

EVALUACIÓN DEL STOCK DE RECURSOS PELÁGICOS PEQUEÑOS DEL ECUADOR

Año 2021

Cristian M. Canales | Viviana Jurado

Guayaquil, julio 2021



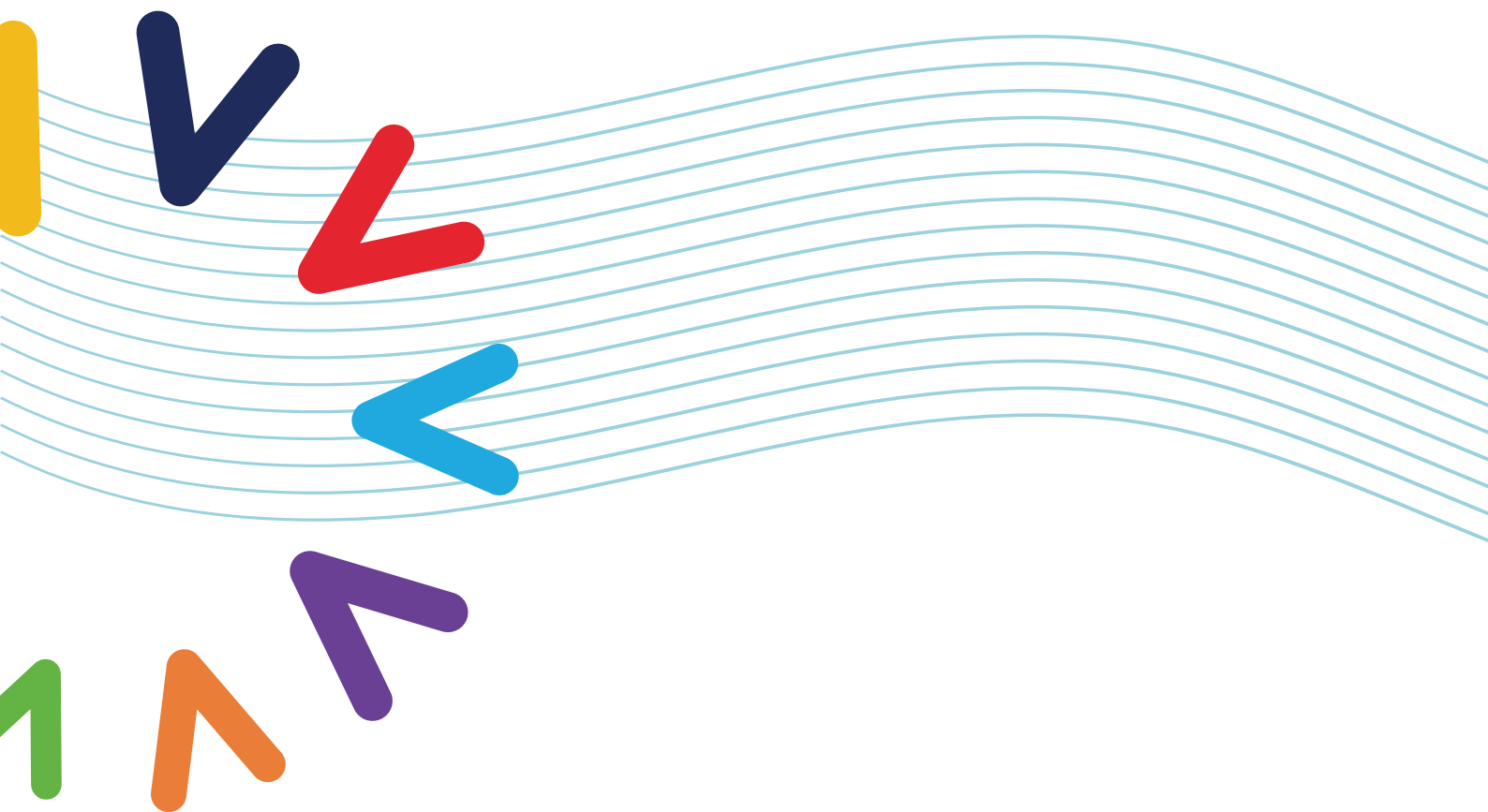
INSTITUTO PÚBLICO DE
INVESTIGACIÓN DE ACUICULTURA Y PESCA
ECUADOR



República
del Ecuador



Juntos
lo logramos



Canales C. M., V. Jurado, 2021. Evaluación del stock de recursos pelágicos pequeños del Ecuador. Año 2021. Informe Técnico. Guayaquil, julio 2021. 123 p.

Agradecimientos

Este documento ha sido desarrollado como parte de la cooperación público-privada entre el Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca y la Cámara Nacional de Pesquería para la implementación del Proyecto de Mejora Pesquera Small Pelagics Sustainability FIP, conformado por la industria de pelágicos pequeños, asociada en la Cámara Nacional de Pesquería, y empresas productoras de alimento balanceado.

El diseño y diagramación de este documento fue posible gracias al apoyo del proyecto “Cadenas Mundiales Sostenibles de Productos del Mar”, una iniciativa internacional liderada por el Ministerio de Producción, Comercio Exterior, Inversiones y Pesca con la asistencia técnica del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo y Sustainable Fisheries Partnership con financiamiento del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM).

La impresión del documento se financió gracias al apoyo de la Cooperación Técnica Alemana, en el marco del Programa Conservación y Uso Sostenible del Patrimonio Natural - Bioeconomía.



ÍNDICE

1. Resumen Ejecutivo.....	5
2. Antecedentes generales de las pesquerías de pequeños recursos pelágicos del Ecuador.....	8
3. Evaluación de stock.....	10
3.1 Unidades poblacionales.....	10
3.2 Datos e Información.....	10
a. Estadísticas de desembarques.....	10
b. Información biológico-pesquera.....	12
c. Índices de abundancia.....	12
d. Cruceros acústicos.....	13
e. Parámetros biológicos.....	14
3.3 Estandarización de las tasas de capturas.....	14
3.4 Modelos de evaluación de stock.....	15
3.4.1. Modelo de análisis de pseudo-cohortes en tallas (Lbpa).....	16
3.4.2. Modelo de biomasa dinámica se Schaefer (Bds).....	16
3.4.3. Modelo integrado de Evaluación (Mestockl).....	17
3.4.4 Puntos biológicos de Referencia.....	20
3.5 Variabilidad ambiental y pesquería.....	20
4. Resultados.....	23
4.1. Roncador (<i>Haemulopsis Spp.</i>).....	23
4.2. Trompeta (<i>Fistularia Corneta</i>).....	25
4.3. Corbata (<i>Trichiurus Lepturus</i>).....	27
4.4. Botella (<i>Auxis Spp.</i>).....	29
4.5. Chuhueco (<i>Cetengraulys Mysticetus</i>).....	41
4.6. Macarela (<i>Scomber Japonicus</i>).....	52
4.7. Picudillo (<i>Decapterus Macrosomma</i>).....	63
4.8. Pinchagua (<i>Opisthonema Spp.</i>).....	73
4.9. Sardina Redonda (<i>Etrumeus Teres</i>).....	84
5. Discusión y Conclusiones.....	95
6. Referencias.....	98
Anexos.....	101





1. Resumen Ejecutivo

Se realiza el diagnóstico y evaluación de stock de pelágicos pequeños del Ecuador con información biológica pesquera actualizada al 2020. Para todos los escenarios y modelos analizados, los resultados mostraron que las poblaciones de peces pelágicos pequeños del Ecuador en general confirman su mejoría explicada por el aumento de biomasa, y la relativa reducción de la mortalidad por pesca respecto de la mortalidad por pesca de referencia. Esta recuperación se ha debido entre otras, a la disminución tanto de las capturas como del número efectivo de días de operación de la flota. Entre el 2017 y el 2020, las poblaciones de pelágicos pequeños del Ecuador duplicaron su biomasa y cuyo indicador relativo B/B_0 incrementó de 0.18 a 0.37, mientras el índice de sobrepesca F/F_{40} se redujo de 1.26 a 0.94. No obstante esto, durante el año 2020 y como consecuencia del aumento de las capturas en algunas especies, el indicador F/F_{40} aumento respecto del 2019 aproximándose en promedio al valor límite. Del mismo modo y si bien el 44% de las especies no mostraron evidencias de sobreexplotación ($B/B_0 > 0.4$) (Chuhueco, Pinchagua, Trompeta y Corbata), una proporción similar de especies registró sobrepesca ($F/F_{40} > 1$) siendo las más afectadas Botella, Picudillo y Roncador. Las especies más disminuidas correspondieron a sardina redonda ($B/B_0 = 0.23$) y el roncador ($B/B_0 = 0.25$) (Tabla I, Figura I).

Una extensión a los análisis mostró que algunos procesos poblacionales claves podrían estar estrechamente relacionadas con las condiciones ambientales. La variabilidad de la temperatura superficial del mar (TSM) y Clorofila-a (Clo-a) exhiben para los últimos años, anomalías ligeramente cálidas en la TSM y notablemente negativas en Clo-a. En este contexto, los resultados mostraron que la variabilidad ambiental afecta la mortalidad natural de Botella, Chuhueco y Sardina redonda, generando menores estimaciones de biomasa y una condición del estado poblacional peor al estimado en el modelo base. Por su parte, las mismas variables afectarían proporcionalmente la disponibilidad/capturabilidad de la Macarela, Picudillo y Pinchagua, pero sin mayores efectos en el estado de sus poblaciones.

Finalmente, y con el fin de asegurar la recuperación de estas poblaciones, se sugiere manejar los incrementos en el nivel de esfuerzo de pesca por medio de una regla de control y aprovechar los niveles de productividad de estos recursos, de esta manera asegurar la estabilidad/recuperación en las especies más disminuidas. En este proceso, se debe reforzar la permanente vigilancia de los indicadores poblacionales que realiza el IPIAP por medio del seguimiento de estas pesquerías en el Ecuador.

Tabla I. Cuadro comparativo de los indicadores de diagnóstico de los stocks de pelágicos pequeños del Ecuador 2019-2021. Se destacan en negrilla los valores de B/B_0 mayores a 0.4 (*Otras especies no pelágicas).

Último año de datos	2020		2019		2017	
Especie	B/B_0	F/F_{40}	B/B_0	F/F_{40}	B/B_0	F/F_{40}
Botella	0.38	2.04	0.46	0.69	0.11	4.25
Chuhueco	0.55	0.14	0.14	0.95	0.17	0.56
Macarela	0.31	1.03	0.29	0.24	0.23	1.84
Pinchagua	0.44	0.16	0.41	0.38	0.32	1.57
Picudillo	0.09	2.45	0.14	0.76	0.06	0.20
Sardina	0.23	0.27	0.27	0.67	0.03	0.07
Trompeta*	0.53	0.52	0.47	0.52	0.58	2.11
Corbata*	0.54	0.06	0.52	0.01	0.11	0.44
Roncador*	0.25	1.87	0.26	1.88	0.07	0.31
Promedio	0.37	0.94	0.32	0.67	0.18	1.26

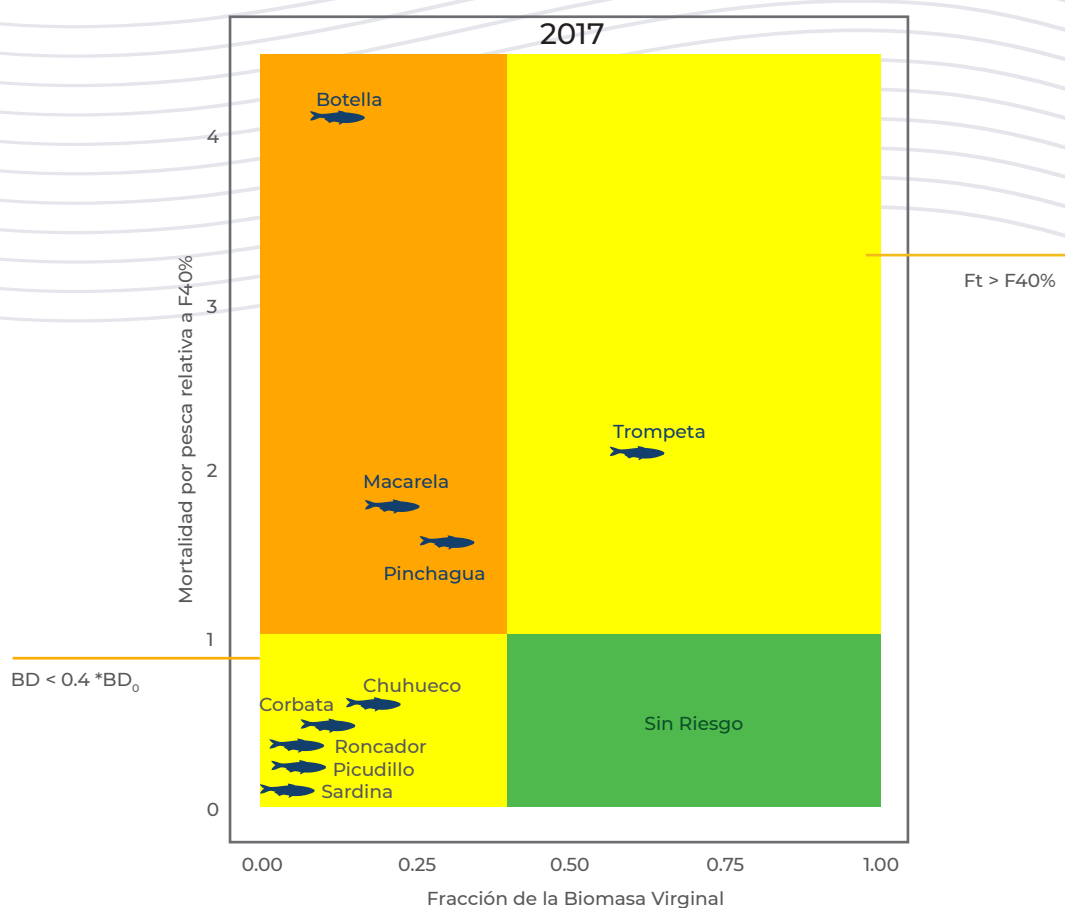


Figura I. Diagrama de Kobe en el cual se destaca el estado poblacional de las especies de pelágicos pequeños respecto de las variaciones en la fracción de la biomasa virginal y la mortalidad por pesca relativa, en los años 2017, 2019 y 2020.



Figura I.

Diagrama de Kobe en el cual se destaca el estado poblacional de las especies de pelágicos pequeños respecto de las variaciones en la fracción de la biomasa virginal y la mortalidad por pesca relativa, en los años 2017, 2019 y 2020.

2. Antecedentes generales de las pesquerías de pequeños recursos pelágicos del Ecuador

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 70s. En el desarrollo de estas actividades, las especies más representadas han sido la macarela, pinchagua, sardina redonda y chuhueco. A partir de 1998 la especie botella adquirió relativa mayor importancia, mientras que a partir de 2004 se evidenció un redireccionamiento

del esfuerzo de pesca a otras especies como picudillo, corbata, trompeta y roncadador. En el desarrollo de esta pesquería se destacan tres periodos 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 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 mayor control de 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 clara”¹, 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).

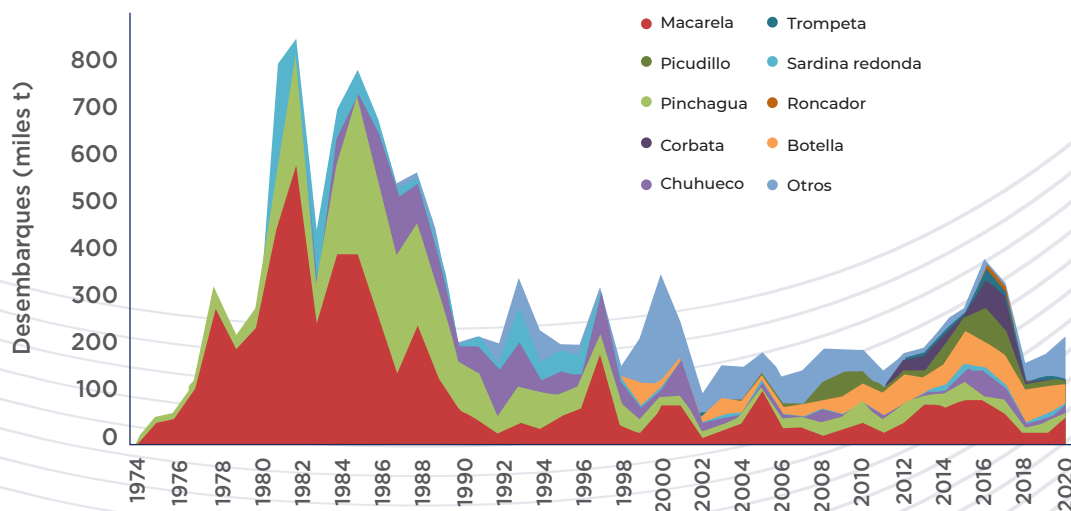


Figura 1. Desembarques de pelágicos pequeños principales del Ecuador 1975-2020.

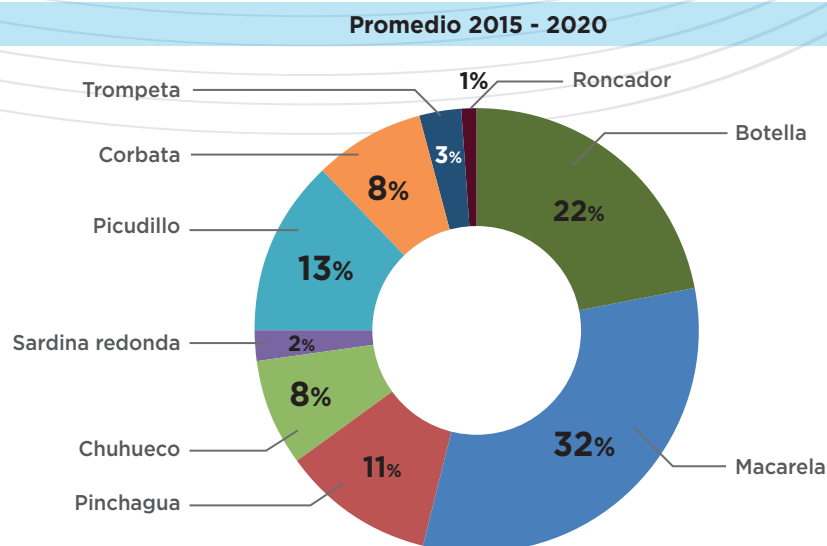


Figura 2. Desembarques promedio (miles t) 2015-2020 de los principales recursos declarados en los desembarques de pelágicos pequeños del Ecuador.

¹Menor disponibilidad debido al estado lunar de luna llena

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 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 psu y temperaturas en torno a 35 °C (Figura 3). 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

3.2 Datos e información

a. Estadísticas de desembarque

Los datos de desembarque corresponden al periodo 1975-2020. Para la década de los 80's, los datos fueron obtenidos del proceso

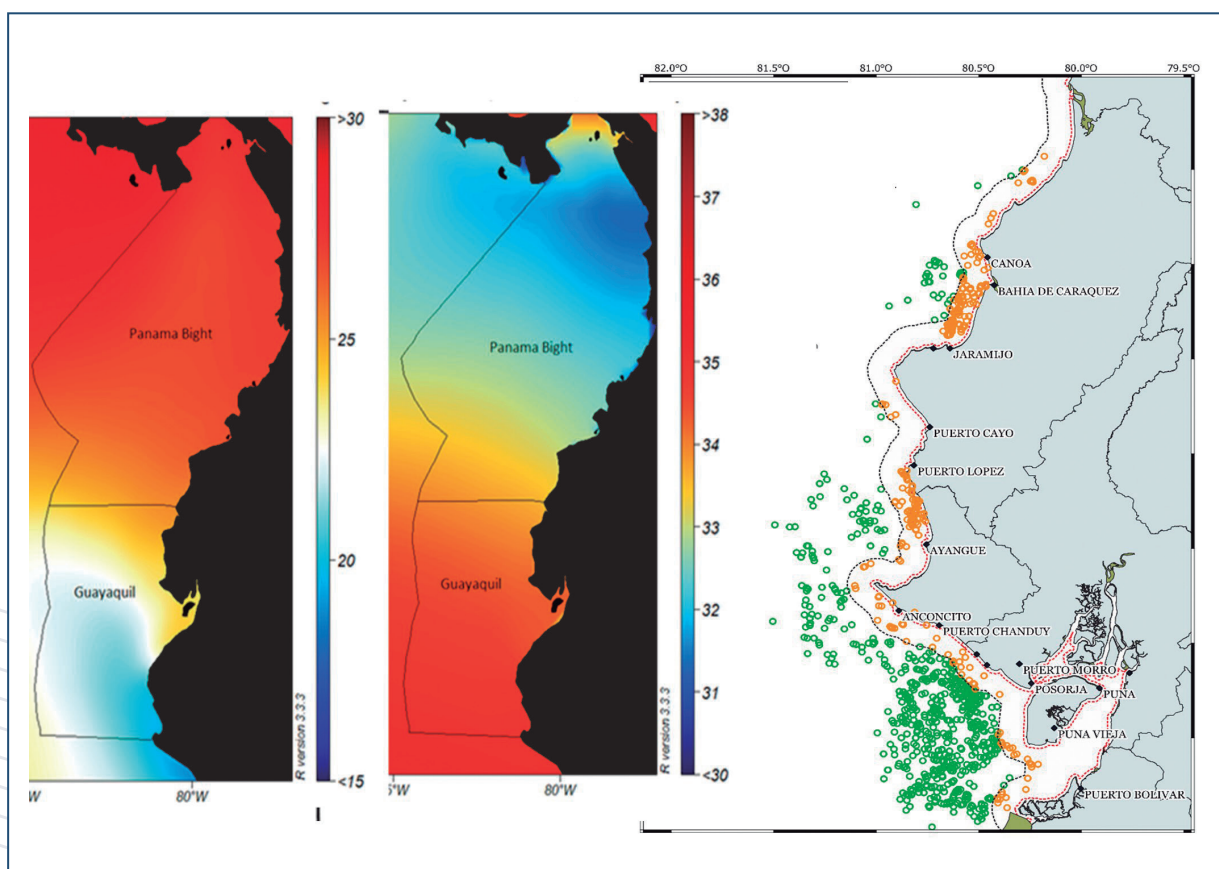


Figura 3. Derecha: Ecoregiones marinas de Ecuador (Spalding et al., 2007): temperatura Superficial del Mar (°C) (izquierda) y salinidad superficial (UPS). Izquierda: Distribucion espacial de las pesquerías de pequeños pelágicos del Ecuador (Fuente: Jurado et al, 2019).

