Year2008 -0.70725 0.49653 -1.424
 Year2009 -0.55253 0.4961 -1.114
 Year2010 -0.75639 0.49604 -1.525
 Year2011 -0.49524 0.49598 -0.999
 Year2012 -0.12462 0.49602 -0.251
 Year2013 -0.56414 0.49632 -1.137
 Year2014 -0.63263 0.4962 -1.275
 Year2015 -0.54448 0.49603 -1.098
 Year2016 -0.4763 0.49609 -0.96
 Year2017 -0.62311 0.496 -1.256
 Year2018 -0.75611 0.49596 -1.525

Year2019	-0.6966	0.496	-1.404
Year2020	-0.78055	0.4962	-1.573
Year2021	-0.66288	0.49641	-1.335
Year2022	-1.11651	0.49626	-2.25
Zona2	0.42955	0.15227	2.821
Zona3	0.27742	0.1519	1.826

Anexo 10. Resultados de Modelos Lineales con Efectos Mixtos (LME) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Macarela**

Linear	mixed	model	fit	by	REML	['lmerMod']	
Formula:	log(Captura)	~	Year	+	Zona	+	(1
	Subset:	aux					
REML	criterion	at	convergence:	123196.8			
Scaled	residuals:						
	Min	1Q	Median	3Q	Max		
	-3.06445	-0.71624	0.02674	0.73118	3.08989		
Random	effects:						
	Groups	Name	Variance	Std.Dev.			
	buque	(Intercept)	0.06681	0.2585			
	Residual	1.0668	1.0329				
Number	of	obs:	42396,	groups:	buque,	4	
Fixed	effects:						
	Estimate	Std.	Error				
(Intercept)	3.362103	0.195264	17.218				
Year1983	0.102935	0.133614	0.77				
Year1985	0.621965	0.094657	6.571				
Year1986	0.342867	0.099876	3.433				
Year1987	-0.039188	0.117521	-0.333				
Year1988	0.300428	0.113304	2.652				
Year1989	-0.032425	0.116014	-0.279				
Year1990	0.200289	0.141499	1.415				
Year1991	-0.259465	0.130854	-1.983				
Year1992	-0.235131	0.207629	-1.132				
Year1993	-0.257297	0.21458	-1.199				
Year1994	-0.378403	0.231294	-1.636				
Year1995	-0.170629	0.177958	-0.959				
Year1997	0.007987	0.097003	0.082				
Year1998	1.610352	1.03533	1.555				
Year1999	-0.227425	0.253553	-0.897				
Year2000	-0.669465	0.076325	-8.771				
Year2001	-0.700147	0.134212	-5.217				
Year2002	-1.043944	0.163661	-6.379				
Year2003	-0.991603	0.158537	-6.255				
Year2004	-0.833208	0.075842	-10.986				
Year2005	-0.768459	0.073109	-10.511				

Year2006	-0.936022	0.076313	-12.266
Year2007	-0.969967	0.076033	-12.757
Year2008	-1.185857	0.077301	-15.341
Year2009	-1.098068	0.075882	-14.471
Year2010	-1.151667	0.074384	-15.483
Year2011	-0.965949	0.077401	-12.48
Year2012	-0.777811	0.075249	-10.336
Year2013	-0.771331	0.073804	-10.451
Year2014	-1.065462	0.074347	-14.331
Year2015	-1.141099	0.073314	-15.564
Year2016	-0.957314	0.073561	-13.014
Year2017	-1.089712	0.074508	-14.625
Year2018	-1.558202	0.076743	-20.304
Year2019	-1.441619	0.077385	-18.629
Year2020	-1.214293	0.07433	-16.337
Year2021	-1.130315	0.072335	-15.626
Year2022	-1.265372	0.07287	-17.365
Zona2	0.613555	0.131206	4.676
Zona3	0.401254	0.130787	3.068

Anexo 11. Resultados de Modelos Lineales con Efectos Mixtos (LME) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Picudillo**

Linear	mixed	model	fit	by	REML	['lmerMod']	
Formula:	log(Captura)	~	Year	+	Zona	+	(1
	Subset:	aux					
REML	criterion	at	convergence:	42666.7			
Scaled	residuals:						
	Min	1Q	Median	3Q	Max		
	-2.9646	-0.7277	0.0051	0.7323	2.9793		
Random	effects:						
	Groups	Name	Variance	Std.Dev.			
	buque	(Intercept)	0.1214	0.3485			
	Residual	1.0332	1.0165				
Number	of	obs:	14832,	groups:	buque,	4	
Fixed	effects:						
	Estimate	Std.	Error	t	value		
(Intercept)	3.1028	0.2676	11.595				
Year2004	-0.93021	0.1277	-7.284				
Year2005	-1.2008	0.14335	-8.376				
Year2006	-0.5857	0.07238	-8.092				
Year2007	-0.75602	0.05415	-13.96				
Year2008	-0.58756	0.03656	-16.071				
Year2009	-0.50296	0.0354	-14.209				
Year2010	-0.74309	0.04143	-17.935				
Year2011	-0.79908	0.0557	-14.346				
Year2012	-0.51451	0.05377	-9.569				
Year2013	-0.45468	0.05217	-8.716				
Year2014	-0.7741	0.0478	-16.196				
Year2015	-0.99417	0.04266	-23.302				
Year2016	-0.39124	0.03613	-10.83				
Year2017	-0.62714	0.03813	-16.448				
Year2018	-1.24017	0.04715	-26.303				
Year2019	-1.24875	0.05656	-22.078				
Year2020	-0.89216	0.06494	-13.739				
Year2021	-0.98357	0.04789	-20.537				
Year2022	-1.33905	0.05819	-23.012				
Zona2	0.32865	0.20277	1.621				
Zona3	0.06262	0.20264	0.309				

Anexo 12. Resultados de Modelos Lineales con Efectos Mixtos (LME) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Chuhueco**