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's y hasta el 2020, 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 faenas de pesca del Programa de

Observadores de la flota cerquera sardinera. La información de esfuerzo de pesca corresponde al número de zarpes o arribos (viajes totales) emitidos por la 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 - 2020. 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 chuhueco, con más de 4 mil individuos medidos anualmente, mientras las menos representadas es la trompeta con alrededor de 500 individuos por año. **(Figura 4).**

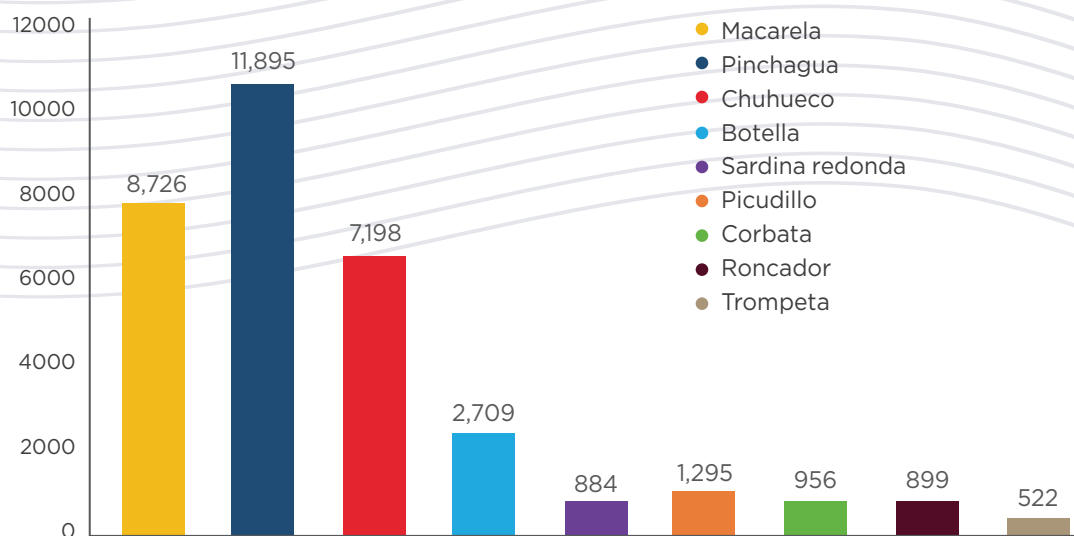


Figura 4. Promedio anual del número de individuos medidos de las especies de pelágicos pequeños del Ecuador actualizados al 2020.

c. Índices de abundancia

Los índices de abundancia anual han sido generados por medio de Modelos Lineales Generalizados (GLM). Estos corresponden

al efecto anual de la Captura por Unidad de Esfuerzo. Los efectos incluidos en el GLM fueron el año, la zona y el tipo de buque. El detalle de los índices es proporcionado en la sección de resultados. Más detalles en **Anexos.**



d. Cruceros acústicos

Se dispone de información de 7 años de cruceros realizados entre 1991 y el 2019. 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 5**).

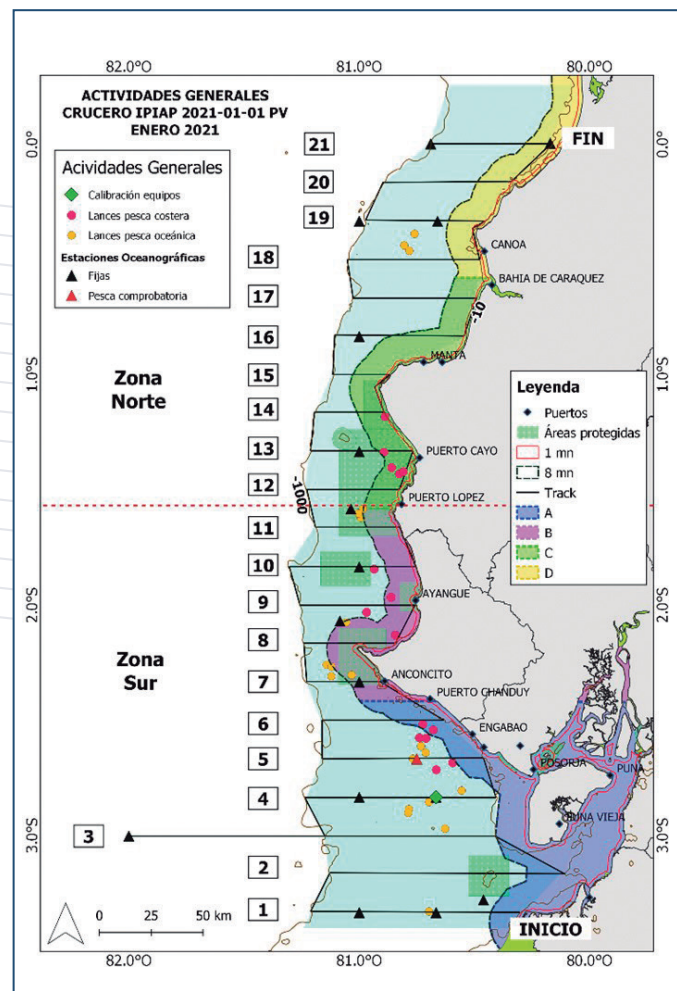


Figura 5. Área de estudio y actividades de investigación durante el crucero IPIAP 2021-01-01 PV, enero 2021 (Fuente: Romero et al., 2021).

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 las 9 especies analizadas 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.

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

Especie	L_{∞} (cm)	k	M año ⁻¹	$\log_a$	b	L_{50ms} (cm)	$T_{m\acute{a}x}$ (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
Corbata (b)	105.0	0.10	0.20	-13.07	2.78	50.60	15	Sept	0.75	61.00
Macarela (a)	37.00	0.23	0.50	-12.38	3.21	23.02	8	Nov	0.92	22.06
Picudillo (c)	36.80	0.25	0.50	-3.32	2.66	17.60	6	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
Roncador (c)	31.57	0.34	0.68	-4.32	2.96	21.00	6	Ago	0.67	18.84
Sardina red. (c)	29.40	0.30	0.60	-6.65	3.77	17.40	6	Nov	0.92	19.21
Trompeta (c)	130.00	0.43	0.85	-4.01	2.50	56.30	7	Feb	0.17	72.60

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

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

(c) Basada en Froese & Pauly 2019 – Fishbase

3.3 Estandarización de las tasas de capturas

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).

La separación de los diferentes factores que influyen las tasas de captura se llevó a cabo mediante la estandarización de éstas. El enfoque empleado para esto fueron Modelos Lineales Generalizados (GLM), 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. Cabe destacar que los GLM son

flexibles a diferentes formas de analizar la información, en especial en la exploración de diferentes alternativas para la distribución de la variable respuesta (Punt et al., 2000) y en la actualidad son ampliamente utilizados para generar índices de abundancia relativa (Maunder & Punt, 2004).

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 efectos fijos: año (A), zona (Z), y buque (B). Se probaron dos modelos de error (): normal y gamma, y la función de enlace fue la identidad. Se consideraron 3 Zonas: al norte de Manta, de Manta a la Puntilla y de la Puntilla al sur.

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

El índice de abundancia anual fue estimado como $I_t = e^{A_t}$

3.4 Modelos de Evaluación de Stock

Considerando que en las bases de datos del INP existe sustancial información de composiciones de tallas de las capturas y que el diseño de muestreo se ha mantenido en el tiempo, se exploró el desempeño de tres variantes de modelos estadísticos de análisis de dinámica en edades y observaciones en tallas: Un primer modelo LBPA consideró un análisis para datos limitados donde se asume que solo las composiciones de tallas

son informativas de la presión de pesca y la selectividad está determinada por un modelo logístico (Canales et al, 2021). Un segundo modelo de biomasa dinámica (MBD) poblacional de Schaefer, para datos de desembarques e índice de abundancia CPUE, y un tercer modelo, en el cual se integran todas las piezas de información histórica para generar apreciaciones sobre el estado de las poblaciones MESTOCKL. Este último modelo fue aplicado en aquellos recursos considerados con mayor calidad de datos.

3.4.1. Modelo de Análisis de Pseudo-cohortes en tallas (LBPA)

Un primer modelo de estimación fue un análisis de equilibrio de dinámica en edades y observaciones en tallas. El modelo LBPA (“Length Based Pseudo-cohort Analysis”) corresponde a un análisis de cohortes a la talla formulado por Canales et al., (2021), el cual es de naturaleza similar al modelo “Length Based Spawning Potential Ratio” (LBSPR) de Hodryk et al., (2014), pero cuya diferencia radica en la posibilidad de integrar varios años de análisis tratados como muestras aleatorias de una determinada condición poblacional. El modelo provee estimación de la mortalidad por pesca del período de análisis, el porcentaje de biomasa desovante remanente (SPR) y niveles de referencia (PBR) de acuerdo con el nivel de reducción de la biomasa desovante objetivo.

El modelo supone que la pesca es la única responsable de la ausencia de los peces más grandes, de manera que a mayor diferencia entre la longitud asintótica (talla promedio de los peces más longevos en estado virginal) y la talla promedio registrada en las capturas, da como resultado que el nivel de mortalidad por pesca se incrementa. El modelo depende fuertemente de los parámetros de historia de vida (crecimiento, madurez y mortalidad) y supone condiciones de equilibrio, es decir, reclutamiento y mortalidad por pesca representados por un promedio de largo plazo. Este modelo es particularmente útil cuando no se disponen de estadísticas de desembarques, pero si de un muestreo intensivo de tallas de las capturas. Con el fin de compatibilizar el supuesto de equilibrio antes mencionado, la implementación de este modelo consideró el promedio de las composiciones de tallas de

las capturas de los últimos 5 años. El modelo resuelve 4 parámetros los que corresponden a: la mortalidad por pesca de los grupos completamente reclutados a la pesquería (F_{cr}); la talla del reclutamiento L_0 ; los parámetros L_{50} y rango de la curva logística de selectividad. Los detalles de este modelo se presentan en **Anexos**.

De acuerdo con lo anterior y debido a la ausencia de series de capturas y CPUE, solo el recurso Roncador fue analizado por medio del modelo LBPA (**Tabla 6**).

3.4.2. Modelo de BIOMASA DINÁMICA DE SCHAEFER (BDS)

En aquellos recursos en los cuales las composiciones de tallas no proveen información sobre los efectos de la pesca ni de los principales procesos poblacionales, se implementó el modelo de Biomasa Dinámica desarrollado por Schaefer (1954). Este modelo toma como base el modelo de crecimiento logístico de población desarrollado por Verhulst (1838). Usualmente en la literatura pesquera se conoce como un “modelo de producción excedentaria”. En este modelo, la tasa intrínseca de crecimiento r y la capacidad de carga B_0 son constantes en el tiempo. Además, Schaefer incorporó el supuesto de que la explotación, en este caso la captura es una función lineal de la Biomasa y el esfuerzo de pesca. De este modo, la CPUE se emplea como indicador de los cambios en la biomasa poblacional $CPUE_t = qB_t$. Para todos los efectos, el modelo supone que las condiciones de la pesquería eran virginales al inicio de la pesquería (B_0).



$$B_t = \begin{cases} B_{t-1} + rB_{t-1} \left(1 - \frac{B_{t-1}}{B_0}\right) - C_{t-1} & t > 0 \\ B_0 & t = 0 \end{cases}$$

Los parámetros K y r son resueltos por Máxima Verosimilitud suponiendo que los desvíos del ajuste del modelo de CPUE en escala log, sigue una distribución normal.

$$CPUE_t = qB_te^{\epsilon_t}$$

$$\epsilon_t = \ln(CPUE_t) - \ln(qB_t) \sim N(0, \sigma)$$

en tanto el coeficiente de capturabilidad se calcula por medio de su estimador máximo verosímil:

$$q = \exp \left(\frac{1}{n} \sum \ln \left(\frac{CPUE_t}{B_t} \right) \right)$$

En este sentido y debido a la falta de contraste y gran variabilidad interanual de las composiciones de tallas de Corbata y Trompeta, y aprovechando la señal de abundancia relativa en las series de CPUE y capturas, se determinó que estas especies fuesen analizadas por medio del modelo de Biomasa Dinámica (BDS) (Tabla 6).

3.4.3. Modelo Integrado de Evaluación (MESTOCKL)

En aquellos casos en que la información disponible brinda más contraste, 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 similar a A-SCALA (Maunder and Watters, 2003) denominado MESTOCKL (Canales et al., 2015). Este modelo está implementado en ADMB. 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. Este modelo fue aplicado a 6 especies de las nueve especies analizadas: Botella, Chuhueco, Macarela, Picudillo, Pinchagua, Sardina redonda.

> 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 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 $h=0.9$. 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 3 y 4 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 impuso 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, 2017
Macarela	1974, 2003, 2012
Picudillo	2004
Chuhueco	1981, 2008, 2010
Pinchagua	1974, 1986, 1988
Sardina	1974, 2001



> **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
Chuhueco	50	30	0.2	0.35
Macarela	30	30	0.2	0.35
Pinchagua	80	30	0.2	0.35
Picudillo	40	20	0.2	0.35
Sardina	50	30	0.2	0.35

> **Efecto ambiental**

Se incluyen funciones de verosimilitud en relación a efectos que tendrían distintas variables ambientales en procesos poblacionales claves: reclutamiento, mortalidad natural y disponibilidad/capturabilidad. Para estos efectos, el modelo es modificado con el

fin de incluir las variaciones en la anomalía ambiental (e.j. TSM y Clo-a) como forzante en los procesos ambientales antes señalados. Las variables ambientales fueron incluidas en el modelo en la forma de desvíos (Deriso et al., 2008) como término adicional en la función de verosimilitud conjunta del modelo.

$$ll = \lambda \sum_t (\varepsilon_t - \gamma VA_t)^2$$

En la cual λ representa el peso relativo de la variable ambiental en la función de verosimilitud total ($\lambda = 12.5$) equivalente a considerar un coeficiente de variación del 0.2, ε_t es el desvío del proceso poblacional analizado, un factor de escala y VA_t la anomalía de una determinada variable ambiental en el año t .

En esta expresión se supone que el ambiente determinara de manera positiva o negativa, dependiendo del signo de γ , el parámetro poblacional de interés. El proceso poblacional representado por el parámetro P se modela como desvío logarítmico

$$P_t = E(P)e^{\varepsilon_t}$$

donde $E(P)$ corresponde a su valor esperado.

3.4.4 Puntos Biológicos de referencia

Las tasas de 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 (B0), mientras el nivel de mortalidad por pesca máximo fue estimado como aquel que genera en el largo plazo el 40% de B0 (F40%) o el 45% de la biomasa desovante virginal por recluta. (F45%BDPR). Esta última distinción se debe a que a menudo, la mortalidad por pesca de referencia se estima a partir de un análisis de equilibrio independiente mediante en el cual, el reclutamiento y mortalidad es supuesta constante y no se reconoce relación stock-recluta. Se ha demostrado que F45% BDPR es equivalente al nivel de mortalidad F40% cuando la relación stock-recluta está determinada por una inclinación $h=0.75$.

El valor de la biomasa desovante fue contrastada en base a dos indicadores de potencial desovante; uno dinámico el cual corresponde a la razón entre la biomasa y la biomasa virginal dado el valor particular anual de reclutamiento, y otro de largo plazo, que es la razón entre la biomasa anual y la biomasa virginal B0 estimada a partir del valor esperado R0 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 $F45\%BDPR=F40\%B0$

Por nomenclatura, se denomina estado

de sobreexplotación cuando la biomasa poblacional se ubica por debajo del valor de referencia (40% B0), y sobrepesca si la mortalidad por pesca excede el criterio máximo F40%. 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.

3.5 Variabilidad Ambiental y Pesquería

Las pesquerías de acuerdo con el área de donde proceden se han visto afectadas de forma histórica por la variabilidad climática. Cornejo (2007) y Chávez et al., (2017), indican de forma general, que estas fluctuaciones serían producto de las fases cálidas y frías, en donde las primeras están asociadas a que ciertas pesquerías sean más productivas, mientras que las últimas gatillan una mayor productividad para otras. Cornejo (2007), indica que 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). Este último comprende periodos cálidos y fríos de alrededor de 25 - 30 años, donde el último cálido fue de 1977 a 1999, mientras que el presente periodo frío inició en el 2000 y se prolongaría hasta el 2025/2030 (Ormaza-González et al., 2016). A nivel local, en las costas de Ecuador, los procesos oceanográficos se encuentran influenciados por la presencia de las corrientes de El Niño (o Panamá), Corriente de Perú (o Humboldt) y Sub Corriente Ecuatorial (o de Cromwell),



(F. Ormaza, 2016; Riofrío & Chavarría, 2009).

Cornejo (2007), Jiménez (2008) y Cahuin et al., (2013), , indicaron que durante eventos como El Niño los recursos pesqueros se verían afectados negativamente, alterando sus patrones de distribución, biomasa, tamaño, reclutamiento (ingreso de nuevos individuos a la pesquería), así como también el incremento en el nivel medio del mar; para el caso del evento de La Niña, los impactos son positivos. De manera similar, De la Cuadra (2010), en su investigación sobre los cambios de temperaturas en el océano asociadas a las fases cálidas y frías del ciclo ENOS, y a las capturas históricas de Peces Pelágicos Pequeños (PPP) ha determinado que estos procesos ocasionan la migración de las diferentes especies pelágicas pequeñas y, consecuentemente, una disminución de los desembarques de estas especies. Es así que, al producirse un aumento en la TSM, se registra la desaparición de la especie *Scomber japonicus* (macarela) en las capturas pesqueras; mientras que, cuando hay un decremento en la TSM, se

observa un incremento en los desembarques pesqueros de la especie *Sardinops sagax* (sardina del sur).

Jurado (2021), en su estudio sobre como las variables ambientales influían sobre los rasgos biológicos de *Opisthonema* indica que se ha registrado un incremento paulatino de la TSM y Nivel Medio del mar en los últimos 19 años (2000 - 2019), a diferencia de la Clo_a (clorofila) la cual ha decrecido en concentración. Estos cambios han traído como consecuencia impactos negativos en *Opisthonema* en término de sus procesos biológicos, como es la disminución en su talla y peso corporal pero incrementándose el porcentaje de individuos maduros como respuesta a un proceso de adaptación a nivel fenotipo, como una estrategia de respuesta hacia las variaciones ambientales y así poder perpetuar la especie y que a su vez son estas mismas variables que serán fuertemente alteradas durante un proceso de Cambio Climático (**Figura 6**).