Linear	mixed	model	fit	by	REML	['lmerMod']	
Formula:	log(Captura)	~	Year	+	Zona	+	(1
	Subset:	aux					
REML	criterion	at	convergence:	15377			
Scaled	residuals:						
	Min	1Q	Median	3Q	Max		
	-3.7414	-0.6763	0.0904	0.7288	2.5735		
Random	effects:						
	Groups	Name	Variance	Std.Dev.			
	buque	(Intercept)	0.0329	0.1814			
	Residual	0.9162	0.9572				
Number	of	obs:	5570,	groups:	buque,	4	
Fixed	effects:						
	Estimate	Std.	Error	t	value		
(Intercept)	3.43247	0.69565	4.934				
Year1984	0.19141	1.17984	0.162				
Year1985	1.17862	0.81185	1.452				
Year1986	0.56909	0.73921	0.77				
Year1987	1.21493	0.71712	1.694				
Year1988	-0.20742	0.884	-0.235				
Year1989	0.31861	0.74308	0.429				
Year1990	0.08305	0.75331	0.11				
Year1991	0.11393	0.73583	0.155				
Year1992	0.12663	0.75353	0.168				
Year1993	0.91673	0.74354	1.233				
Year1994	0.28995	0.83969	0.345				
Year1995	1.10523	0.79296	1.394				
Year1997	0.46703	0.69623	0.671				
Year1998	0.16661	0.69702	0.239				
Year1999	0.5589	0.71387	0.783				
Year2000	0.36151	0.69246	0.522				
Year2001	0.37156	0.69905	0.532				
Year2002	0.7587	0.73915	1.026				
Year2003	1.07455	0.74313	1.446				
Year2004	0.29132	0.69938	0.417				
Year2005	0.24686	0.69153	0.357				

Year2006	0.39444	0.69147	0.57
Year2007	0.36726	0.70313	0.522
Year2008	1.36743	0.69215	1.976
Year2009	0.02538	0.69306	0.037
Year2010	0.12947	0.71688	0.181
Year2011	0.47185	0.69161	0.682
Year2012	0.42654	0.6928	0.616
Year2013	0.48346	0.69286	0.698
Year2014	0.21404	0.69512	0.308
Year2015	0.45737	0.69163	0.661
Year2016	0.69937	0.69058	1.013
Year2017	0.8218	0.69013	1.191
Year2018	0.01806	0.69301	0.026
Year2019	0.18019	0.69239	0.26
Year2020	-0.17481	0.6962	-0.251
Year2021	0.30891	0.69518	0.444
Year2022	0.18902	0.69529	0.272
Zona2	-0.94311	0.27248	-3.461
Zona3	-0.6176	0.26499	-2.331

Anexo 13. Resultados de Modelos Lineales con Efectos Mixtos (LME) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Sardina Redonda**

Linear	mixed	model	fit	by	REML	['lmerMod']	
Formula:	log(Captura)	~	Year	+	Zona	+	(1
	Subset:	aux					
REML	criterion	at	convergence:	8457.6			
Scaled	residuals:						
	Min	1Q	Median	3Q	Max		
	-2.9309	-0.7275	-0.0136	0.7011	2.951		
Random	effects:						
	Groups	Name	Variance	Std.Dev.			
	buque	(Intercept)	0.05908	0.2431			
	Residual	0.9284	0.9635				
Number	of	obs:	3047,	groups:	buque,	4	
Fixed	effects:						
	Estimate	Std.	Error	t	value		
(Intercept)	1.583	1.18826	1.332				

Year1990	-1.12538	1.36322	-0.826
Year1991	1.30124	0.97365	1.336
Year1992	0.78235	0.97933	0.799
Year1993	0.86801	1.01622	0.854
Year1994	0.92706	0.98785	0.938
Year1995	1.64931	1.18026	1.397
Year1996	1.31788	1.04089	1.266
Year1997	1.52203	1.05639	1.441
Year1998	0.98318	1.03072	0.954
Year2001	0.64213	1.05617	0.608
Year2002	0.83783	1.18099	0.709
Year2003	0.10758	1.1808	0.091
Year2004	-0.01939	0.96662	-0.02
Year2005	0.09336	0.96612	0.097
Year2006	-0.36518	0.98146	-0.372
Year2007	-0.4315	0.97626	-0.442
Year2008	-0.21277	0.96675	-0.22
Year2009	-0.21733	0.97012	-0.224
Year2010	-0.31522	0.96769	-0.326
Year2011	-0.18261	0.96784	-0.189
Year2012	-0.08264	0.96894	-0.085
Year2013	0.20796	0.96834	0.215
Year2014	0.08565	0.96597	0.089
Year2015	-0.04095	0.96544	-0.042
Year2016	-0.0526	0.96611	-0.054
Year2017	-0.15689	0.96581	-0.162
Year2018	-0.5024	0.96645	-0.52
Year2019	-0.39041	0.96709	-0.404
Year2020	-0.5041	0.97652	-0.516
Year2021	-0.38004	0.96727	-0.393
Year2022	-0.51573	0.96752	-0.533
Zona2	1.07442	0.68447	1.57
Zona3	0.65543	0.68442	0.958

Anexo 14. Resultados de Modelos Lineales con Efectos Mixtos (LME) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Pinchagua**

Linear	mixed	model	fit	by	REML	['lmerMod']	
Formula:	log(Captura)	~	Year	+	Zona	+	(1
	Subset:	aux					
REML	criterion	at	convergence:	14476.5			

Scaled	residuals:				
	Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.6527	-0.7108	-0.0691	0.6341	4.4604	
Random	effects:				
	Groups	Name	Variance	Std.Dev.	
	buque	(Intercept)	0.2392	0.4891	
	Residual	0.8419	0.9176		
Number	of	obs:	5395,	groups:	buque, 4
Fixed	effects:				
	Estimate	Std.	Error	t	value
(Intercept)	2.272592	0.259344		8.763	
Year1983	0.358961	0.174583		2.056	
Year1985	-0.269228	0.191852		-1.403	
Year1987	0.252225	0.128747		1.959	
Year1988	0.278296	0.148954		1.868	
Year1989	0.388184	0.128005		3.033	
Year1990	0.099322	0.149524		0.664	
Year1993	0.002696	0.169547		0.016	
Year1994	0.184036	0.187191		0.983	
Year1995	-0.180356	0.152571		-1.182	
Year1996	0.564784	0.108449		5.208	
Year1997	-0.104612	0.124607		-0.84	
Year1998	-1.274199	0.920853		-1.384	
Year1999	-0.118047	0.135872		-0.869	
Year2000	-0.403032	0.090387		-4.459	
Year2001	-0.221094	0.14815		-1.492	
Year2002	-0.456286	0.159174		-2.867	
Year2003	-0.516903	0.158041		-3.271	
Year2004	-0.32158	0.111462		-2.885	
Year2005	-0.064243	0.110559		-0.581	
Year2006	-0.198662	0.092075		-2.158	
Year2007	-0.549906	0.088765		-6.195	
Year2008	-0.657341	0.102729		-6.399	
Year2009	-0.58352	0.114404		-5.101	
Year2010	-0.686265	0.108201		-6.342	
Year2011	-0.573209	0.10002		-5.731	
Year2012	-0.164829	0.121095		-1.361	
Year2013	-0.196694	0.104481		-1.883	
Year2014	-0.502545	0.12384		-4.058	
Year2015	-0.449674	0.104938		-4.285	
Year2016	-0.405423	0.09488		-4.273	

Year2017	-0.348388	0.101676	-3.426
Year2018	-0.578182	0.099561	-5.807
Year2019	-0.704293	0.096017	-7.335
Year2020	-0.875974	0.101215	-8.655
Year2021	-0.508367	0.095763	-5.309
Year2022	-0.104539	0.089302	-1.171
Zona2	0.209141	0.056952	3.672
Zona3	0.378246	0.048358	7.822

Anexo 15. Modelo MESTOCKL

Proceso	Ecuación
<u>Sobrevivencia</u> a es la edad y t es el año $A+=$ Edad grupo plus	$N_{a,t} = N_{a-1,t-1} S_{a-1,t-1}$ $N_{A+,t} = N_{A-1,t-1} S_{A-1,t-1} + N_{A,t-1} S_{A,t-1}$ $S_{a,t} = \exp(-Z_{a,t})$
<u>Mortalidad total</u> F_t es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento. M es la mortalidad natural anual y ψ_a la selectividad	$Z_{a,t} = M + F_t \psi_a$
<u>Selectividad</u> Donde $A50$ es la edad al 50% de retención y σ el parámetro de dispersión.	$\psi_{a,t} = \begin{cases} \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_1^2}(a - A50)^2\right] & a < A50 \\ \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_2^2}(a - A50)^2\right] & a \geq A50 \end{cases}$
<u>Población inicial</u>	$N_{a=1,t=1} = R_0$ $N_{a,t=1} = N_{a-1,t=1} e^{-Z_{a,t=1}}$ $N_{A,t=1} = N_{a=12,t=1} / (1 - e^{-Z_{a=12,t=1}})$
<u>Reclutamiento anual</u> $\delta_i \sim N(0, \sigma_R^2)$ (prior), $\sigma_R=0.6$ $\ln R_0 \sim U[0, +\infty]$ BD : biomasa reproductiva, R_0 reclutamiento virginal y B_0 biomasa rep. virginal estimada a partir de R_0 .	$N_{a=1,t} = \frac{\alpha BD_{t-1}}{\beta + BD_{t-1}} e^{-\delta_t}$ $\alpha = \frac{4hR_0}{5h-1}; \beta = \frac{(1-h)BD_0}{5h-1}$
<u>Capturas estimadas en edad y año</u>	$\hat{C}_{a,t} = \frac{F_{a,t}}{Z_{a,t}} N_{a,t} (1 - S_{a,t})$
<u>Capturas estimadas por longitudes y año</u>	$\hat{C}_{l,t} = P_{l,a} C_{a,t}$
<u>Probabilidad de la Longitud a la edad</u> Donde: l es la Longitud, L_{00} y k los parámetros de crecimiento (k anual), σ_a la desviación de la talla a la edad	$P_{l,a} = \int_{l_1}^{l_2} \exp\left\{-\frac{1}{2\sigma_a^2}(l - L_a)^2\right\} dl$ $L_a = L_{00}(1 - e^{-k}) + e^{-k} L_{a-1}$ $\sigma_a = a + b L_a$
<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 anual y desovante</u> O_l corresponde a la ojiva de madurez sexual a la Longitud. El desove se supone anual de acuerdo con dos reclutamientos anuales dt es la fracción del año del período de desove	$B_t = \sum_l (P_{l,a} N_{a,t}) w_l$ $BD_t = \sum_l P_{l,a} (N_{a,t}) w_l O_l e^{-dt Z_{l,a}}$
<u>Índices de abundancia (CPUE)</u> q es la capturabilidad y el factor $\otimes t$ corresponde a la fracción del año donde este ocurre.	$\hat{I}_t = q \sum_l P_{l,a} (N_{a,t} \psi_a e^{-\Delta t Z_{a,t}}) w_l$
<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 (logaritmo natural)	$-l(I) = \frac{1}{2\sigma_l^2} \sum_t \left(\frac{\log \hat{I}_t}{\log I_t} \right)^2 + cte$
<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>Variables ambientales</u> ϑ_t : anomalía anual de la variable ambiental τ : coeficiente de escalamiento del parámetro poblacional p_t (reclutamiento, capturabilidad, o mortalidad natural)	$-l(va) = \frac{1}{2\delta^2} \sum_t (\vartheta_t - \tau p_t)^2$
<u>Función objetivo</u> Estimación bayesiana: Corresponde al negativo de las sumas de log-verosimilitud marginales más el logaritmo de las priors ($\square$).	$\sum l(x) + \sum \pi(\theta)$

Taller

Análisis de incertidumbre y de escenarios adicionales en la evaluación de Botella

Guayaquil 24-28 abril, 2023

Cristian M. Canales

Viviana Jurado

1. Antecedentes

La pesquería de Peces Pelágicos Pequeños (PPP) es una de las más antiguas en Ecuador. French & Menz, (1983) documentan que su inicio se dio en 1962, donde las faenas de pesca se realizaban en la orilla del mar, pero no fue hasta la década de los 80's donde se dio el boom de esta pesquería, con capturas anuales promedio de 900 000 t, mientras que en la actualidad se calculan en 211 000 t aproximadamente (Instituto Público de Investigación en Acuicultura y Pesca, 2020).

Esta pesquería está compuesta por seis principales especies Macarela (*Scomber japonicus*), Pinchagua (*Opisthonema* spp.), Chuhueco (*Cetengraulis mysticetus*), Botellita (*Auxis* spp.), Sardina redonda (*Etrumeus acuminatus*) y Picudillo (*Decapterus macrosoma*), la misma que se encuentra dentro de un proceso de mejora para obtener la certificación MarineTrust.