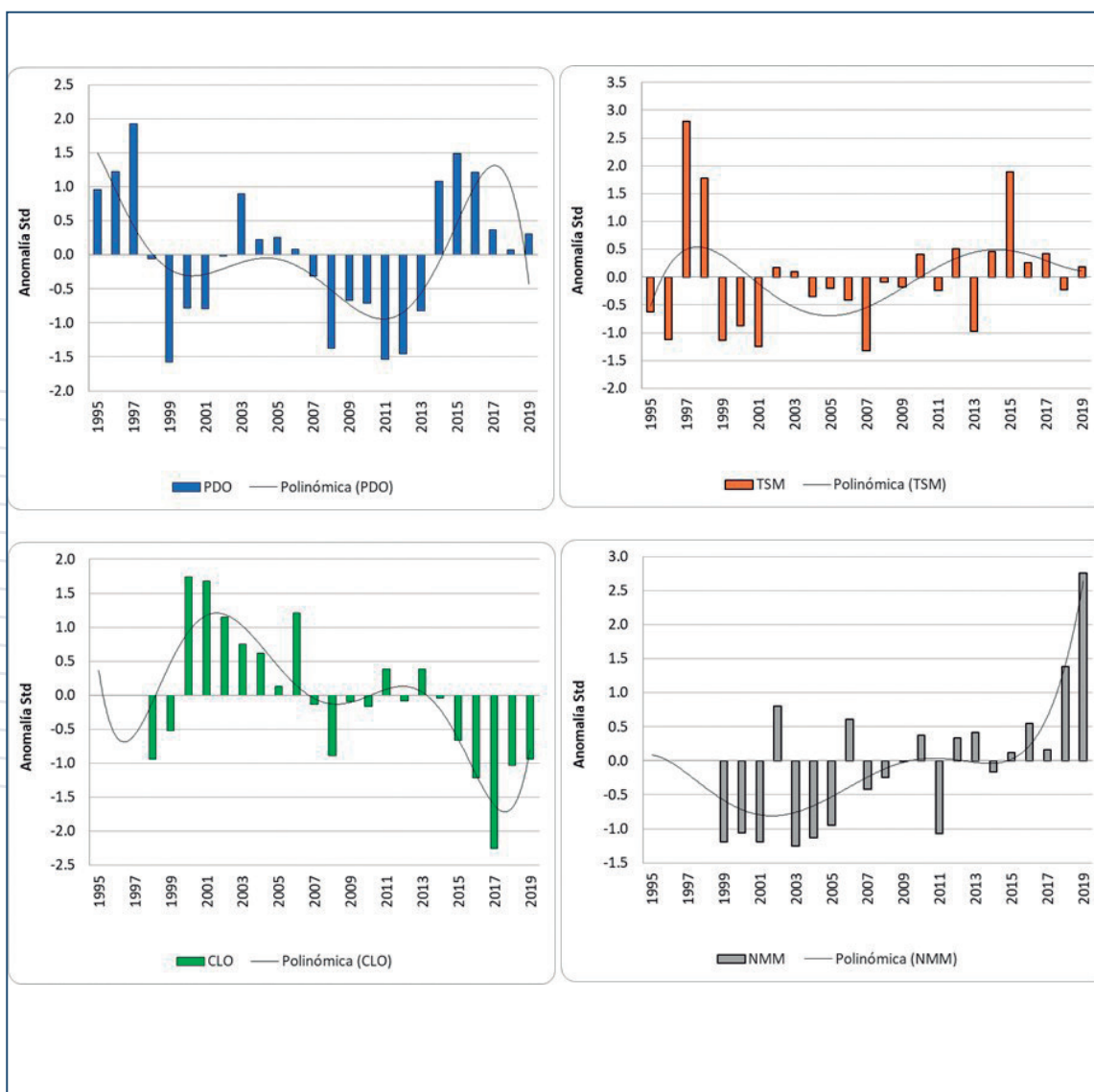


Figura 6. Anomalías de Coeficientes del modelo GLM ajustado a las series anuales de: a) PDO (Periodo Decadal) periodo 1996-2019, b) TSM (Temperatura Superficial del Mar) periodo 1995-2019, c) Nivel Medio del Mar (NMM) periodo 2000-2019, d) Clorofila periodo 1999-2019. (Fuente: Jurado, 2021)



4. Resultados

4.1 Roncador (*Haemulopsis spp.*)

El modelo LBPA fue ajustado a las composiciones de tallas de las capturas del Roncador para 3 años de la pesquería más reciente. Los datos fueron tratados como muestras aleatorias tomadas desde un mismo estado poblacional, y el modelo intenta describir la forma acampanada de la frecuencia de talla de las capturas con el fin de obtener información respecto de la selectividad y nivel de mortalidad por pesca. El análisis considera la generación de las composiciones de tallas ideales simulando la frecuencia de longitudes de la población explotable virginal y la que se debería registrar si el nivel de agotamiento poblacional se encontrase al 40% de la biomasa virginal (nivel de referencia).

El ajuste del modelo a los datos representa la condición promedio de la población en equilibrio y no obstante la variabilidad de los datos, el segmento derecho de la curva de captura parece bien representada en cuanto a los efectos de la mortalidad por pesca sobre la población (**Figura R1a**). Esta composición de tallas se aprecia notablemente juvenilizada si se considera como referente la población virginal y la población reducida al 40% de esta (**Figura R1a**). Estos resultados indican que ha sido la actividad pesquera la responsable de

la notable reducción en la proporción de los individuos más grandes de este stock mayores a 25 cm (**Figura R1b**). Conforme a esto, se estima que esta reducción poblacional podría llegar en torno al 25% de la biomasa virginal (current SPR) y por ende notablemente por debajo del objetivo de manejo (**Figura R1b**) (**Tabla R1**). Esta reducción del potencial desovante SPR se debe a niveles de esfuerzo de pesca (mortalidad por pesca) que en promedio exceden en un 87% el esfuerzo de pesca límite para este recurso (overfishing index) (**Tabla R1**).

Una extensión al análisis muestra que el reclutamiento de este recurso sucedería en torno a los 14 cm de longitud total (**Figura R2a**) y que las capturas de este recurso están sustentadas principalmente en tres grupos de edades (grupos 2, 3 y 4) (**Figura R2c**). La longitud promedio de selectividad ($L_{50\%}=22$ cm) se encuentra orientada a la derecha de curva de madurez a la talla (**Figura R1c**), lo cual es considerado adecuado en toda pesquería con el fin de evitar mayores compromisos en el proceso reproductivo. Las perspectivas para este recurso pasan por facilitar su recuperación vía a la reducción del esfuerzo de pesca. Esta reducción del esfuerzo es equivalente a disminuir en un 45% las actividades de pesca sobre esta especie.

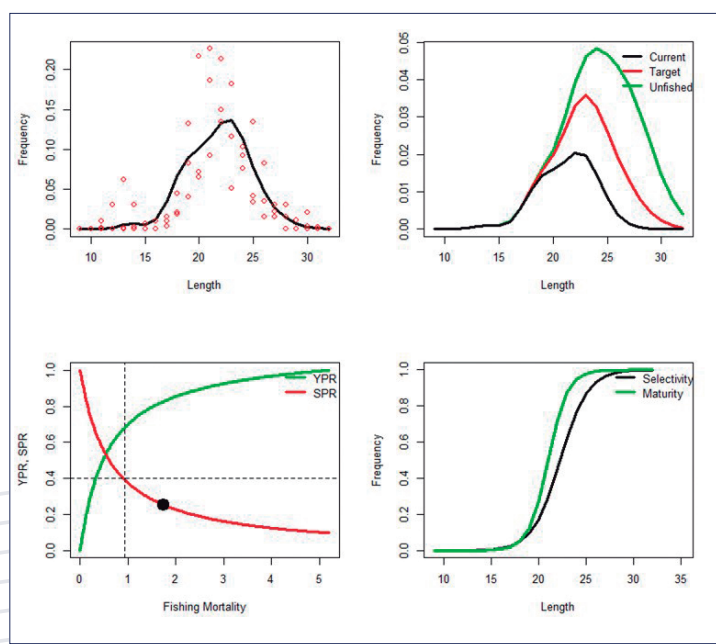


Figura R1. (a) Ajuste del modelo LBPA (líneas negra) a las composiciones de tallas de RONCADOR 2016-2020 (línea negra). (b) Composiciones de tallas de la fracción explotable virginal, objetivo y actual. (c) Curvas de proporción de reducción de la biomasa virginal (SPR) y rendimiento relativo (YPR) por recluta (línea roja) y (d) selectividad y madurez.

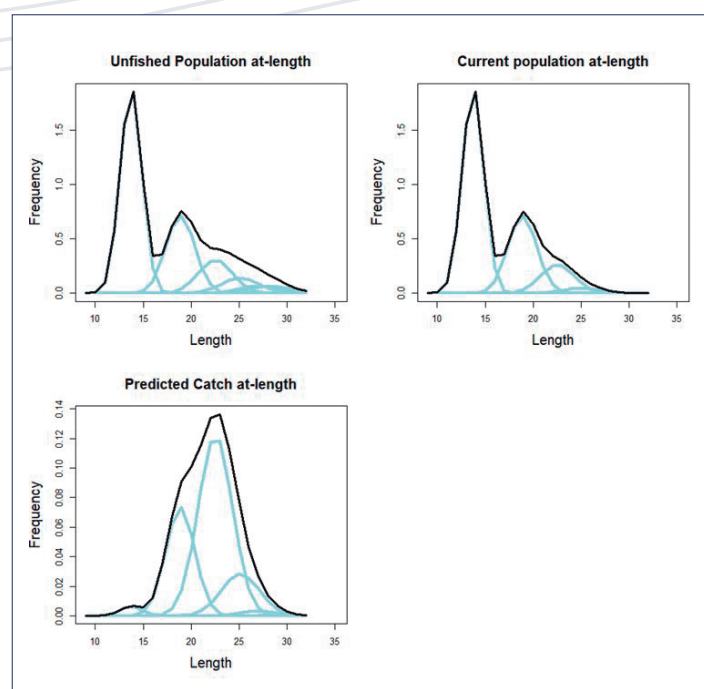


Figura R2. Composiciones de tallas por grupos de edad teóricos del roncador. a) Población virginal, b) Población actual, c) Capturas actuales.

**Tabla R1.** Parámetros estimados del modelo LBPA ajustado a los datos de Roncador

Estimated model parameters	
Fishing mortality (F)	1.73615
Selectivity length at 50% (L50)	22.2533
Selectivity slope (d)	4.25354
Invariant std deviation in length (a0)	0.00101
Coeff of variation length at-age (cv)	13.7188
Derivates quantities	
Virginal biomass per-recruit (BPR0)	58.82
Current BPR	14.996
Target BPR	23.528
Current spawning potential ratio (SPR)	0.254948
Target SPR (SPRtar)	0.4
Target fishing mortality (Ftar)	0.925
Overfishing index (F/Ftar)	1.87692
Current yield per-recruit (YPRcur)	24.1569
Target yield per-recruit (YPRtar)	19.8882
Steepness (h)	1
Log-likelihood_components	
Length frequencies proportions	761.572
Lr	0.594998
a0	0
cv	0.125148
L50	3.62553
d	7.11783
Initial F	0.00759522
Total	773.043

4.2 Trompeta (*Fistularia corneta*)

Se exploró el desempeño del modelo BDS a la serie de capturas y CPUE estandarizada de trompeta. El análisis de la serie de datos sugiere que ha existido un fenómeno de reducción poblacional, y que la CPUE para estos efectos parece ser un buen indicador de esta. La

CPUE ha disminuido de manera sostenida en el tiempo conforme el desarrollo e incremento de las capturas de este recurso. Este efecto es explicado por el ajuste del modelo a los datos (**Figura t1**) y cuya bondad de ajuste se destaca en la ausencia de tendencia de los residuales del modelo (**Figura T1**). Las condiciones iniciales del análisis supusieron que la población a

inicios del 2000 se encontraba inexplorada con una biomasa virginal estimada (B_0) en 69 mil toneladas. Producto del desarrollo de la actividad pesquera (**Figura T1**), esta biomasa se habría reducido a poco más de 31 mil toneladas (**Tabla t1**), equivalente al 45% B_0 , y por ende por sobre el objetivo de manejo propuesto (40% B_0) (**Figura T1**). Del mismo modo y a excepción de la mortalidad por pesca del año 2016, la pesquería ha desarrollado niveles de esfuerzo de pesca por debajo del valor considerado límite de sobrepesca. Actualmente, se estima que la mortalidad por pesca se ubica al 57% por debajo del valor de referencia.

Los resultados también muestran que la trompeta es un recurso de moderada resiliencia

con valores de tasa intrínseca de crecimiento $r=0.32$, y cuya captura equivalente al máximo rendimiento sostenido (RMS) se estima en 5.6 mil toneladas. Este nivel viene a explicar que en las ocasiones en que la pesquería ha sobrepasado este valor, la población y CPUE han disminuido, pero sin llegar a comprometer el objetivo de manejo. Se estima que el RMS de este recurso podrá ser alcanzado cuando la población se ubique en torno a las 28 mil toneladas ($B_{40\%}$) (**Tabla T1**). Las perspectivas para la pesquería son favorables en tanto las capturas no excedan de manera sostenida el valor equivalente al RMS antes calculado, y/o el esfuerzo de pesca no aumente más del doble del valor actual

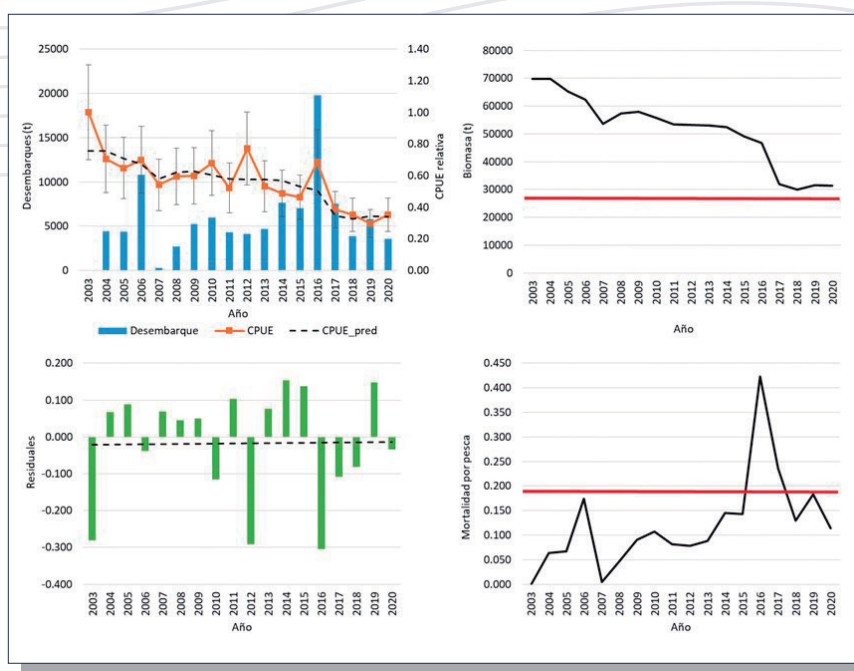


Figura T1. Desembarques, CPUE observada y predicha por el modelo de evaluación y residuales de la CPUE del ajuste del modelo (izquierda). Biomasa y mortalidad por pesca anual (derecha) del Recurso TROMPETA. La línea roja representa los Puntos Biológicos de Referencia. Modelo de Biomasa Dinámica de Schaefer. La línea segmentada representa la tendencia lineal.



Tabla T1. Parámetros poblacionales, biomasa, CPUE, mortalidad por pesca y residuales. Modelo de Biomasa Dinámica de Schaefer. **Recurso TROMPETA.**

K(t)	99228	Año	Desembarque	CPUE	Biomasa	ln_q	CPUE_pred	F
r	0.21	2003	1	1.00	99228	-11.505	0.762	0.000
q	7.676E-06	2004	4464	0.84	99227	-11.678	0.762	0.045
Agotamiento	53%	2005	4390	0.90	94763	-11.568	0.727	0.046
F/F_{40%}	0.52	2006	10817	0.38	91265	-12.389	0.701	0.119
RMS (t)	5187	2007	264	0.67	81979	-11.718	0.629	0.003
B_{40%}	39691	2008	2691	0.45	84695	-12.147	0.650	0.032
F_{40%}	0.13	2009	5227	0.55	84598	-11.937	0.649	0.062
		2010	5985	0.68	81979	-11.694	0.629	0.073
		2011	4332	0.65	78974	-11.712	0.606	0.055
		2012	4132	0.85	78012	-11.426	0.599	0.053
		2013	4690	0.67	77368	-11.661	0.594	0.061
		2014	7626	0.55	76242	-11.848	0.585	0.100
		2015	7024	0.40	72309	-12.095	0.555	0.097
		2016	19780	0.88	69387	-11.274	0.533	0.285
		2017	7520	0.60	53970	-11.406	0.414	0.139
		2018	3898	0.36	51597	-11.883	0.396	0.076

4.3 Corbata (*Trichiurus lepturus*)

De la misma forma al recurso trompeta, se exploró el desempeño del modelo BDS a la serie de capturas y CPUE estandarizada de este recurso. A diferencia de la Trompeta, la CPUE de corbata ha presentado mayor variación y disminuciones explicadas por el incremento de las capturas, particularmente entre el 2012 y el 2017. Este efecto se ve explicado por el ajuste del modelo a los datos (**Figura C1**). Las condiciones iniciales del análisis supusieron que la población a inicios

del 2000 se encontraba inexplorada con una biomasa estimada (B0) en 325 mil toneladas. El desarrollo de la actividad pesquera se intensifica recién el 2012 (**Figura C2**), producto de lo cual y al año más reciente, la biomasa se habría reducido a poco más de 194 mil toneladas (**Tabla C1**), equivalente al 54% B0, y por ende por sobre el objetivo de manejo propuesto (**Figura C3**). En el mismo sentido, y a excepción de la mortalidad por pesca de los años 2016 y 2017, el esfuerzo de pesca en esta pesquería se ha desarrollado por debajo del valor considerado límite de sobrepesca.

Actualmente, se estima que la mortalidad por pesca está muy disminuida probablemente debido a una baja disponibilidad del recurso en el área. Se estima que el nivel de esfuerzo de pesca (o mortalidad) se ubicaría cercano al 6% del valor de referencia.

Los resultados también muestran que la trompeta es un recurso de baja resiliencia con valores de tasa intrínseca de crecimiento $r=0.26$, y cuya captura equivalente al máximo rendimiento sostenido (RMS) equivale a 21

mil toneladas. Niveles de capturas por sobre este valor explican el hecho que la población y por ende la CPUE haya disminuido, pero sin llegar a comprometer el objetivo de manejo. Se estima que el RMS de este recurso podrá ser alcanzado cuando la población se ubique en torno a las 130 mil toneladas (B40%) (Tabla C1). Del mismo modo, las perspectivas para la pesquería son favorables en tanto las capturas no excedan de manera sostenida el valor equivalente al RMS antes calculado.

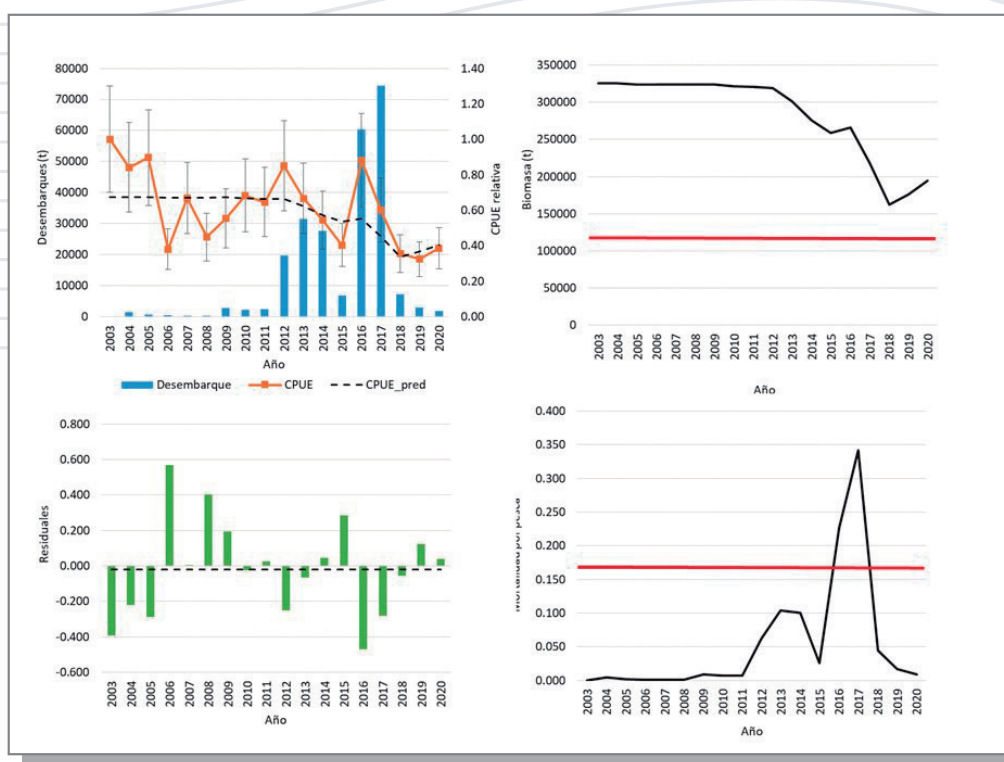


Figura C1. Desembarques, CPUE observada y predicha por el modelo de evaluación y residuales de la CPUE del ajuste del modelo (izquierda). Biomasa y mortalidad por pesca anual (derecha) del Recurso CORBATA. La línea roja representa los Puntos Biológicos de Referencia. Modelo de Biomasa Dinámica de Schaefer. La línea segmentada representa la tendencia lineal.



Tabla C1. Parámetros poblacionales, biomasa, CPUE, mortalidad por pesca y residuales. Modelo de Biomasa Dinámica de Schaefer. **Recurso CORBATA**

K(t)	325591	Año	Desembarque	CPUE	Biomasa	ln_q	CPUE_pred	F
r	0.26	2003	1	1.00	325591	-12.693	0.676	0.000
q	2.075E-06	2004	1490	0.84	325590	-12.866	0.676	0.005
Agotamiento	54%	2005	656	0.90	324100	-12.798	0.672	0.002
F/F_{40%}	0.06	2006	439	0.38	323830	-13.655	0.672	0.001
RMS (t)	21118	2007	332	0.67	323845	-13.091	0.672	0.001
B_{40%}	130236	2008	259	0.45	323963	-13.488	0.672	0.001
F_{40%}	0.16	2009	2846	0.55	324124	-13.280	0.672	0.009
		2010	2265	0.68	321657	-13.061	0.667	0.007
		2011	2402	0.65	320400	-13.113	0.665	0.007
		2012	19793	0.85	319324	-12.836	0.663	0.062
		2013	31413	0.67	301126	-13.020	0.625	0.104
		2014	27606	0.55	275584	-13.133	0.572	0.100
		2015	6782	0.40	258959	-13.371	0.537	0.026
		2016	60298	0.88	265926	-12.617	0.552	0.227
		2017	74529	0.60	218271	-12.803	0.453	0.341
		2018	7197	0.36	162408	-13.030	0.337	0.044
		2019	3046	0.32	176328	-13.208	0.366	0.017
		2020	1741	0.39	194254	-13.126	0.403	0.009

4.4 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*. Esto podría explicar en parte cierta falta de ajuste del modelo de dinámica poblacional a los datos que se informa más adelante.