Entre las actividades del plan de mejoramiento de la Pesquería de Pelágicos Pequeños (Small Pelagic Sustainability SPS-FIP) para obtener la certificación MarineTrust, se encuentra realizar evaluaciones de stock de manera periódica, con la finalidad de conocer el estado de los recursos pelágicos pequeños sujetos a explotación y a su vez que las mismas cuenten con revisiones de pares de expertos para revisar la metodología empleada con la finalidad de proponer mejoras para las futuras evaluaciones que se realicen. Dentro de lo indicado por la

Dra. Minte-Vera era que evaluar a las poblaciones de botellas consistía todo un reto al tratarse de dos especies, *Auxis rochei* y *Auxis thazard*, las mismas que tienen similar distribución geográfica (Collette y Graves, 2019), pero biología un poco diferentes. Collette y Graves (2019) reportan una longevidad de 5 años para *A. rochei* y de 4 años para *A. thazard*, por lo cual sugirió que se las tratara de manera separada al momento de realizar las evaluaciones.

Dentro de los análisis obtenidos en el proceso de evaluación poblacional del 2023 con información al 2022, se indicó que en esta especie la biomasa desovante habría disminuido dramáticamente a un nivel cercano a las 12 mil toneladas, y equivalente al 14% de la biomasa virginal B0. Con esto resultados, y de acuerdo con el diagrama de Kobe, la población presentaría evidencias de sobrepesca y sobreexplotación, cuya probabilidad se estima del 100%. Sin embargo, estos resultados difieren a lo reportado en la última evaluación donde los valores de biomasa estaban en torno a los objetivos de manejo (Canales & Jurado, 2023), lo cual ha generado la necesidad de ahondar en las causas que motivaron esta situación

Por lo anteriormente expuesto se realizó un taller durante la semana del lunes 24 al viernes 28 de abril, con la finalidad de explorar cada una de las fuentes de variaciones tanto en los resultados de las evaluaciones del 2022 como las de año más reciente 2023. La finalidad ha sido indagar sobre las probables fuentes del error; datos empleados, modelo empleado, o diferencias en la biología de las dos especies consideradas en los resultados de la evaluación. Los temas a tratar fueron los siguientes:

- Evaluación comparativa de medidas de verosimilitud del modelo MESTOCK con datos de CPUE empleados el año 2022 vs los datos de CPUE empleados el 2023.
- Análisis de las bandas de incertidumbre de las evaluaciones de stock realizadas el 2022 y 2023.
- Análisis de modelo alternativo LBPA (data pobre) para los últimos 3-5 años de la pesquería aplicado a cada especie de Botella por separado.

2. Análisis

2.1. Modelo de Evaluación de Stock integrado a la talla (MESTOCK)

Se realiza un análisis comparativo de las estimaciones obtenidas por Canales y Jurado (2022) y las reportadas por Canales y Jurado (2023). Para estos efectos se comparan estadísticamente los valores de biomasa al año 2021 en base a dos series de CPUE distintas. La serie de CPUE de la evaluación 2023 discrepa de la empleada el 2022 en la tendencia de los últimos años y tiene efectos en el diagnóstico del recurso (**Figura 1**)

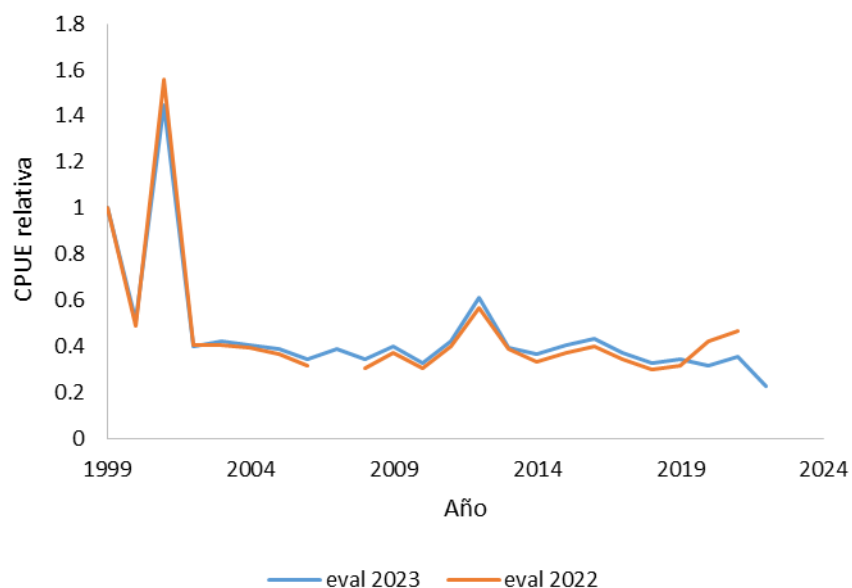


Figura 1. Series de CPUE de botella analizadas en las evaluaciones de stock realizadas el 2022 y 2023.

- **Comparación de evaluaciones al 2022-2023**

Se realiza un análisis de incertidumbre comparativa entre las evaluaciones realizadas el 2022 y el 2023. Los análisis muestran que el modelo de evaluación presenta un patrón retrospectivo de sobreestimación conforme se actualiza la información. En la evaluación de stock realizada el año 2022, las estimaciones de biomasa superaron en general un 20% las estimaciones del 2023. Sin perjuicio de esto, se advierte que la incertidumbre de estimación de la biomasa 2021 realizada en la evaluación 2022 fue considerablemente grande, aun cuando el valor central correspondió al objetivo de manejo (**Figura 2a**). Esta situación corresponde al valor de la mediana lo cual representa un 50% de probabilidad de estar por debajo o sobre este. En la actualización de la evaluación 2023, el riesgo se ratificó a la baja generando un valor para el mismo año 2021 notablemente menor, no obstante que estadísticamente no es distinto a lo dicho el 2022 pues las distribuciones de incertidumbre se superponen (**Figura 2b**).