El modelo integrado 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 y media de los datos empleados. Una forma de verificar la bondad de ajuste del modelo estadístico es en base a los intervalos de confianza, en cuanto estos contengan al valor esperado. La pesquería muestra un sostenido incremento en las capturas sin que esto haya generado mayor efecto en la tendencia de la CPUE y talla promedio (**Figura B1, B2**). Las composiciones de tallas anuales muestran

una notable dinámica reflejada por el paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura B3**). Los datos de las composiciones de tallas de las capturas muestran una importante polimodalidad, lo cual 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 B3**). Del mismo modo, los efectos selectivos a la talla por bloques de años señalan que la pesca y los cruceros se han concentrado principalmente sobre los individuos mayores a 24 cm (**Figura B4**).

En términos de las variables poblacionales, el análisis muestra que la biomasa virginal (**B0**) de *Auxis* spp. en 1997 podría haber alcanzado poco menos de 120 mil toneladas, las que producto del desarrollo de la pesquería habría disminuido a un nivel cercano a las 44.7 mil toneladas al 2020, esto es equivalente al 37% y por ende ligeramente por debajo del valor considerado de referencia (40% **B0**) (**Figura B5, Tabla B2**). Comparativamente a la estimación del año 2020, el análisis muestra un error retrospectivo del modelo traducido en la tendencia de sobreestimar la biomasa de los años más recientes (**Figura B5**).

Por otro lado, el incremento de las capturas generó el aumento de la mortalidad por pesca, el cual supera el valor de referencia a partir del 2009 y llega a su peak el año 2018, superando en más de dos veces el valor de mortalidad por pesca de referencia ($F_{40\%}$) (**Figura B5**). El incremento de las capturas 2019-2020 ha generado que el nivel de presión de pesca se

ubique al doble del valor considerado límite de sobrepesca. Por otro lado, se destaca también que el desarrollo de la pesquería ha estado muy en sintonía con las fluctuaciones del reclutamiento, con anomalías positivas que dominaron 10 años entre 2006 y 2015 principalmente (**Figura B6**). La disminución de los reclutamientos hacia los años más recientes es un tema incierto y debería ser verificado con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. En este sentido, el reclutamiento se debiese manifestar con modas de individuos menores a 15 cm (**Figura B6**).

El diagnóstico de la población se basa entre otros, en cuantificar la proporción de biomasa desovante virginal como fracción de **B0**, y el potencial desovante dinámico como proporción de la biomasa que hubiese existido sin pesca. El potencial desovante se estima reducido y menor al 30% y equivale a decir que no obstante naturales disminuciones debido a la variabilidad de los reclutamientos, el recurso *Auxis* spp. podría estar experimentando mayor presión de pesca de lo recomendable (**Figura B7**). Adicionalmente, el diagrama de Kobe indica que la población se encontraría con evidencias de sobreexplotación ($B/B_0 < 0.4$) y altos niveles de sobrepesca ($F > F_{40\%}$) (**Figura B8**). El riesgo latente de sobreexplotación al 2020 se estima cercano al 58% (**Figura B9**).

Una extensión a los análisis (escenario base) muestra los potenciales efectos de variables ambientales TSM y Clo-a, sobre el reclutamiento, capturabilidad de la flota y mortalidad natural. Se comparan las anomalías de la variable ambiental como efecto sobre las variaciones de las variables poblacionales antes mencionadas. En algunos casos se destaca la



mayor o menor influencia en la variabilidad interanual del proceso poblacional analizado (**Figura B10, B11**). Independientemente de estas consideraciones, el diagnóstico basado en la TSM se ratifica en los cuatro escenarios con un nivel de biomasa menor al objetivo (**Figura B10**), en tanto que si es la clorofila a la principal forzante, el efecto potencial sobre el reclutamiento podría mejorar la percepción sobre la condición del recurso (Figura B11). Un análisis basado en la bondad de ajuste del modelo indica que, exceptuando al modelo base, las variables ambientales TSM y Clo-a afectarían principalmente la mortalidad natural

y su relación con el tamaño de los individuos, pues mejoran significativamente (menor valor de verosimilitud) el nivel de ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas y los cruceros (Caso 4), y en menor grado, el ajuste de las señales de abundancia CPUE y biomasa de cruceros (**Tabla B3**). Como consecuencia de este análisis, la estimación de la biomasa virginal y la mortalidad por pesca del año más reciente resulta mayor respecto del escenario base (Caso 1), en tanto el diagnóstico poblacional empeora a un nivel del 27% de la biomasa virginal (**Tabla B4**).

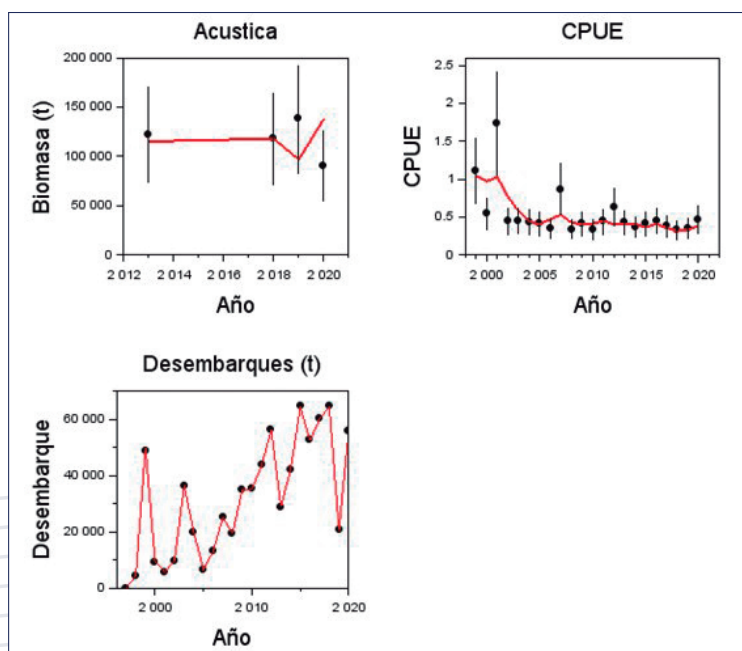


Figura B1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **BOTELLA**.

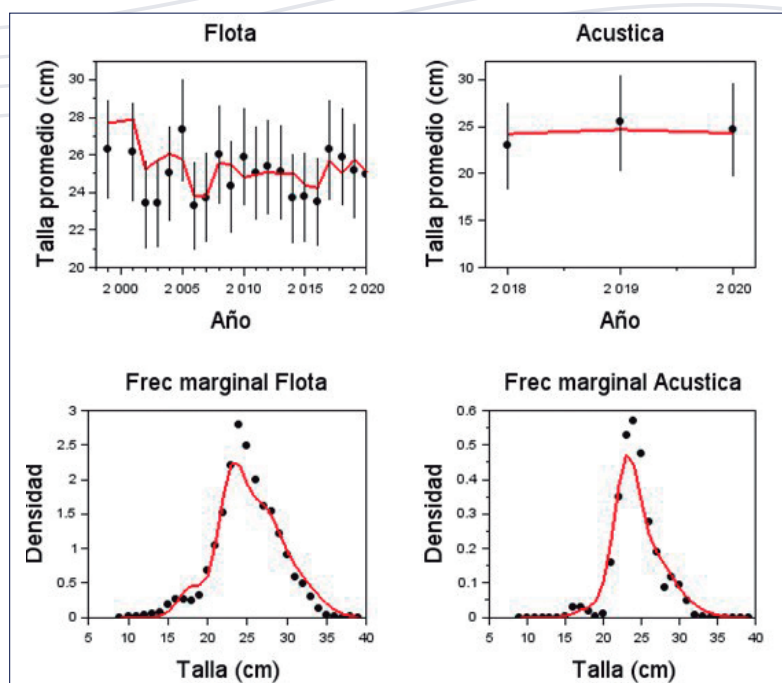


Figura B2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de **BOTELLA**.

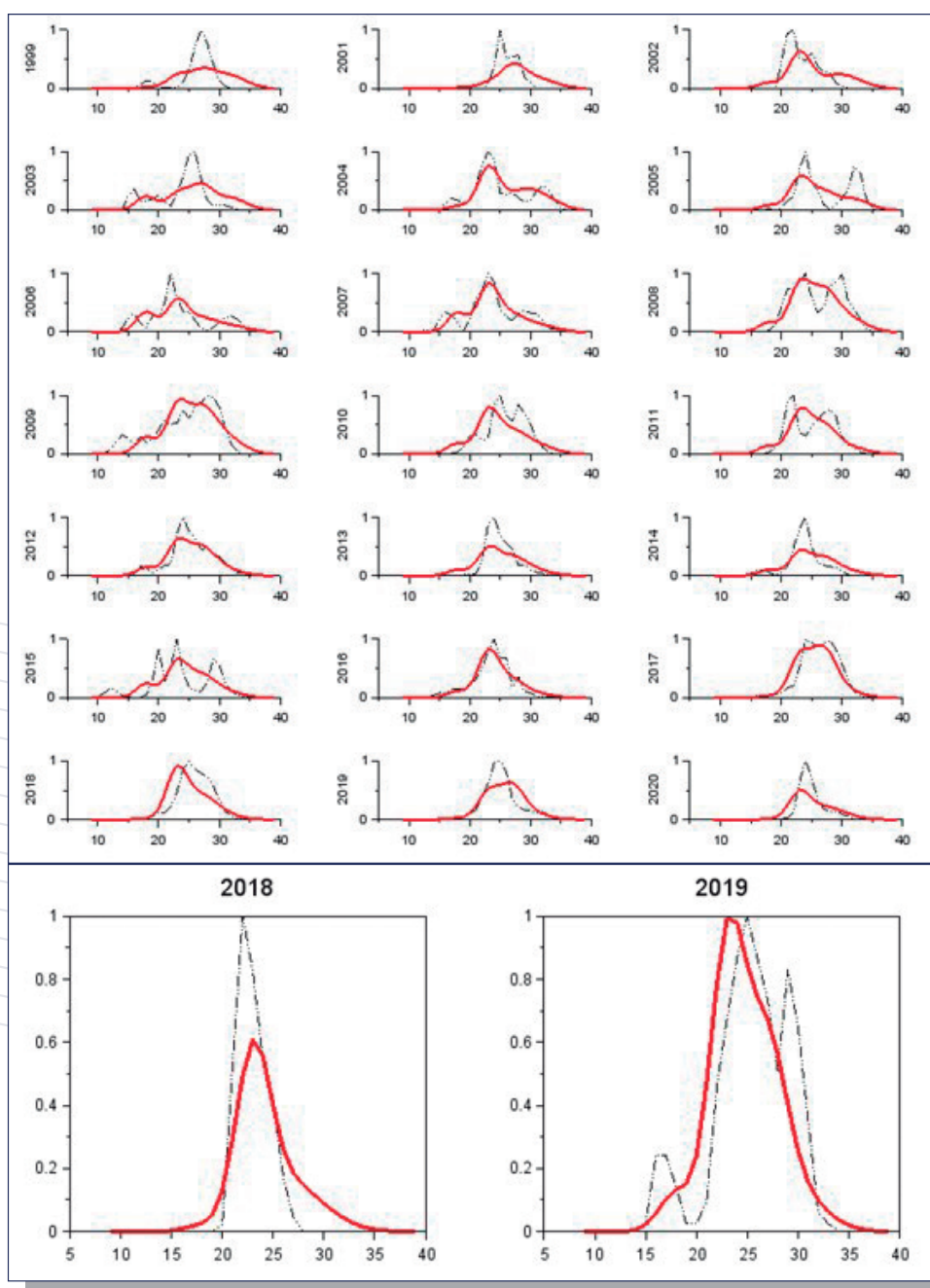


Figura B3. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales y a los cruceros acústicos (abajo) de **BOTELLA**.

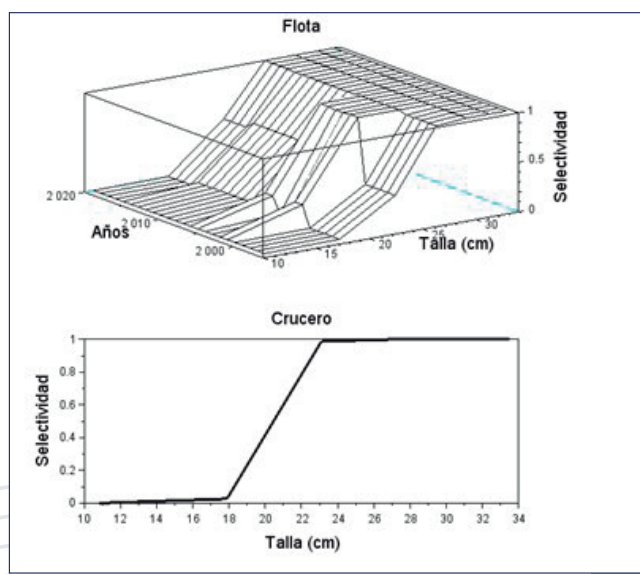


Figura B4. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba) y los cruceros acústicos (abajo) de **BOTELLA**.

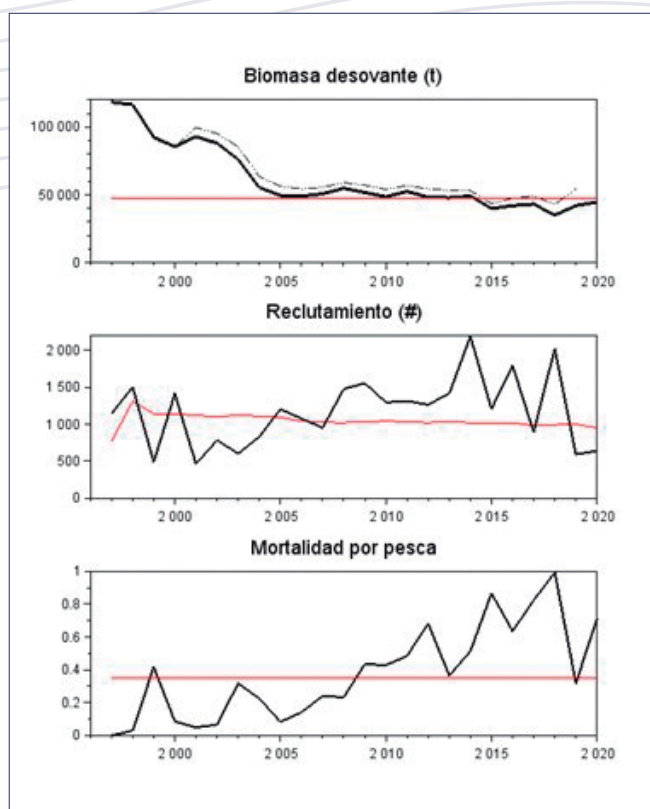


Figura B5. Biomasa desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca de **BOTELLA**. Las líneas rojas representan valores de referencia (objetivos de manejo para BD y F) y reclutamiento esperado. La línea delgada segmentada corresponde a la evaluación de stock 2020.

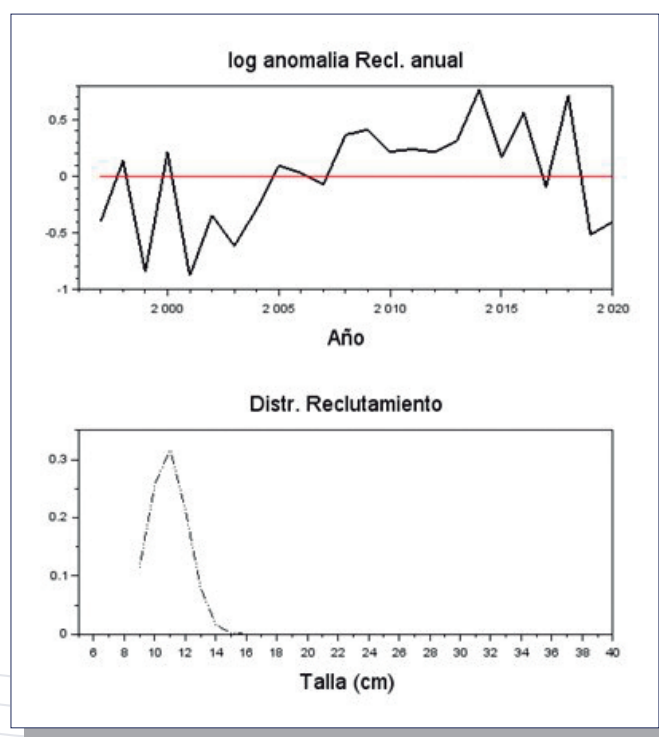


Figura B6. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales (arriba) y distribución de tallas del reclutamiento (abajo) de **BOTELLA**.

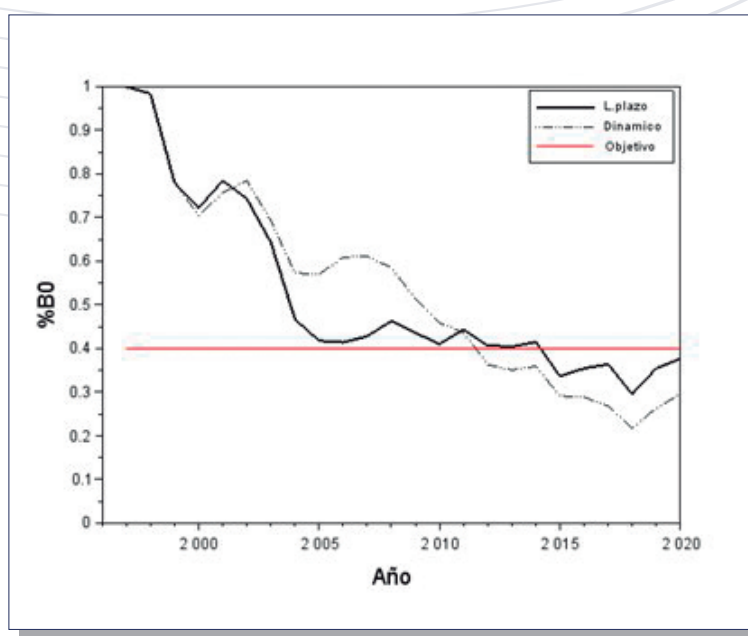


Figura B7. Variación anual de la proporción de la biomasa virginal de largo plazo, dinámica y valor objetivo de **BOTELLA**.

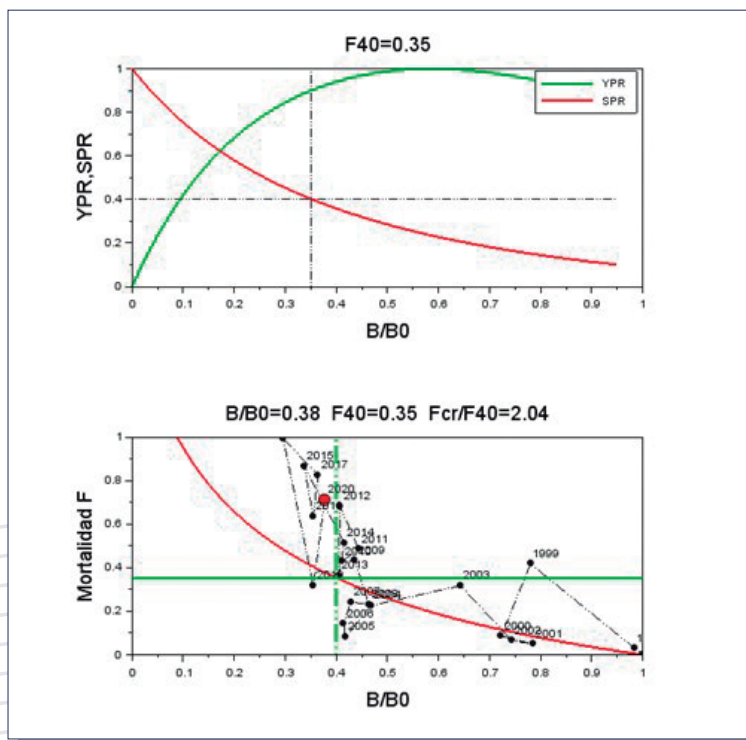


Figura B8. Curvas de biomasa y rendimiento por recluta (arriba), Puntos biológico de referencia y diagrama de Kobe (abajo). El círculo rojo representa la condición actual. Recurso BOTELLA.

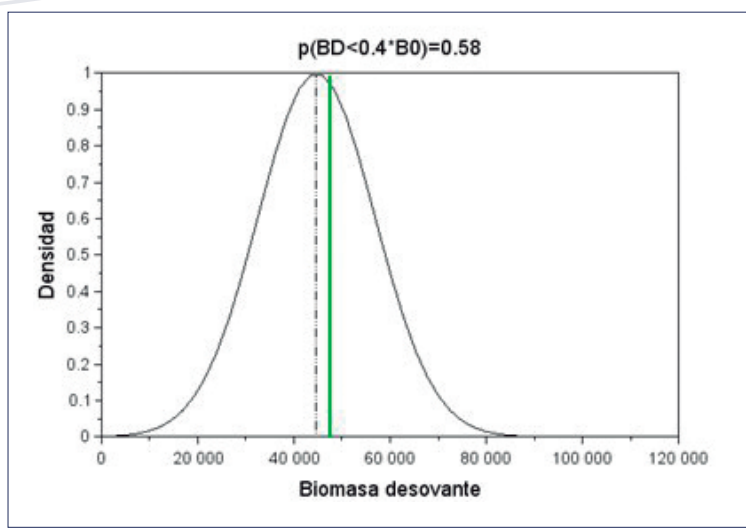


Figura B9. Distribución de la probabilidad de la biomasa desovante (línea negra) y su relación respecto del valor objetivo (línea verde). El título del gráfico representa la probabilidad de sobre-explotación. Recurso BOTELLA.

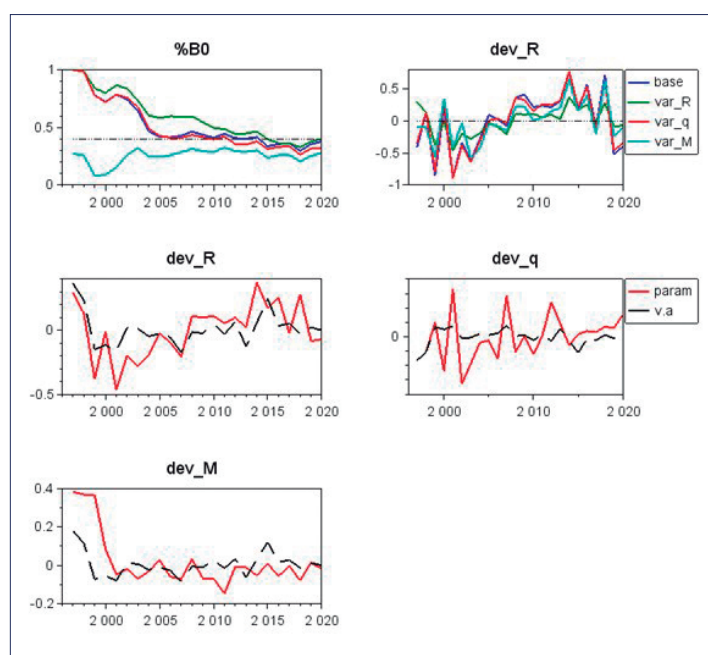


Figura B10. Proporción de biomasa desovante (%B0) y desvíos del reclutamiento para cuatro escenarios de evaluación del efecto de la TSM sobre el reclutamiento, la capturabilidad y la mortalidad natural (arriba). Anomalías logarítmicas del reclutamiento, capturabilidad y mortalidad natural, en relación con la variable ambiental (v.a.) (abajo). Recurso **BOTELLA**.

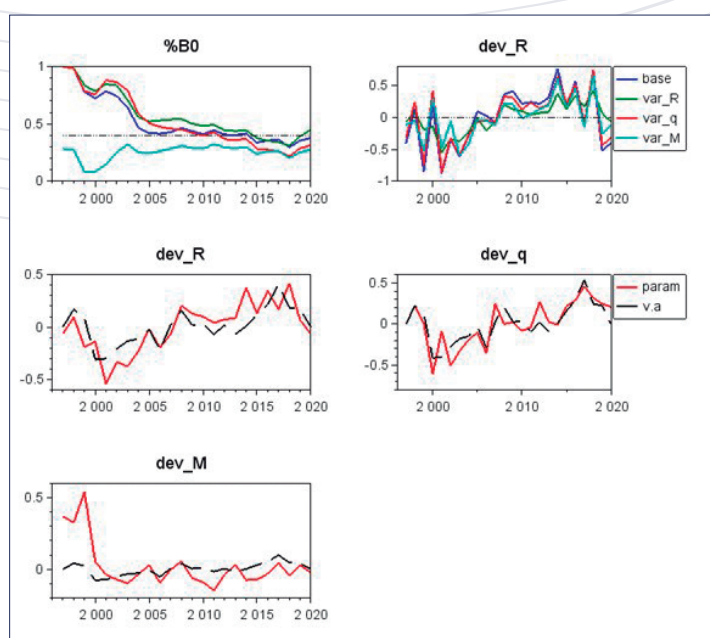


Figura B11. Proporción de biomasa desovante (%B0) y desvíos del reclutamiento para cuatro escenarios de evaluación del efecto de la Clorofila sobre el reclutamiento, la capturabilidad y la mortalidad natural (arriba). Anomalías logarítmicas del reclutamiento, capturabilidad y mortalidad natural, en relación con la variable ambiental (v.a.) (abajo). Recurso **BOTELLA**.

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

Año	Capturas (t)	CPUE	B.Acústica(t)
1997	1	0.000	0
1998	4201	0.000	0
1999	48913	1.109	0
2000	9317	0.539	0
2001	5686	1.728	0
2002	9806	0.449	0
2003	36297	0.447	0
2004	19710	0.435	0
2005	6545	0.408	0
2006	13034	0.351	0
2007	25178	0.867	0
2008	19388	0.340	0
2009	34956	0.409	0
2010	35273	0.337	0
2011	43812	0.441	0
2012	56403	0.629	0
2013	28856	0.427	122000
2014	42140	0.367	0
2015	64533	0.413	0
2016	52538	0.444	0
2017	60167	0.379	0
2018	64647	0.331	118000
2019	20712	0.352	138000
2020	55844	0.466	90381



Tabla B2. Estimaciones anuales del reclutamiento (Recl), biomasa desovante, mortalidad por pesca, índice de sobrepesca (F/F_{40}), proporción de B_0 de largo plazo (B/B_0), y proporción de B_0 dinámico (RPRdin) del recurso **BOTELLA**.

Año	Recl(#)	Biomasa(t)	F	F/F_{40}	B/B_0	RPRdin
1997	1145	118553	0.000	0.000	1.000	1.000
1998	1506	116651	0.030	0.085	0.984	0.984
1999	492	92482	0.417	1.192	0.780	0.780
2000	9317	0.539	0.085	0.244	0.722	0.705
2001	465	93201	0.049	0.141	0.785	0.757
2002	786	88131	0.066	0.188	0.743	0.785
2003	606	76240	0.318	0.908	0.643	0.693
2004	832	55405	0.226	0.645	0.467	0.573
2005	1206	49553	0.083	0.237	0.418	0.570
2006	1079	49110	0.141	0.404	0.414	0.610
2007	954	50771	0.242	0.691	0.428	0.612
2008	1479	54916	0.233	0.664	0.463	0.585
2009	1559	51698	0.435	1.242	0.436	0.514
2010	1298	48683	0.428	1.224	0.411	0.459
2011	1316	52608	0.485	1.385	0.444	0.437
2012	1268	48269	0.682	1.949	0.407	0.364
2013	1471	47958	0.365	1.043	0.405	0.351
2014	2191	49238	0.513	1.467	0.415	0.359
2015	1209	39942	0.867	2.77	0.337	0.292
2016	1796	42032	0.636	1.818	0.355	0.289
2017	895	43192	0.824	2.355	0.364	0.268
2018	2027	35060	0.994	2.839	0.296	0.218
2019	597	42084	0.318	0.909	0.355	0.264
2020	641	44708	0.713	2.037	0.377	0.295

Tabla B3. Diferencia en la log-verosimilitud para las 6 fuentes de datos consideradas, número de parámetros, número de datos totales y criterio de Akaike (AIC) para cuatro escenarios de evaluación del efecto de variables ambientales sobre el reclutamiento (2), la capturabilidad (3) y la mortalidad natural (4).

Temperatura superficial del mar

Caso	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	npars	ndata	AIC
1	14.53	0.54	0.05	16.94	1.28	68	794	4044
2	16.89	0.00	0.03	28.77	6.10	69	794	4084
3	0.00	0.48	0.02	14.00	1.11	93	794	4071
4	6.26	0.76	0.00	0.00	0.00	93	794	4054

Clorofila

Caso	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	npars	ndata	AIC
1	14.89	0.34	0.05	18.02	1.15	68	794	4044
2	16.00	0.00	0.04	30.06	5.23	69	794	4081
3	0.00	0.45	0.02	13.74	0.37	93	794	4067
4	5.71	0.53	0.00	0.00	0.00	93	794	4050

Tabla B4. Biomasa virginal (B0), reclutamiento de largo plazo (R0), mortalidad por pesca (F), proporción de B0 del año más reciente y log-verosimilitud (log-L) para cuatro escenarios de evaluación del efecto de variables ambientales sobre el reclutamiento (2), la capturabilidad (3) y la mortalidad natural (4).

Temperatura superficial del mar

Caso	B0 (t)	R0(#)	F	%B0	log-L
1	118555	1145	0.713	0.377	1948
2	159970	1540	0.502	0.399	1966
3	116972	1130	0.857	0.321	1930
4	125806	1195	0.963	0.278	1921

Clorofila

Caso	B0 (t)	R0(#)	F	%B0	log-L
1	118555	1145	0.713	0.377	1948
2	155113	1492	0.477	0.453	1965
3	120556	1170	0.902	0.314	1928
4	126360	1204	0.970	0.275	1920



4.5 Chuhueco (*Cetengraulys mysticetus*)

Los datos de la pesquería de Chuhueco destaca por una notable variabilidad producto del error de observación, y pese a esto, el modelo de análisis logra reproducir la tendencia de los datos empleados. Menciona aparte es la señal de los cruceros acústicos, y cuyo ajuste estuvo claramente influenciado por el valor del año más reciente (**Figura CH1**). La bondad estadística de ajuste del modelo se refleja en la relación entre la amplitud de los intervalos de confianza de los datos y el valor esperado contenido en ellos. Se puede destacar en general, que el error de observación es relevante debido 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 (**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 composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica reflejada por su bi-modalidad que el modelo no logra reproducir, y del paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura CH3**). 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 (**Figura CH3**). En cualquier caso, los efectos de la selectividad muestran que

la pesca se ha concentrado principalmente sobre los individuos mayores a 14 cm, en tanto la selectividad de los cruceros muestra de manera anómala, una tendencia creciente en función de la talla (**Figura CH4**).

El análisis de las variables poblacionales indica que la biomasa de *Cetengraulys mysticetus* ha variado de manera errática por debajo de las 50 mil toneladas y por sobre el valor considerado de referencia (40% B₀). El nivel de reducción poblacional al 2020 se estima a un 55% de la biomasa virginal (**Figura CH5, Tabla CH2**), situación que discrepa notablemente de la estimación del año 2020 debido a que, hasta ese año, se empleaba un conjunto de parámetros biológicos diferentes (**Figura CH5**). Si bien la presión de pesca durante gran parte de los 90's fue excesiva, el posterior desarrollo de la pesquería ha disminuido y desde mediados de la década del 2000's, la mortalidad por pesca se ha ubicado en niveles por debajo de su valor de referencia (F40%) (**Figura CH5**). Se destaca también 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 CH5, CH6**). Si bien la disminución de los reclutamientos hacia los años más recientes es un tema incierto debido al método de estimación, esta tendencia a la baja debería ser verificada con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. El reclutamiento de este recurso se estima con talla modal en torno a 9 cm (**Figura CH6**).

El diagnóstico de la población se basa, entre otros, en cuantificar la proporción de biomasa desovante virginal remanente B₀,

y el potencial desovante dinámico como proporción de la biomasa que hubiese existido sin pesca. El potencial desovante se estima adecuado y mayor al 50%, lo cual es equivalente a decir que los bajos niveles de capturas de la última década obedecerían principalmente a disminuciones naturales debido a la variabilidad de los reclutamientos (**Figura CH7**). De acuerdo con lo anterior, el diagrama de Kobe indica que la población se encontraría sin evidencias de sobreexplotación ($B/B_0 > 0.4$) ni sobrepesca ($F < F_{40\%}$) (**Figura CH8**). No obstante, esto y debido a la incertidumbre de estimación, el riesgo latente de sobreexplotación al 2020 se estima cercano al 16% (**Figura CH9**).

Un análisis de sensibilidad mide el efecto de variables ambientales TSM y Clo-a, sobre el reclutamiento, capturabilidad de la flota y mortalidad natural. Se comparan las anomalías de la variable ambiental como efecto sobre las variaciones de las variables poblacionales antes mencionadas. En algunos casos se destaca la mayor o menor influencia en la variabilidad interanual del proceso poblacional analizado (**Figura CH10, CH11**). Independientemente de

estas consideraciones, el diagnóstico basado en la TSM y Clo-a se ratifica en los cuatro escenarios con un nivel de biomasa mayor al objetivo (**Figura CH10, CH11**). Se destaca que solo en el escenario donde el efecto ambiental afecta la mortalidad natural, y para ambas variables TSM y Clo-a, la percepción sobre la condición del recurso podría ser de sobreexplotación. De hecho, un análisis basado en la bondad de ajuste del modelo en términos de las variaciones en la log-verosimilitud (II), indica que las variables ambientales TSM y Clo-a afectarían principalmente la mortalidad natural lo cual se refleja por los menores valores de II. El ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas y los cruceros, así como la biomasa acústica mejora notablemente (Caso 4), sin efectos significativos sobre la CPUE (**Tabla CH**). Como consecuencia de este análisis, la estimación de la biomasa virginal y la mortalidad por pesca del año más reciente se estiman casi el doble del escenario base (Caso 1), y con esto el diagnóstico poblacional empeora a un nivel del 17%-20% de la biomasa virginal (**Tabla B4**)

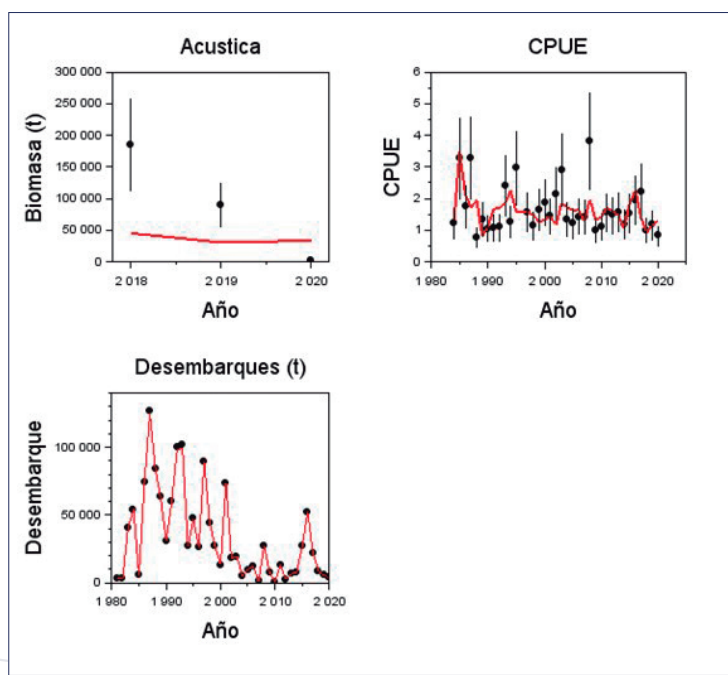


Figura CH1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **CHUHUECO**.

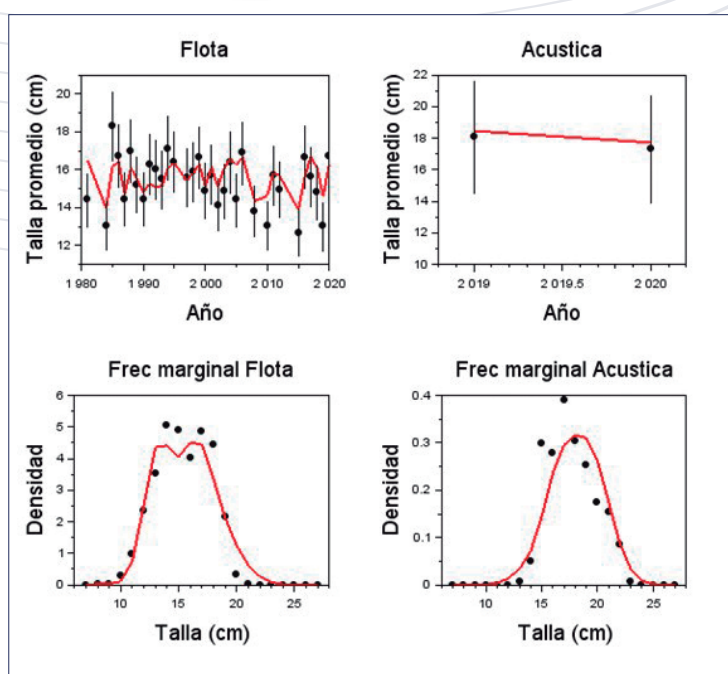


Figura CH2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de **CHUHUECO**.

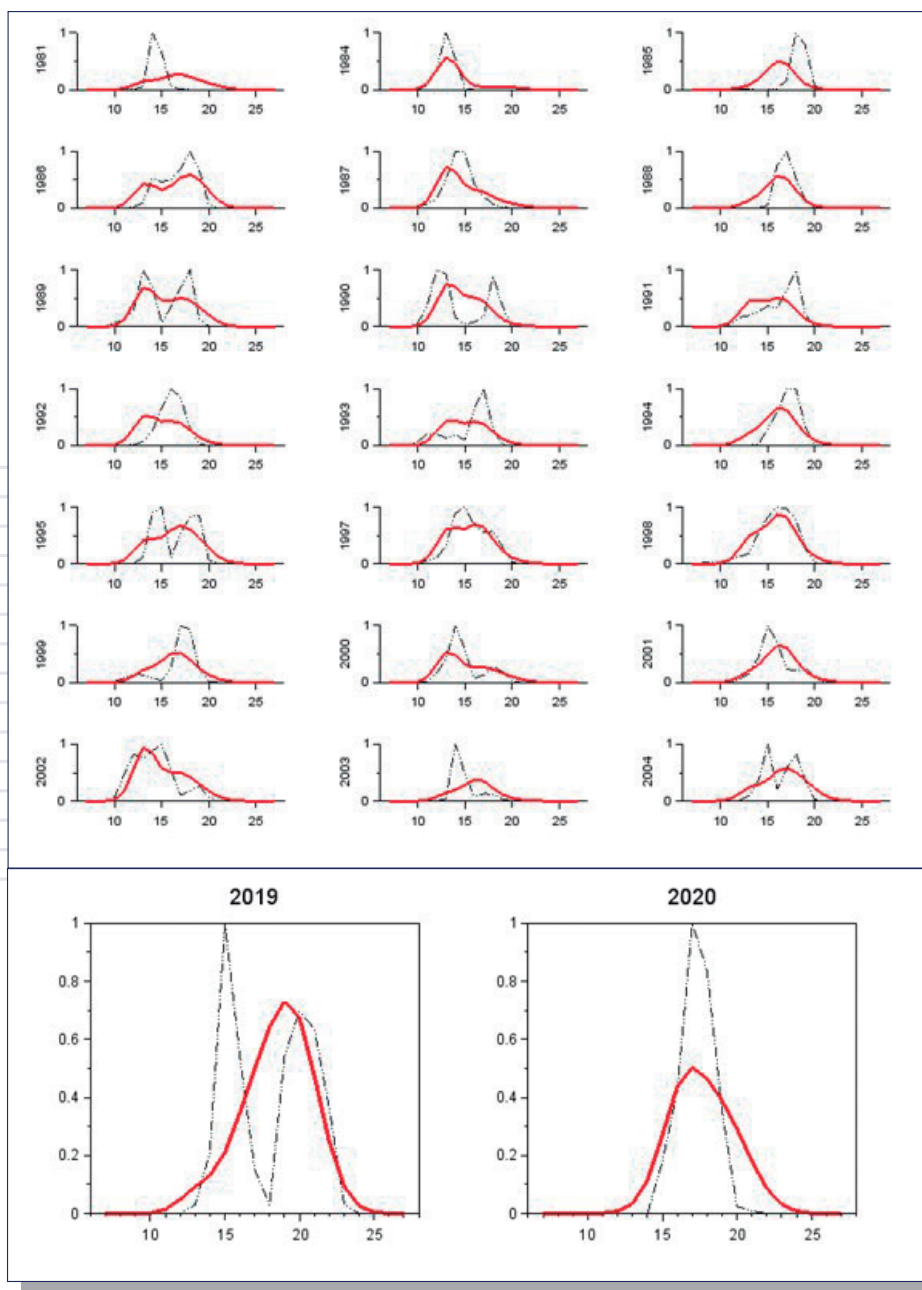


Figura CH3. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales y a los cruceros acústicos (abajo) de **CHUHUECO**.