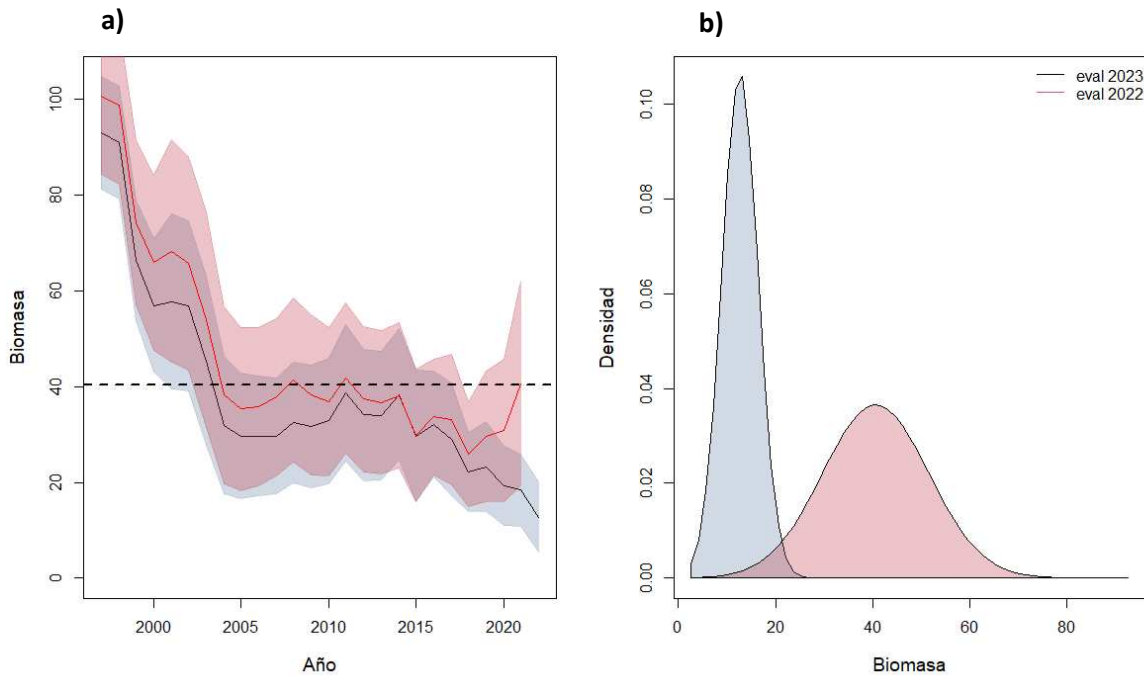


Figura 2. a) Series de biomasa de botella (líneas) y sus intervalos de confianza (sombra). b) Distribución de probabilidad/densidad de las estimaciones de la biomasa de botella el año 2021. El color gris corresponde a la evaluación realizada el año 2022 y en rosado la evaluación realizada 2023.

- **Comparación de evaluaciones con datos al 2021 y distintas CPUE**

El mismo análisis con series distintas de CPUE pero ajustadas solo hasta al 2021, muestra que el nivel de superposición de la incertidumbre de la biomasa al año 2021 es importante y por ende, las biomazas estimadas son similares estadísticamente al 95% de confianza. No obstante esto, el valor central de la biomasa en la serie eval 2023 (mas recientes) muestra el efecto de la nueva señal de CPUE empleada (eval 2023), la que se traduce en un menor valor de biomasa (**Figura 3**). En otras palabras y sin perjuicio de la similitud estadística, la disminución de la estimación de biomasa es debido a la nueva señal de CPUE actualizada con mejor y mayor información.

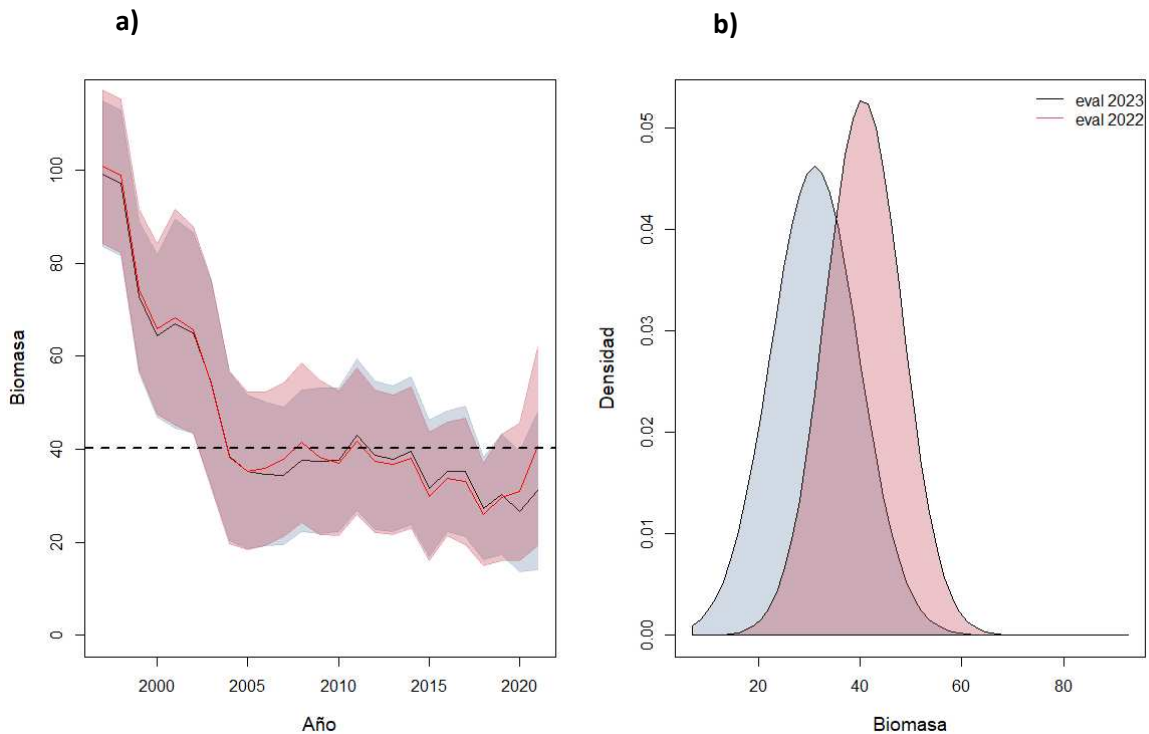


Figura 3. a) Series de biomasa de botella (líneas) y sus intervalos de confianza (sombra). b) Distribución de probabilidad/densidad de las estimaciones de la biomasa de botella el año 2021.