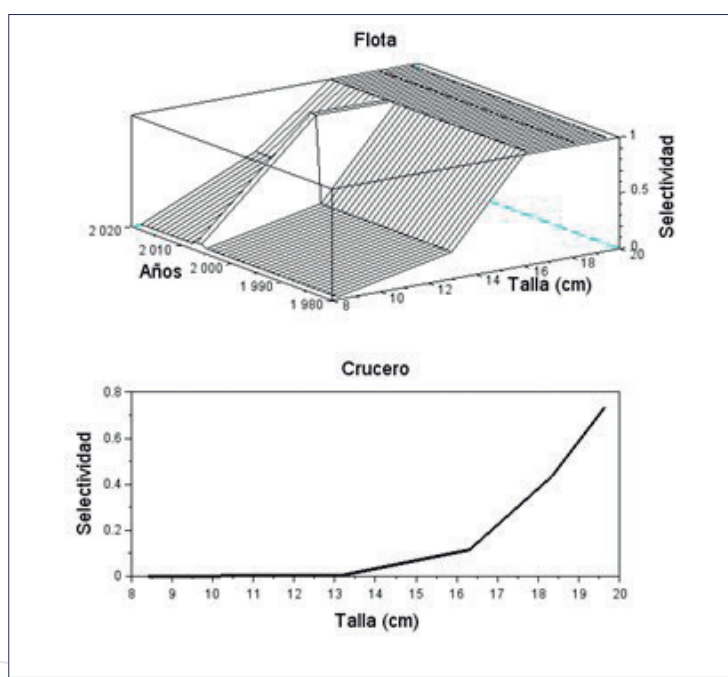


Figura CH4. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba) y los cruceros acústicos (abajo) de CHUHUECO.

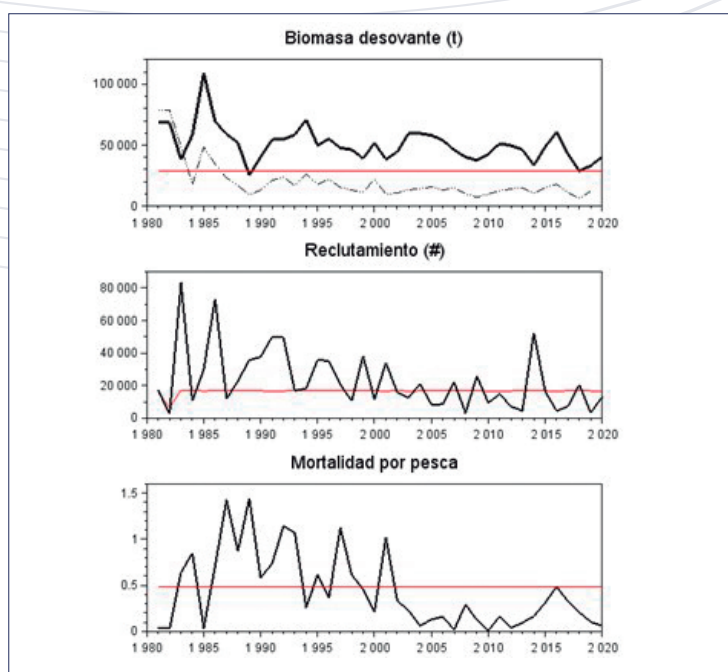


Figura CH5. Biomasa desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca de CHUHUECO. Las líneas rojas representan valores de referencia (objetivos de manejo para BD y F) y reclutamiento esperado. La línea delgada segmentada corresponde a la evaluación de stock 2020.

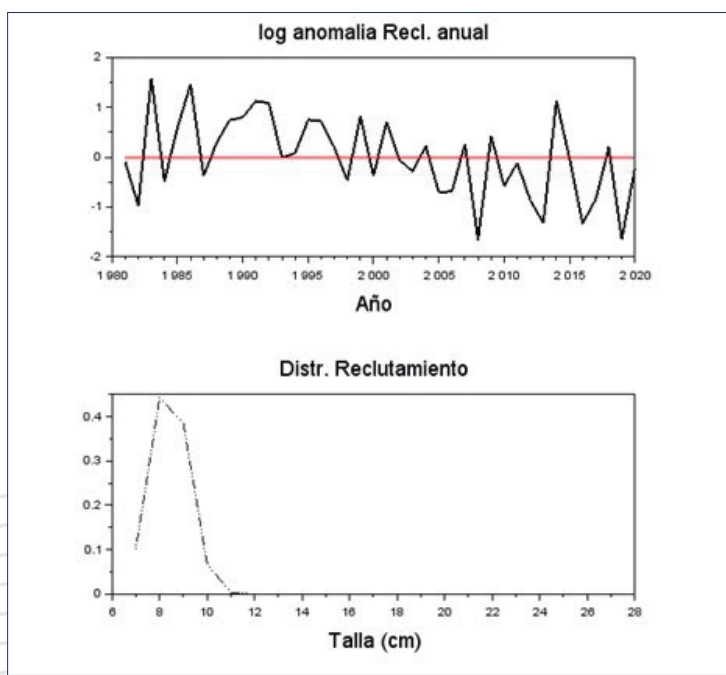


Figura CH6. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales (arriba) y distribución de tallas del reclutamiento (abajo) de **CHUHUECO**.

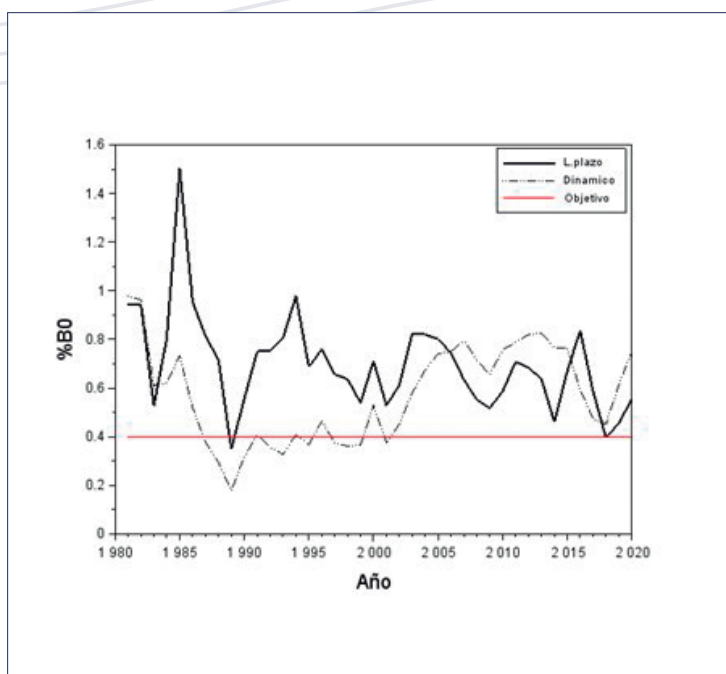


Figura CH7. Variación anual de la proporción de la biomasa virginal de largo plazo, dinámica y valor objetivo de **CHUHUECO**.

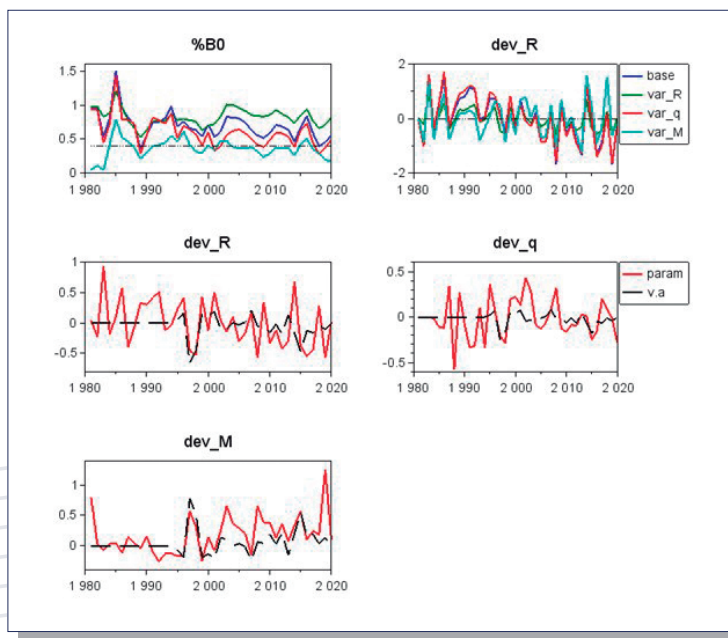


Figura CH10. Proporción de biomasa desovante (%B0) y desvíos del reclutamiento para cuatro escenarios de evaluación del efecto de la TSM sobre el reclutamiento, la capturabilidad y la mortalidad natural (arriba). Anomalías logarítmicas del reclutamiento, capturabilidad y mortalidad natural, en relación con la variable ambiental (v.a.) (abajo). Recurso **CHUHUECO**.

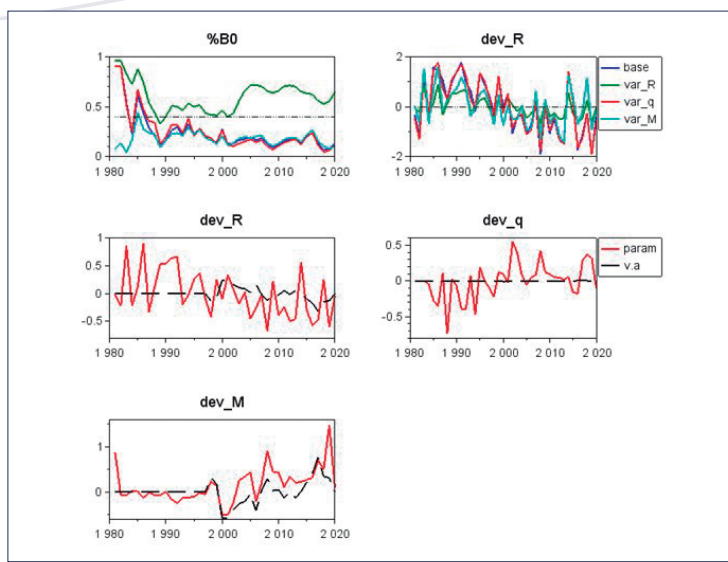


Figura CH11. Proporción de biomasa desovante (%B0) y desvíos del reclutamiento para cuatro escenarios de evaluación del efecto de la Clorofila sobre el reclutamiento, la capturabilidad y la mortalidad natural (arriba). Anomalías logarítmicas del reclutamiento, capturabilidad y mortalidad natural, en relación con la variable ambiental (v.a.) (abajo). Recurso **CHUHUECO**.



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

Año	Capturas (t)	CPUE	B.Acústica(t)
1981	2832	0.000	0
1982	2832	0.000	0
1983	40384	0.000	0
1984	54029	1.217	0
1985	5788	3.267	0
1986	74246	1.740	0
1987	126420	3.277	0
1988	84346	0.780	0
1989	63433	1.48	0
1990	30996	1.051	0
1991	59637	1.087	0
1992	99672	1.098	0
1993	101683	2.404	0
1994	27164	1.272	0
1995	47660	2.963	0
1996	26354	0.000	0
1997	89723	1.582	0
1998	44474	1.135	0
1999	27221	1.648	0
2000	13333	1.879	0
2001	73289	1.437	0
2002	18288	2.140	0
2003	19492	2.894	0
2004	5061	1.341	0
2005	9672	1.234	0
2006	12332	1.431	0
2007	1079	1.407	0
2008	26928	3.821	0
2009	7586	0.999	0
2010	741	1.103	0
2011	13012	1.554	0
2012	2758	1.473	0
2013	6535	1.567	0
2014	8001	1.199	0
2015	26803	1.534	0
2016	52300	1.946	0
2017	21593	2.211	0
2018	8859	0.991	185000
2019	5489	1.166	90000
2020	3667	0.827	2813



Tabla CH2. Estimaciones anuales del reclutamiento (Recl), biomasa desovante, mortalidad por pesca, índice de sobreprepesca (F/F_{40}), proporción de B0 de largo plazo (B/B_0), y proporción de B0 dinámico (RPRdin) del recurso **CHUHUECO**.

Año	Recl(#)	Biomasa(t)	F	F/F_{40}	B/B_0	RPRdin
1981	17095	68586	0.032	0.065	0.945	0.979
1982	2443	68513	0.032	0.064	0.944	0.962
1983	83389	38294	0.640	1.306	0.528	0.609
1984	10513	58422	0.850	1.735	0.805	0.622
1985	30030	108963	0.036	0.074	1.501	0.734
1986	73405	69286	0.711	1.451	0.955	0.521
1987	11826	59048	1.429	2.916	0.814	0.377
1988	22811	51993	0.870	1.775	0.716	0.295
1989	35655	25384	1.442	2.943	0.350	0.179
1990	37611	40337	0.584	1.191	0.556	0.318
1991	50039	54521	0.733	1.496	0.751	0.408
1992	49596	54726	1.142	2.332	0.754	0.357
1993	16775	58511	1.069	2.183	0.806	0.328
1994	18268	71001	0.257	0.524	0.978	0.409
1995	35896	49918	0.619	1.263	0.688	0.367
1996	35127	55134	0.367	0.749	0.760	0.465
1997	20530	47665	1.124	2.294	0.657	0.375
1998	10594	46238	0.615	1.255	0.637	0.362
1999	38092	39134	0.456	0.932	0.539	0.365
2000	11457	51708	0.214	0.437	0.712	0.529
2001	33962	38433	1.020	2.081	0.530	0.375
2002	15840	44349	0.334	0.682	0.611	0.451
2003	12549	59832	0.226	0.462	0.824	0.580
2004	20978	59561	0.064	0.130	0.821	0.675
2005	8358	58166	0.128	0.262	0.801	0.742
2006	8526	54023	0.161	0.329	0.744	0.750
2007	22050	46025	0.018	0.037	0.634	0.797
2008	3206	40158	0.292	0.597	0.553	0.716
2009	25805	37598	0.125	0.254	0.518	0.656
2010	9325	42624	0.011	0.023	0.587	0.758
2011	14824	51373	0.163	0.332	0.708	0.788
2012	7045	49710	0.038	0.07	0.685	0.820
2013	4503	46625	0.096	0.196	1.637	0.827
2014	52388	33477	0.164	0.335	0.461	0.766
2015	16441	48528	0.311	0.635	0.669	0.765
2016	4370	60751	0.485	0.990	0.837	0.595
2017	7194	42599	0.326	0.665	0.587	0.474
2018	20583	28708	0.208	0.425	0.396	0.452
2019	3210	33155	0.104	0.211	0.457	0.615
2020	12980	40214	0.061	0.125	0.554	0.750



Tabla CH3. Diferencia en la log-verosimilitud para las 6 fuentes de datos consideradas, número de parámetros, número de datos totales y criterio de Akaike (AIC) para cuatro escenarios de evaluación del efecto de variables ambientales sobre el reclutamiento (2), la capturabilidad (3) y la mortalidad natural (4).

Temperatura superficial del mar

Caso	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	npars	ndata	AIC
1	38.12	20.06	0.31	67.65	1.11	94	814	7710
2	38.94	23.45	0.00	153.30	1.20	95	814	7892
3	0.00	20.27	0.40	42.15	1.50	135	814	7695
4	18.67	0.00	0.06	0.00	0.00	135	814	7604

Clorofila

Caso	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	npars	ndata	AIC
1	34.29	11.83	2.66	66.54	1.04	94	814	7819
2	44.92	19.51	0.00	227.37	0.17	95	814	8173
3	0.00	9.28	2.55	27.32	1.41	135	814	778
4	34.71	0.00	0.24	0.00	0.00	135	814	7767

Tabla CH4. Biomasa virginal (B0), reclutamiento de largo plazo (R0), mortalidad por pesca (F), proporción de B0 del año más reciente y log-verosimilitud (log-L) para cuatro escenarios de evaluación del efecto de variables ambientales sobre el reclutamiento (2), la capturabilidad (3) y la mortalidad natural (4).

Temperatura superficial del mar

Caso	B0 (t)	R0(#)	F	%B0	log-L
1	72583	17095	0.061	0.554	3749
2	191059	45425	0.015	0.822	3838
3	58985	13855	0.084	0.492	3686
4	134828	30432	0.103	0.175	3640

Clorofila

Caso	B0 (t)	R0(#)	F	%B0	log-L
1	72583	17095	0.061	0.554	3749
2	196949	47120	0.017	0.723	3839
3	59821	14057	0.078	0.526	3686
4	112110	25319	0.105	0.203	3649

4.6 Macarela (*Scomber japonicus*)

La pesquería de la Macarela es antigua y sin dudas una de las más representativas del Ecuador. Del mismo modo, sus extensas series de datos permiten un análisis en base a un modelo integrado de evaluación de stock. El ajuste del modelo al índice de abundancia CPUE es adecuado y muestra dos períodos de abundancia; uno de altas densidades previo al año 2000, y otro de bajos niveles de abundancia en donde la CPUE ha variado sin mayor tendencia (**Figura M1**). Por su parte, la señal acústica muestra estabilidad los tres últimos años y que el modelo no es capaz de reproducir en su escala, debido al efecto que ejerce el valor más bajo estimado el 2013, el que no se haya registrado un real incremento poblacional posterior a este año, y al hecho que la capturabilidad del recurso ha sido supuesta constante (**Figura CM1**). En cuanto a la bondad de ajuste del modelo, se destaca según lo esperado, que en la mayoría de los casos el valor esperado (líneas rojas) está incluido en la amplitud de los intervalos de confianza de los datos. Se puede destacar en general, que el error de observación es relevante debido a múltiples fuentes que caracterizan a la pesquería y al proceso de recolección de los datos. Al igual que la CPUE, se observan dos períodos de productividad en las capturas, siendo la más baja aquella iniciada a fines de los 80's (**Tabla M1**), consistente además con las composiciones de tallas promedio de las capturas (**Figura M1, M2**). Se observa que la talla promedio de los individuos ha disminuido en promedio en la misma época del cambio de escala en la CPUE, por lo que los datos destacan por su consistencia. 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 que el modelo logra reproducir no obstante el error de observación inherente, y del paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura M3**). Por su lado, la falta de un mejor ajuste a las composiciones de tallas del crucero puede ser de diversa naturaleza, como por ejemplo el resultado de una discordancia entre la distribución del recurso versus la zona de evaluación acústica. La polimodalidad de estas estructuras no es consistente con lo que se observa en la pesquería (**Figura M3**). Por su lado, el patrón de selectividad muestra tres períodos de distinta extensión de años, en el cual y para en el período más antiguo y extenso (1980-2000) predominaron individuos mayores a 25 cm. En la última década la talla de selectividad al 50% se ha reducido a 20 cm. Por su parte, la selectividad de los cruceros muestra de manera anómala, una tendencia creciente en función de la talla (**Figura M4**).

El análisis de las variables poblacionales indica que la biomasa de *Scomber japonicus* ha presentado dos períodos de abundancia reflejados previamente por la CPUE. Un primer período 1975-2000 con altos niveles de productividad poblacional y biomasa desovante promedio de 500 mil toneladas, y otro de los últimos 20 años con biomasa en torno a las 130 mil toneladas y por debajo del valor considerado de referencia (40% B₀). El nivel de reducción poblacional al 2020 se estima a un 30% de la biomasa virginal (**Figura M7, Tabla M2**). Si bien la presión de



pesca entre 1990 y el 2010 fue en general moderada, y cuyos valores de mortalidad por pesca fluctuaron por debajo de su valor de referencia ($F_{40\%}$) (Figura M5), la población igualmente declinó como consecuencia del régimen de sus reclutamientos. En efecto, se destaca que el desarrollo de esta pesquería ha estado muy ligada a las fluctuaciones del reclutamiento, con eventos de grandes pulsos de reclutamientos y anomalías positivas que dominaron hasta mediados de los 90's, seguido de un notable cambio de escala en cuyo caso el valor promedio de los reclutamientos ha disminuido en torno a la mitad (Figura M5, M6). Si bien el incremento de los reclutamientos hacia los años más recientes es un tema incierto debido al método de estimación, esta tendencia debería ser verificada con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. El reclutamiento de este recurso se estima con talla modal en torno a 12 cm (Figura M6).

El diagnóstico de la población indica que la población se ubica al 30% B_0 , mientras el potencial desovante es el 46% de la biomasa que hubiese existido sin pesca (Figura M7), producto principalmente del aumento relativo de los reclutamientos en algunos años del período más reciente (Figura M5). De acuerdo a lo anterior, el diagrama de Kobe indica que la población se encontraría con evidencias de sobreexplotación ($B/B_0 < 0.4$) y ligeros

indicios de sobrepesca ($F > F_{40\%}$) (Figura M8). La incertidumbre de estimación indica que el riesgo latente de sobreexplotación al 2020 se estima cercano al 86% (Figura M9).

El análisis de sensibilidad del efecto de variables ambientales TSM y Clo-a, ejemplifica su mayor o menor influencia en la variabilidad interanual del proceso poblacional analizado (Figura M10, M11). Independientemente de estas consideraciones, el diagnóstico basado en la TSM y Clo-a indica que el valor de biomasa es menor al objetivo, excepto en el escenario 2, y es cuando se considera su mayor efecto sobre los reclutamientos, en cuyo caso el estado poblacional sería muy bueno ($80\%B_0$). Un análisis basado en la bondad de ajuste del modelo en términos de las variaciones en la log-verosimilitud (II), indica que las variables ambientales afectarían principalmente sobre la capturabilidad del recurso (escenario 3) y esto se refleja por los menores valores de II. El ajuste del modelo a todos los datos de composiciones de tallas de las capturas y los cruceros, así como la biomasa acústica y CPUE mejora notablemente (Caso 3) (Tabla CH). Como consecuencia de este análisis, la estimación de la biomasa virginal y la mortalidad por pesca del año más reciente se estiman similar al escenario base (Caso 1), y con esto el diagnóstico poblacional se verifica en torno al 30%-35% de la biomasa virginal (Tabla M4).