- **Consistencia en las fuentes de información**

Se analiza el efecto que tienen las dos series de CPUE en el ajuste de las composiciones de tallas, los desembarques y la biomasa acústica. Se compara la variación de la log-verosimilitud entre los dos escenarios. Una diferencia mayor a dos unidades es considerada significativa y por ende, el escenario de menor valor de verosimilitud debiese ser elegido/preferido para fines de análisis. Los resultados muestran que ambas series de CPUE no generan significativamente un mejor ajuste en ninguna de las fuentes de datos. Sin perjuicio de esto y aunque sin ser significativo, el modelo en el escenario eval 2022 presenta un ligero mejor ajuste/desempeño respecto del escenario eval 2023 (menor log verosimilitud).

Tabla 1. Verosimilitud marginal de las distintas fuentes de información empleadas en la evaluación de stock de Botella

Escenario	B2021/B0	Lacústica	Ldesemb	Lprop_flo	Lprop_cru
eval 2023	0.31	0.95	0.16	1793.29	209.39
eval 2022	0.40	1.29	0.16	1793.78	208.80

2.2. Length-Based Pseudo-Cohort Analysis (LBPA)

Se realiza un análisis de equilibrio basado en el modelo LBPA (Canales et al., 2021) con el fin de verificar o rectificar el diagnóstico realizado en la evaluación de stock MESTOCK. El análisis es realizado para las dos más importantes especies del género *Auxis* presentes en la pesquería.

- **Parámetros de historia de vida**

Se revisan los fundamentos de los parámetros de historia de vida para cada una de las especies de botella: *Auxis thazard* y *A. rochei*, 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/>) (Tabla 2)

Tabla 2. Parámetros de crecimiento de las especies *A. thazard* y *A. rochei*

Especies	Loo	K	M
<i>Auxis thazard</i>	41	0.6	0.7
<i>A. rochei</i>	37	0.3	0.5

Del mismo modo y a partir de la información por especie obtenida del Programa de Observadores a Bordo, al igual del Seguimiento de la Pesquería del IPIAP, se actualizaron y generaron los coeficientes de la relación longitud-peso y de la talla al 50% de madurez sexual (L50m) para cada especie de botella. De igual manera se actualizó la época de desove las cuales difieren de los datos empleados en el modelo de datos estructurados, donde se trabajó con datos agrupados para el género *Auxis* (Tabla 3)

Tabla 3. Parámetros biológicos de crecimiento en peso y talla de madurez sexual de Zcada especie del género *Auxis*

	<i>A. rochei</i>	<i>A. thazard</i>
log_aw	-6.38	-6.53
bw	3.64	3.70
L50m	25.95	24.92
spawn_time	0.25	0.25

- *Auxis rochei*

Se ajustó el modelo LBPA correspondiente a los años 2020 al 2023. El ajuste del modelo reproduce la estructura general de los datos de frecuencia de tallas, concentrada en torno a individuos de 25 cm LF (**Figura 4a**). El modelo evidencia una población mayoritariamente por debajo del objetivo de manejo, como consecuencia que la pesca se ha concentrado además en individuos por debajo de la talla de madurez L_{50} (**Figura 4c**). Es así que, en las composiciones de tallas si bien se registran algunos individuos grandes, es notable la reducción de la fracción adulta de la población de esta especie. La talla promedio del reclutamiento (19.20 cm LF) fue estimada por debajo de la talla media de madurez (25.95 cm), mientras que la talla al 50% de selectividad (21.85 cm LF) fue estimada por debajo de esta talla de referencia.

Además de lo anterior, la reducción del potencial desovante para la población de *Auxis rochei* se relaciona con el nivel de mortalidad por pesca, el cual excede en un 194% su valor de referencia límite ($F/F_{tar} = 2.94$). En este sentido, se estima que el potencial reproductivo (SPR) se encuentra reducido en torno al 12% de la condición virginal y que, para alcanzar el objetivo de manejo, el esfuerzo de pesca actual debiera ser reducido en un 51% (**Tabla 4**)

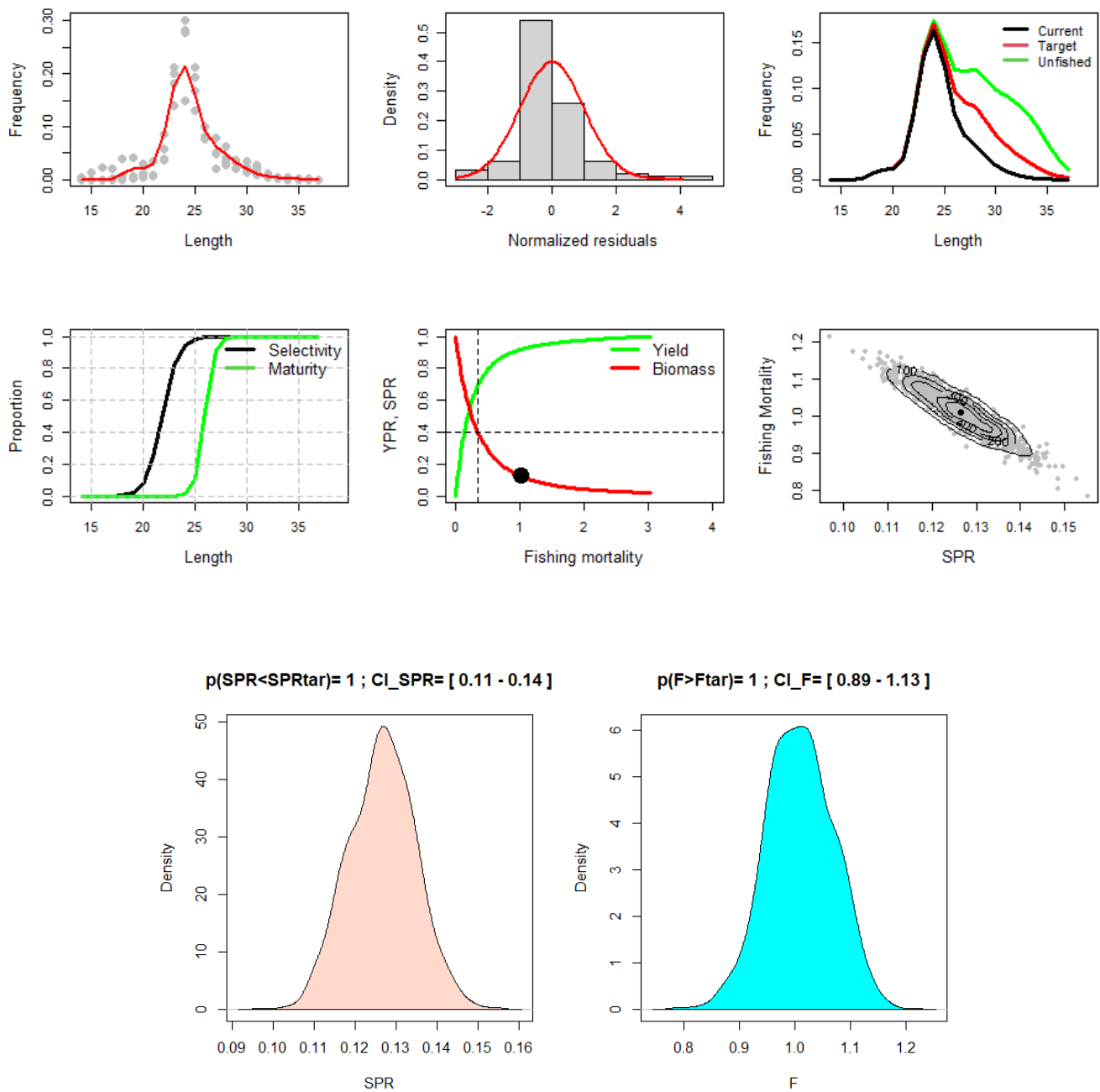


Figura 4. (a) Ajuste del modelo LBPA (línea roja) a la composición promedio de tallas de *A. rochei* de los años 2020-2023 (puntos negros). (c) Composiciones de tallas de la fracción explotable actual, objetivo y virginal. (d) Curvas de selectividad y madurez y (d) curvas de proporción de reducción de la biomasa virginal (SPR) y rendimiento relativo (YPR) por recluta.

Tabla 4. Parámetros del modelo LBPA ajustado a los datos de composiciones de longitudes de las capturas de *A. rochei* promedio: Mortalidad por pesca (F), Mortalidad por pesca de referencia al 40%B0 (Ftar), índice de sobrepesca (F/Ftar), proporción de biomasa virginal (SPR=B/B0), longitud al 50% de selectividad (L50), inclinación de selectividad (d) y longitud de reclutamiento (Lr).

Estimated model parameters	

Fishing mortality (F)	: 1.00979
Selectivity length at 50% (L50)	: 21.8591
Selectivity slope (d)	: 2.2186
Invariant std deviation in length (a0)	: 1e-005
Coeff of variation length at-age (cv)	: 0.0558979
Size of recruits (Lr)	: 19.2068

Derivates quantities	

Virginal biomass per-recruit (BPR0)	: 338.162
Current BPR	: 42.7836
Target BPR	: 135.265
Current spawning potential ratio (SPR)	: 0.126518
Target SPR (SPRtar)	: 0.4
Target fishing mortality (Ftar)	: 0.343158
Overfishing index (F/Ftar)	: 2.94265
Current yield per-recruit (YPRcur)	: 83.4911
Target yield per-recruit (YPRtar)	: 62.8367
Steepness (h)	: 1

- *Auxis thazard*

Para el caso de *A. thazard* se ajustó el modelo LBPA para el promedio de cuatro composiciones de tallas, correspondiente a los años 2020 al 2023. El ajuste del modelo reproduce la estructura general de los datos de frecuencia de tallas, concentrada en torno a individuos de 25 y 32 cm LF (**Figura 5a**). El modelo evidencia una población mayoritariamente por debajo del objetivo de manejo, como consecuencia que la pesca se ha concentrado además en individuos por debajo de la talla de madurez L_{50} (**Figura 5c**). De hecho, en las composiciones de tallas si bien se registran algunos individuos grandes, es notable la reducción de la fracción adulta de la población de esta especie. La talla promedio del reclutamiento (24.39 cm LF) fue casi similar a la talla media de madurez estimada (24.92 cm), mientras que la talla al 50% de selectividad (27.12 cm LF) fue estimada sobre esta talla de referencia.

Además de lo anterior, la reducción del potencial desovante para la población de *Auxis thazard* se relaciona con el nivel de mortalidad por pesca, el cual excede en un 113% su valor de referencia límite ($F/F_{tar} = 2.13$). En este sentido y al igual que *A. rochei*, se estima que el potencial reproductivo (SPR) se encuentra reducido en torno al 26% de la condición virginal y que, para alcanzar el objetivo de manejo, el esfuerzo de pesca actual debiera ser reducido en un 51% (**Tabla 5**).