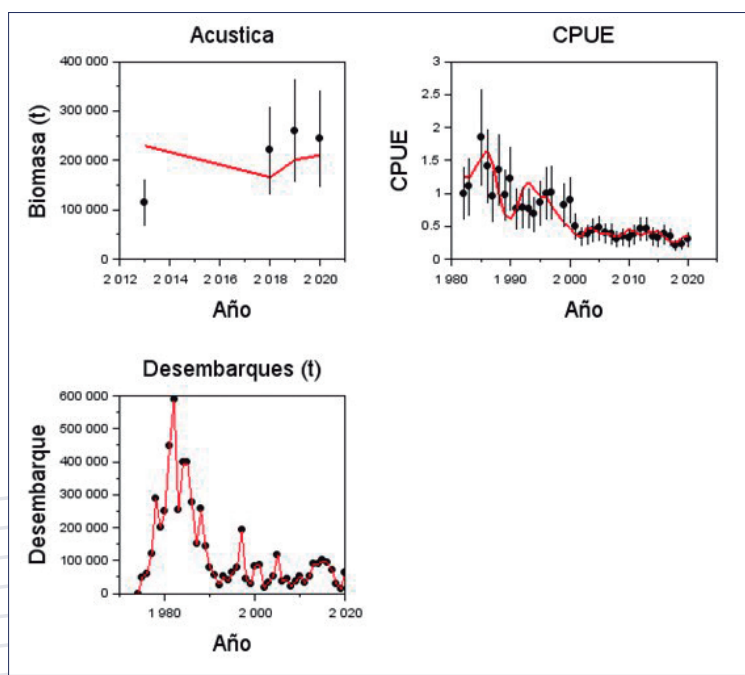


Figura M1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **MACARELA**.

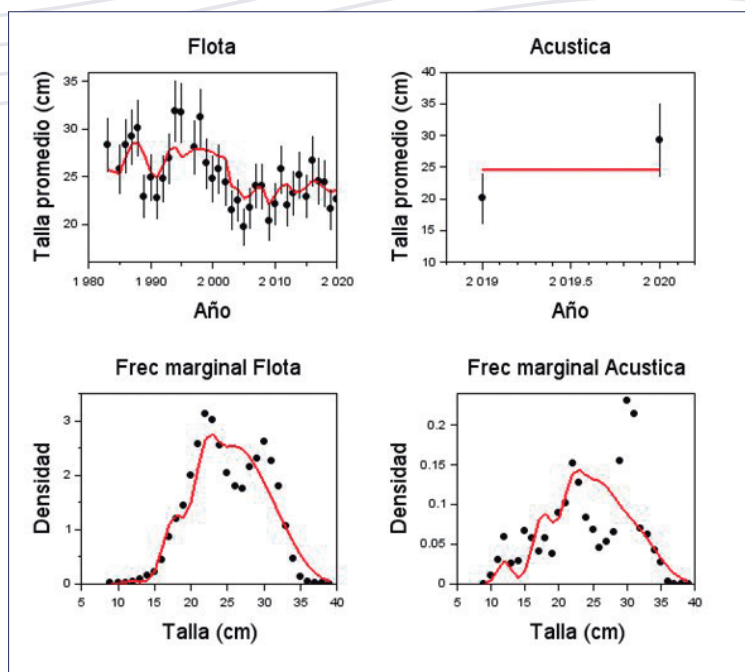


Figura M2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de **MACARELA**.

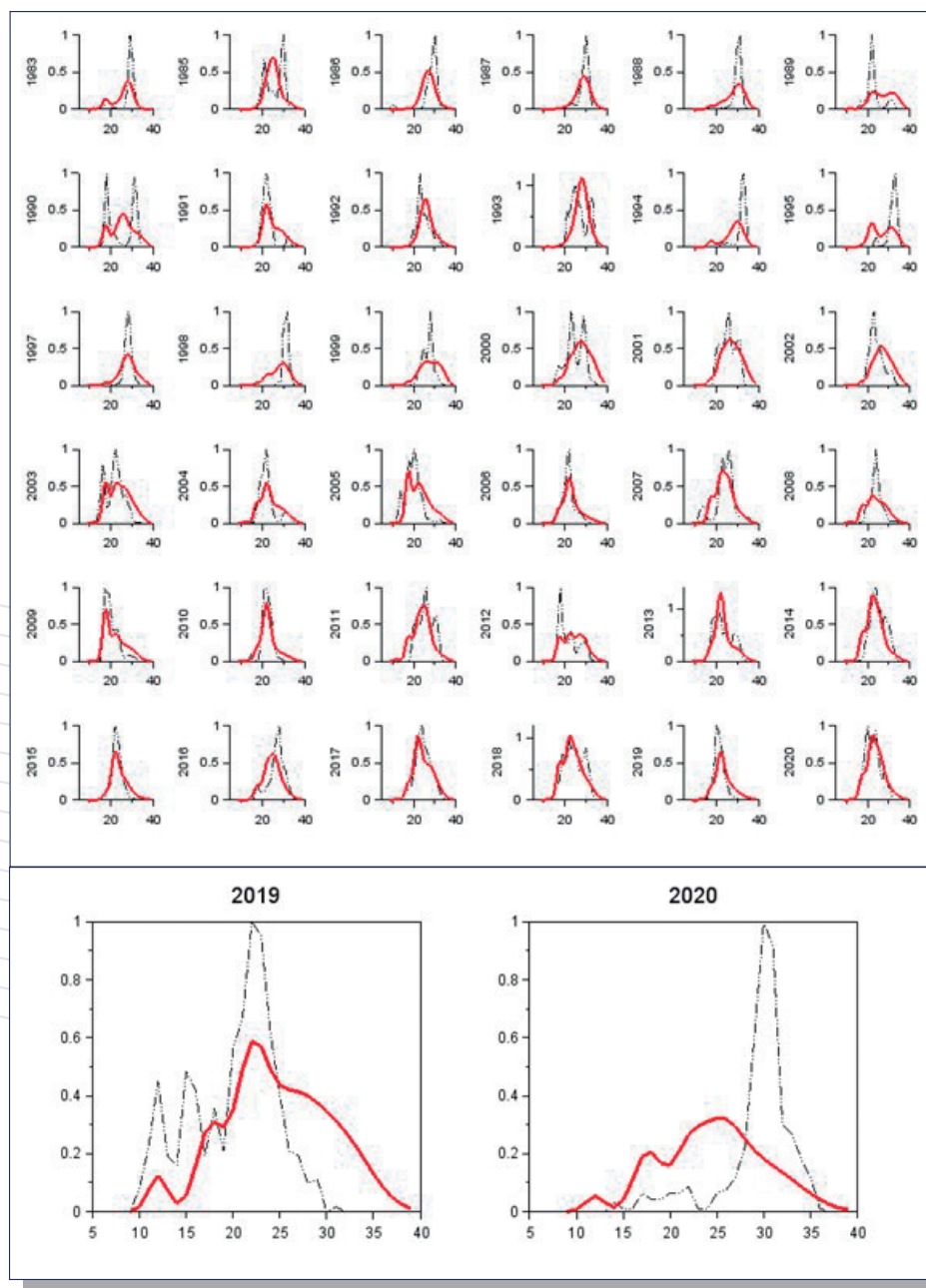


Figura M3. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales y a los cruceros acústicos (abajo) de **MACARELA**.

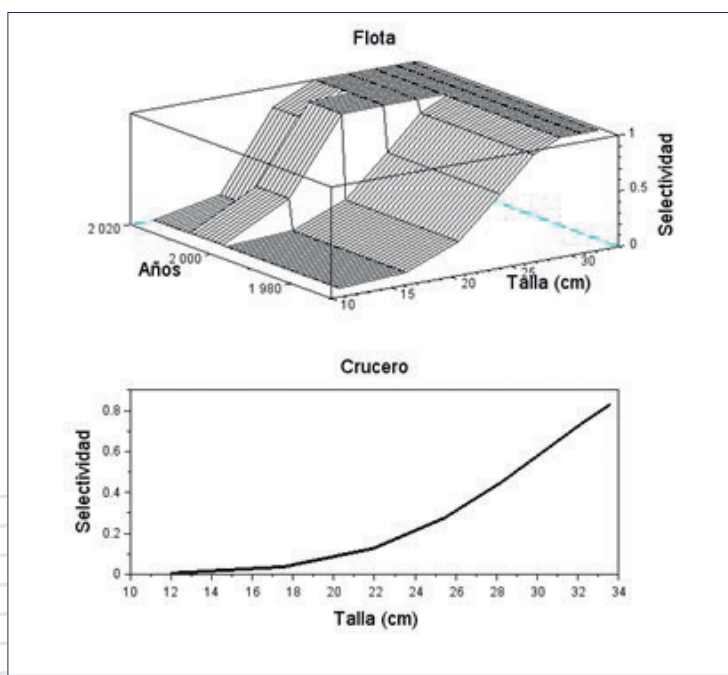


Figura M4. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba) y los cruceros acústicos (abajo) de **MACARELA**.

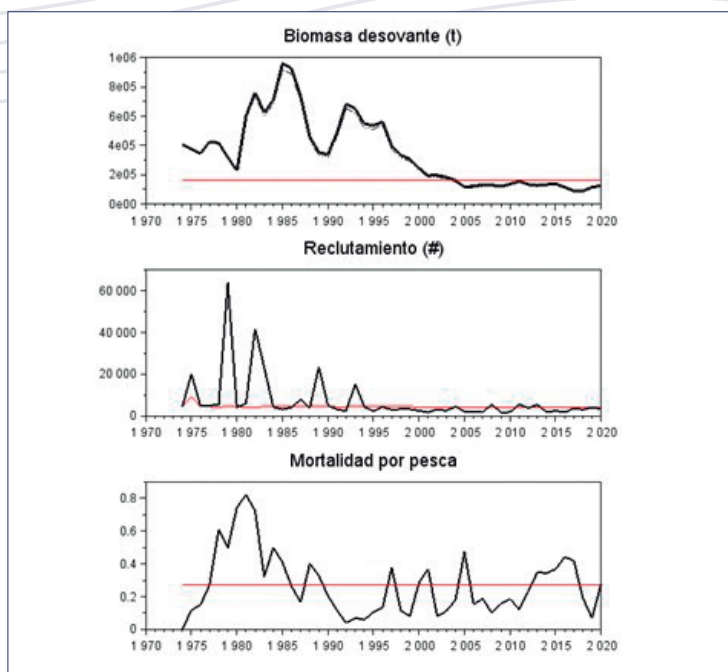


Figura M5. Biomasa desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca de **MACARELA**. Las líneas rojas representan valores de referencia (objetivos de manejo para BD y F) y reclutamiento esperado. La línea delgada segmentada corresponde a la evaluación de stock 2020.

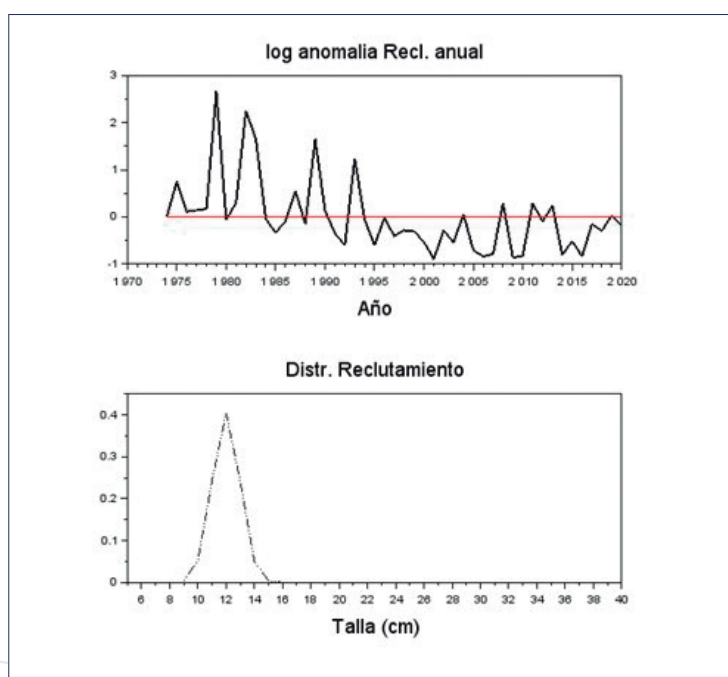


Figura M6. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales (arriba) y distribución de tallas del reclutamiento (abajo) de **MACARELA**.

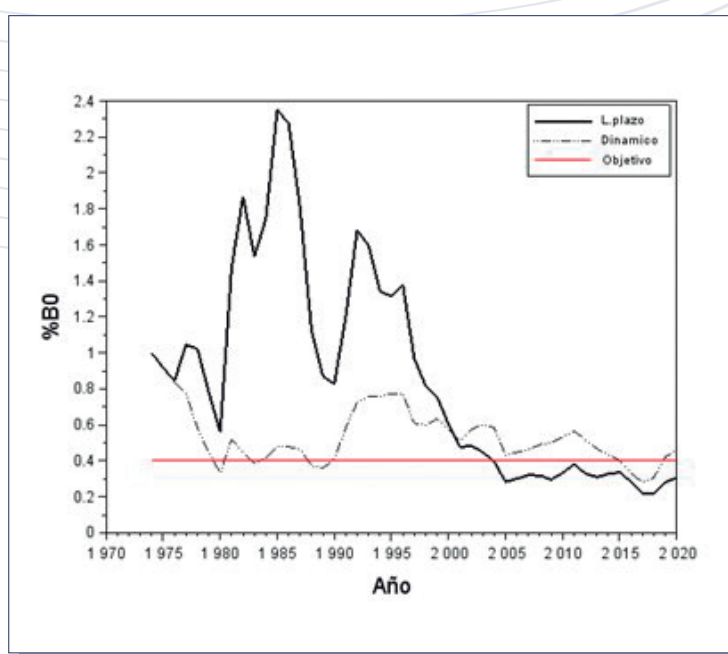


Figura M7. Variación anual de la proporción de la biomasa virginal de largo plazo, dinámica y valor objetivo de **MACARELA**.

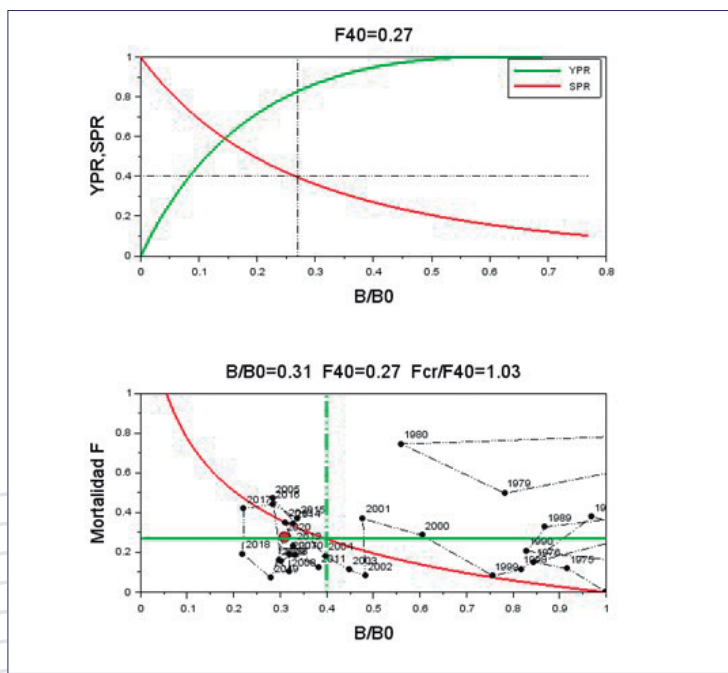


Figura M8. Curvas de biomasa y rendimiento por recluta (arriba), Puntos biológico de referencia y diagrama de Kobe (abajo). El círculo rojo representa la condición actual. Recurso **MACARELA**.

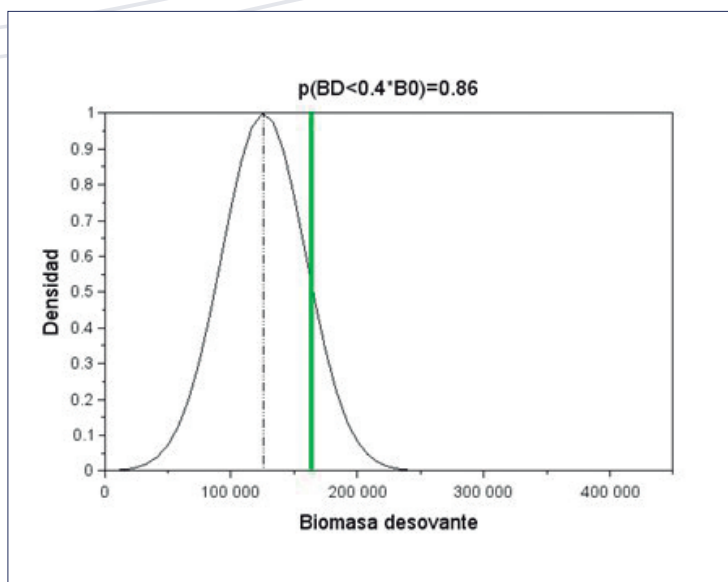


Figura M9. Distribución de la probabilidad de la biomasa desovante (línea negra) y su relación respecto del valor objetivo (línea verde). El título del gráfico representa la probabilidad de sobreexplotación. Recurso **MACARELA**.

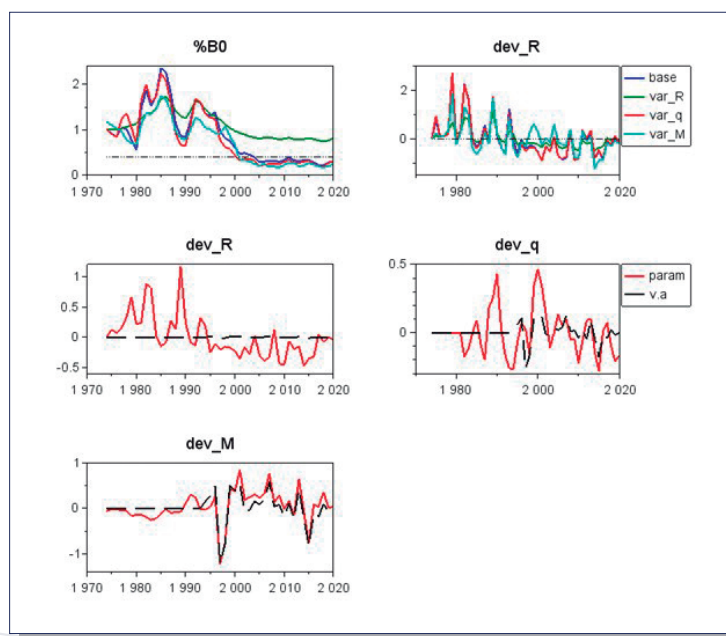


Figura M10. Proporción de biomasa desovante (%B0) y desvíos del reclutamiento para cuatro escenarios de evaluación del efecto de la TSM sobre el reclutamiento, la capturabilidad y la mortalidad natural (arriba). Anomalías logarítmicas del reclutamiento, capturabilidad y mortalidad natural, en relación con la variable ambiental (v.a.) (abajo). Recurso **MACARELA**.

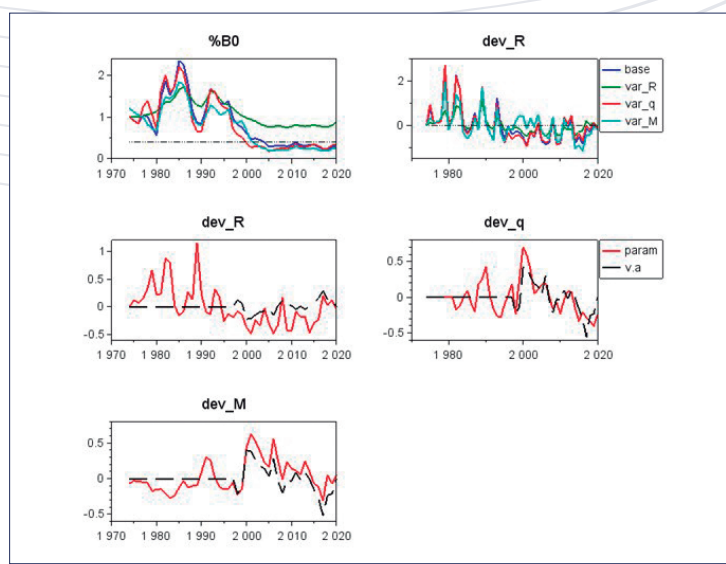


Figura M11. Proporción de biomasa desovante (%B0) y desvíos del reclutamiento para cuatro escenarios de evaluación del efecto de la Clorofila sobre el reclutamiento, la capturabilidad y la mortalidad natural (arriba). Anomalías logarítmicas del reclutamiento, capturabilidad y mortalidad natural, en relación con la variable ambiental (v.a.) (abajo). Recurso **MACARELA**.