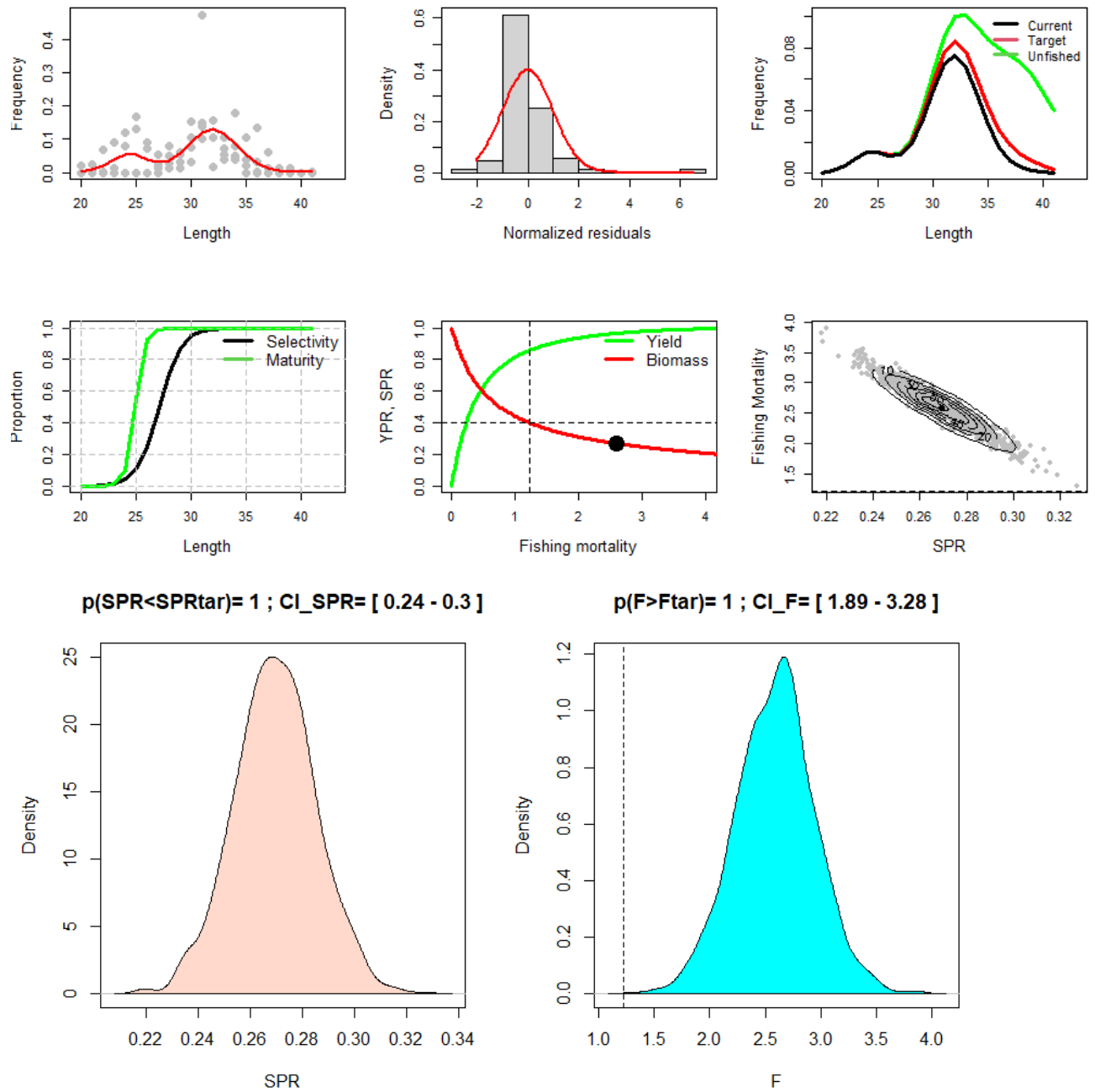


Figura 5. (a) Ajuste del modelo LBPA (línea roja) a la composición promedio de tallas de *A. thazard* de los años 2020-2023 (puntos negros). (c) Composiciones de tallas de la fracción explotable actual, objetivo y virginal. (d) Curvas de selectividad y madurez y (d) curvas de proporción de reducción de la biomasa virginal (SPR) y rendimiento relativo (YPR) por recluta.

Tabla 5. Parámetros del modelo LBPA ajustado a los datos de composiciones de longitudes de las capturas de *A. thazard* promedio: Mortalidad por pesca (F), Mortalidad por pesca de referencia al 40%B0 (Ftar), índice de sobrepesca (F/Ftar), proporción de biomasa virginal (SPR=B/B0), longitud al 50% de selectividad (L50), inclinación de selectividad (d) y longitud de reclutamiento (Lr).

Estimated model parameters	

Fishing mortality (F)	: 2.58729
Selectivity length at 50% (L50)	: 27.1235
Selectivity slope (d)	: 2.92091
Invariant std deviation in length (a0)	: 1e-005
Coeff of variation length at-age (cv)	: 0.0702068
Size of recruits (Lr)	: 24.3942

Derivates quantities	

Virginal biomass per-recruit (BPR0)	: 700.192
Current BPR	: 188.692
Target BPR	: 280.077
Current spawning potential ratio (SPR)	: 0.269485
Target SPR (SPRtar)	: 0.4
Target fishing mortality (Ftar)	: 1.22816
Overfishing index (F/Ftar)	: 2.10664
Current yield per-recruit (YPRcur)	: 207.938
Target yield per-recruit (YPRtar)	: 184.811
Steepness (h)	: 1

3. Conclusiones

De los análisis realizados se concluye que:

1. Las estimaciones de biomasa reportadas por cualquier modelo de evaluación tienen incertidumbre y esta debe ser considerada e informada a la hora de considerar el diagnóstico de los recursos pesqueros. En el caso de botella y a un 95% de confianza, el diagnóstico del año 2021 indicado en la evaluación de stock 2022, es igual al establecido el año 2023.
2. La señal de CPUE empleada en la evaluación 2023 se elaboró con mayor y mejor información, pues incluyó datos del programa de observadores. El resultado es una tendencia a la baja que tuvo repercusiones en el diagnóstico del stock 2022. Sin embargo, este es estadísticamente similar al informado el 2021.
3. La evaluación de la nueva señal de abundancia CPUE no mejora ni empeora significativamente el ajuste del modelo a los datos de composición de tallas de las capturas y los cruceros. De esta forma, se concluye que ambas series son estadísticamente similares para el modelo de análisis.
4. Una extensión al análisis consideró la aplicación de un modelo de equilibrio LBPA ajustado a las composiciones de tallas para las dos principales especies del género *Auxis*. En ambos casos la condición o status de Botella es menor o igual al 26% de la biomasa sin explotación (virginal), ratificando las estimaciones obtenidas del modelo de evaluación integrado MESTOCK realizado por Canales y Jurado (2023).
5. Finalmente y en complemento a lo anterior, la disminución de la condición del estado de situación de Botella entre el año 2021 (40%B0) al 2022 (31%B0) se explica por dos razones: la influencia a la baja de la señal de CPUE y por el notable incremento en más del 33% que tuvo el desembarque de este recurso en el período 2021-2022.

4. Bibliografía

- Canales C. M., V. Jurado, 2022. Evaluación del stock de recursos pelágicos pequeños del Ecuador 2022. Informe Técnico. Guayaquil, julio 2022. 116p
- Canales C. M., V. Jurado, 2023. Evaluación del stock de recursos pelágicos pequeños del Ecuador 2022. Informe Técnico. Guayaquil, marzo 2023. 138p
- French, S., & Menz, A. 1983. La pesquería para peces pelágicos en el Ecuador y la distribución de las capturas en relación con factores ambientales. *Revista Comisión Permanente Del Pacífico Sur*, 65–82.
- Minte-Vera, C.V. 2019. Revisión de las evaluaciones de stocks de las principales especies de pelágicos menores de Ecuador (informe no-publicado. 38pgs)