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

Año	Capturas (t)	CPUE	B.Acústica(t)
1974	1	0.000	0
1975	49788	0.000	0
1976	59745	0.000	0
1977	119490	0.000	0
1978	288768	0.000	0
1979	199150	0.000	0
1980	248938	0.000	0
1981	448088	0.000	0
1982	589375	1.000	0
1983	252667	1.105	0
1984	396913	0.000	0
1985	397863	1.854	0
1986	274852	1.403	0
1987	149302	0.962	0
1988	255548	1.358	0
1989	141333	0.974	0
1990	78639	1.226	0
1991	55023	0.770	0
1992	25651	0.791	0
1993	50980	0.767	0
1994	38991	0.683	0
1995	63577	0.852	0
1996	79484	1.000	0
1997	192181	1.011	0
1998	44716	0.000	0
1999	28307	0.828	0
2000	83923	0.899	0
2001	85248	0.506	0
2002	17074	0.359	0
2003	33272	0.376	0
2004	51806	0.442	0
2005	115406	0.472	0
2006	37664	0.397	0
2007	43171	0.384	0
2008	21758	0.384	0
2009	36679	0.338	0
2010	52751	0.320	0
2011	31799	0.383	0
2012	51838	0.461	0
2013	88793	0.466	115000
2014	88394	0.348	0
2015	99630	0.321	0
2016	94674	0.386	0
2017	70727	0.338	0
2018	29591	0.212	220000
2019	13983	0.239	260000
2020	64477	0.302	245050



Tabla M2. Estimaciones anuales del reclutamiento (Recl), biomasa desovante, mortalidad por pesca, índice de sobrepesca (F/F_{40}), proporción de B0 de largo plazo (B/B_0), y proporción de B0 dinámico (RPRdin) del recurso **MACARELA**.

Año	Recl(#)	Biomasa(t)	F	F/F_{40}	B/B_0	RPRdin
1974	4467	40812	0.000	0.000	1.000	1.000
1975	20030	374447	0.118	0.436	0.917	0.917
1976	4998	344717	0.150	0.556	0.845	0.835
1977	5122	426913	0.272	1.007	1.046	0.773
1978	5292	417779	0.608	2.253	1.024	0.584
1979	63714	319218	0.497	1.841	0.782	0.447
1980	4199	228890	0.744	2.756	0.561	0.335
1981	6021	601829	0.821	3.041	1.475	0.521
1982	41783	763180	0.723	2.677	1.870	0.449
1983	23291	626848	0.322	1.194	1.536	0.387
1984	4324	712503	0.498	1.844	1.746	0.418
1985	3217	959649	0.410	1.517	2.351	0.481
1986	4134	928147	0.263	0.975	2.274	0.478
1987	7894	736511	0.165	0.611	1.805	0.466
1988	3905	459065	0.401	1.486	1.125	0.373
1989	23479	354260	0.328	1.213	0.869	0.358
1990	5090	338453	0.206	0.761	0.829	0.413
1991	3141	489961	0.116	0.430	1.201	0.582
1992	2432	686706	0.039	0.145	1.683	0.727
1993	15430	651895	0.070	0.258	1.597	0.756
1994	4273	548027	0.059	0.219	1.343	0.761
1995	2466	536232	0.107	0.396	1.314	0.772
1996	4394	563904	0.133	0.493	1.382	0.772
1997	3000	395643	0.378	1.399	0.969	0.610
1998	3384	333514	0.115	0.425	0.817	0.600
1999	3291	308696	0.082	0.304	0.756	0.634
2000	2605	246967	0.284	1.054	0.605	0.578
2001	1810	194859	0.369	1.366	0.477	0.513
2002	3284	196971	0.081	0.300	0.483	0.574
2003	2511	183479	0.111	0.412	0.450	0.603
2004	4594	162222	0.180	0.665	0.397	0.585
2005	2119	115766	0.471	1.744	0.284	0.433
2006	1849	123240	0.154	0.570	0.302	0.448
2007	1892	130860	0.187	0.693	0.321	0.462
2008	5619	130366	0.100	0.372	0.319	0.491
2009	1772	121320	0.157	0.583	0.297	0.500
2010	1849	136128	0.186	0.690	0.334	0.535
2011	5611	156021	0.122	0.453	0.382	0.566
2012	3824	134361	0.231	0.857	0.329	0.518
2013	5438	127016	0.350	1.296	0.311	0.469
2014	1881	133712	0.343	1.271	0.328	0.434
2015	2510	137692	0.368	1.362	0.337	0.403
2016	1823	116163	0.443	1.639	0.285	0.332
2017	3644	90356	0.420	1.555	0.221	0.280
2018	3098	89722	0.191	0.708	0.220	0.309
2019	4189	114725	0.069	0.257	0.281	0.422
2020	3371	125963	0.278	1.029	0.309	0.461

Tabla M3. Diferencia en la log-verosimilitud para las 6 fuentes de datos consideradas, número de parámetros, número de datos totales y criterio de Akaike (AIC) para cuatro escenarios de evaluación del efecto de variables ambientales sobre el reclutamiento (2), la capturabilidad (3) y la mortalidad natural (4).

Temperatura superficial del mar

Caso	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	npars	ndata	AIC
1	21.66	1.10	0.35	17.63	1.34	107	1266	6678
2	54.67	0.24	0.00	109.57	0.00	108	1266	6926
3	0.00	0.70	0.36	0.00	1.43	155	1266	6719
4	7.16	0.00	0.07	0.16	1.78	155	1266	6732

Clorofila

Caso	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	npars	ndata	AIC
1	20.68	1.21	0.35	21.19	1.75	107	1266	6678
2	54.80	0.11	0.00	112.21	0.00	108	1266	6925
3	0.00	0.00	0.37	0.00	1.44	155	1266	6711
4	7.15	0.30	0.10	2.30	1.90	155	1266	6731

Tabla M4. Biomasa virginal (B0), reclutamiento de largo plazo (R0), mortalidad por pesca (F), proporción de B0 del año más reciente y log-verosimilitud (log-L) para cuatro escenarios de evaluación del efecto de variables ambientales sobre el reclutamiento (2), la capturabilidad (3) y la mortalidad natural (4).

Temperatura superficial del mar

Caso	B0 (t)	R0(##)	F	%B0	log-L
1	408127	4467	0.278	0.309	3222
2	361978000	3994660	0.000	0.813	3345
3	362517	3945	0.318	0.305	3183
4	605005	6617	0.243	0.238	3189

Clorofila

Caso	B0 (t)	R0(##)	F	%B0	log-L
1	408118	4467	0.278	0.309	3222
2	362337000	4003870	0.000	0.880	3344
3	361283	3929	0.286	0.347	3179
4	518869	5681	0.253	0.266	3189



4.7 Picudillo (*Decapterus macrosomma*)

La pesquería de Picudillo se desarrolló solo en las últimas dos décadas alcanzando un récord de capturas el 2016 con 70 mil toneladas, seguido de una dramática reducción hasta el año más reciente lo que también es advertido por el índice de abundancia CPUE (Figura PIC1). No obstante, la notable variabilidad de los indicadores, el modelo de análisis logra reproducir las principales tendencias de los datos empleados como es la CPUE y la talla promedio de las capturas. Se destaca también la señal de los cruceros acústicos cuyo ajuste no coincide con la señal exhibida por los datos lo cual da cuenta de la magnitud de las diversas fuentes de errores de observación y proceso (e.g. la disponibilidad) (Figura PIC1). La bondad estadística de ajuste del modelo se refleja en la relación entre la amplitud de los intervalos de confianza de los datos y el valor esperado contenido en ellos (línea roja). La pesquería es reciente en comparación con la otras (e.g. macarela y chuhueco) y no obstante una disminución de las capturas y CPUE (Tabla PIC1), esto no ha generado mayor efecto en las composiciones de tallas de las capturas/talla promedio (Figura CH1, CH2). Una explicación en este tipo de evidencias son cambios de regímenes de productividad y por ende la abundancia en general. Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica reflejada por su bimodalidad que en algunos años el modelo no logra reproducir, y del paso de cohortes importantes a través de la pesquería (Figura PIC3). 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, particularmente los de crecimiento (Figura PIC3). Los efectos de la selectividad muestran que la pesca se ha concentrado principalmente sobre los individuos mayores a 20 cm, en tanto la selectividad de los cruceros indica que todos los individuos desde los 14 cm en adelante se encuentran plenamente disponibles (Figura PIC4).

El análisis de las variables poblacionales muestra que la biomasa de *Decapterus macrosoma* disminuyó rápidamente como efecto del desarrollo de su pesquería, y a fines de la década del 2000 el recurso habría ingresado a un proceso de sobreexplotación ($B < B_{objetivo}$) el cual se mantiene hasta el presente. El nivel de reducción poblacional al 2020 es bajo y se estima menor del 10% de la biomasa virginal (Figura PIC5 y PIC7, Tabla PIC2), situación ligeramente más baja respecto de la estimación del año 2020 debido al error retrospectivo propio de este tipo de modelos/datos (Figura PIC5). Durante todo este período, la presión de pesca ha sido excesiva y por consiguiente en permanente estado de sobrepesca ($F > F_{40\%}$) (Figura PIC5). Se destaca también que el desarrollo de la pesquería y sus máximos registros han estado muy ligados a las fluctuaciones del reclutamiento, con anomalías positivas en los años 2008-2009 y entre 2013-2016 (Figura PIC5, PIC6). Si bien la disminución de los reclutamientos hacia los años más recientes es un tema incierto debido al método de estimación, esta tendencia a la baja debería ser verificada con el desarrollo de las próximas

temporadas de pesca. El reclutamiento de este recurso se estima con talla modal en torno a 15 cm (**Figura PIC6**).

El diagnóstico de la población basada en cuantificar la proporción de biomasa desovante virginal remanente B_0 , y el potencial desovante dinámico, muestra el estado de disminución poblacional en la que se encuentra el Picudillo. El bajo potencial desovante indica que los bajos niveles de capturas de la última década obedecerían principalmente a disminuciones producidas por la presión de pesca durante el período más reciente (**Figura PIC7**). De acuerdo a lo anterior, el diagrama de Kobe indica que la población se encontraría con evidencias de sobreexplotación ($B/B_0 < 0.4$) y sobrepesca ($F > F_{40\%}$) (**Figura PIC8**), y el riesgo latente de sobreexplotación al 2020 se estima cierto (**Figura PIC9**).

Una extensión del análisis muestra el efecto de variables ambientales TSM y Clo-a, sobre el reclutamiento, capturabilidad de la flota y mortalidad natural. Se comparan las anomalías de la variable ambiental y su influencia sobre

las variaciones de las variables poblacionales antes mencionadas (**Figura PIC10, PIC11**). Independientemente de estas consideraciones, el diagnóstico basado tanto en la TSM como con Clo-a y para los cuatro escenarios analizados, señala que el nivel de biomasa % B_0 resulta mucho menor al valor objetivo (**Figura PIC10, PIC11**). Un análisis basado en la bondad de ajuste del modelo en términos de las variaciones en la log-verosimilitud (II), indica que las variables ambientales TSM y Clo-a afectarían principalmente la capturabilidad/disponibilidad del recurso (Caso 3) lo cual se refleja por los menores valores de II. El ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas y los cruceros, así como la biomasa acústica mejora notablemente (Caso 3), y sin efectos significativos sobre la composición de tallas de los cruceros (**Tabla PIC4**). De acuerdo con estos análisis, la estimación de la biomasa virginal y la mortalidad por pesca del año más reciente se estiman similares al escenario base (Caso 1), y con esto el diagnóstico de la disminución poblacional antes establecido (**Tabla PIC4**).

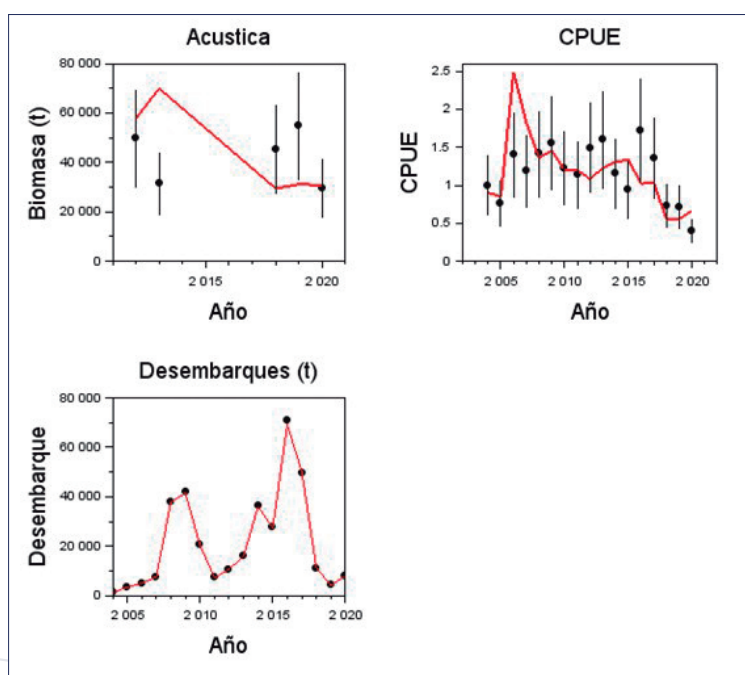


Figura PIC1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **PICUDILLO**.

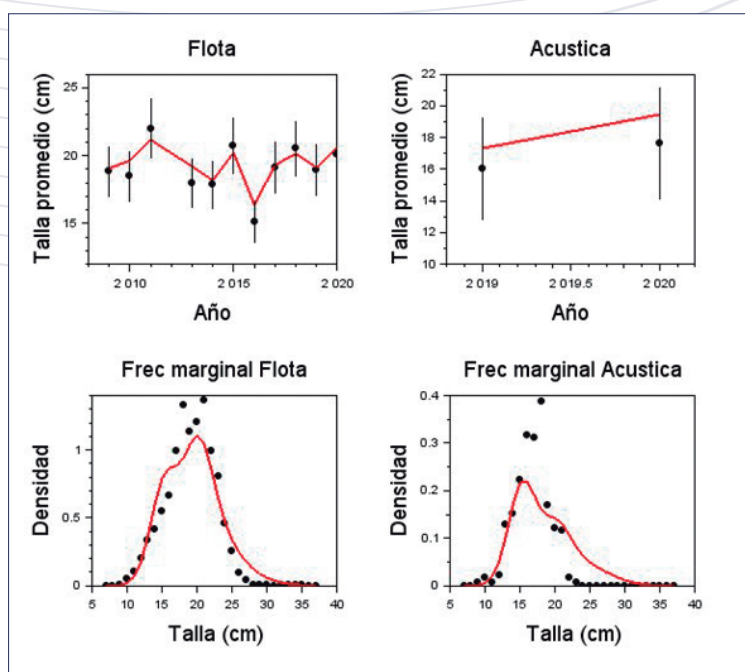


Figura PIC2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de **PICUDILLO**.

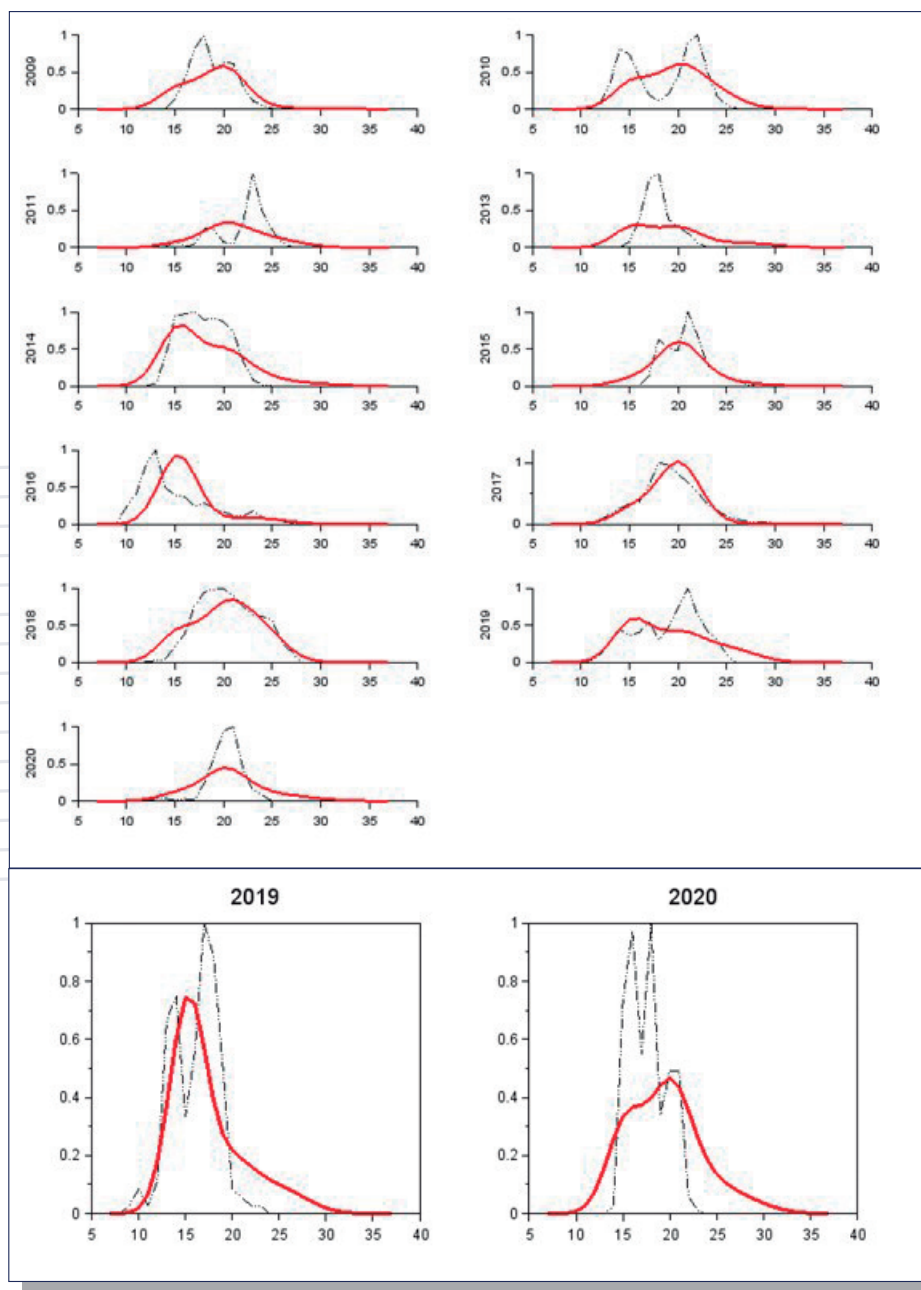


Figura M3. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales y a los cruceros acústicos (abajo) de **PICUDILLO**.

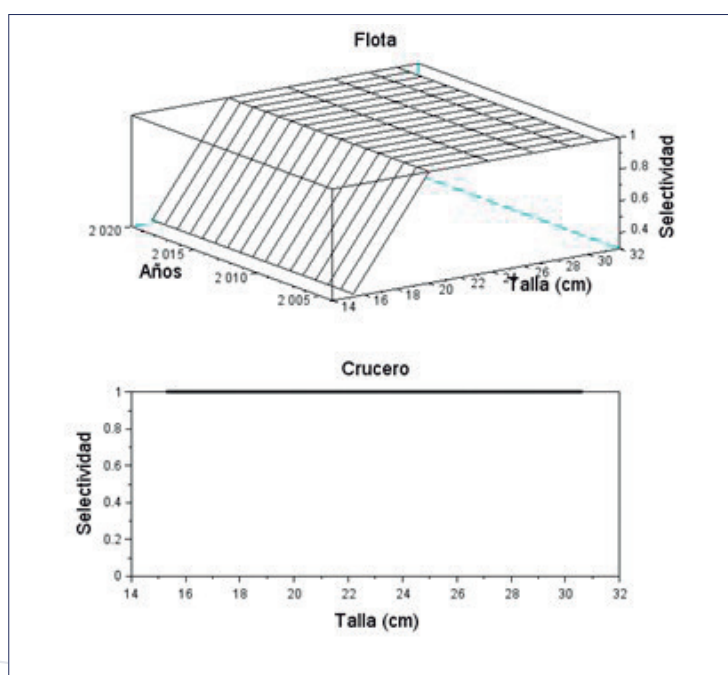


Figura PIC4. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba) y los cruceros acústicos (abajo) de PICUDILLO.

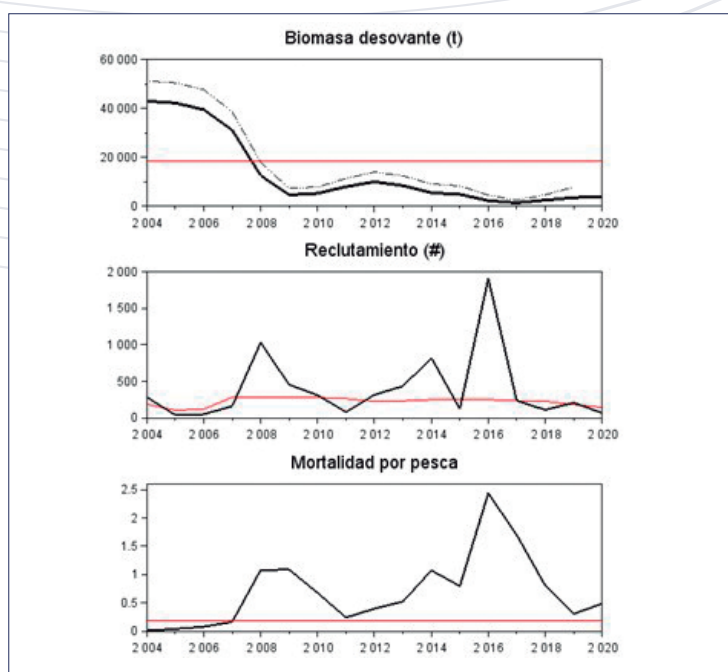


Figura PIC5. Biomasa desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca de PICUDILLO. Las líneas rojas representan valores de referencia (objetivos de manejo para BD y F) y reclutamiento esperado. La línea delgada segmentada corresponde a la evaluación de stock 2020.

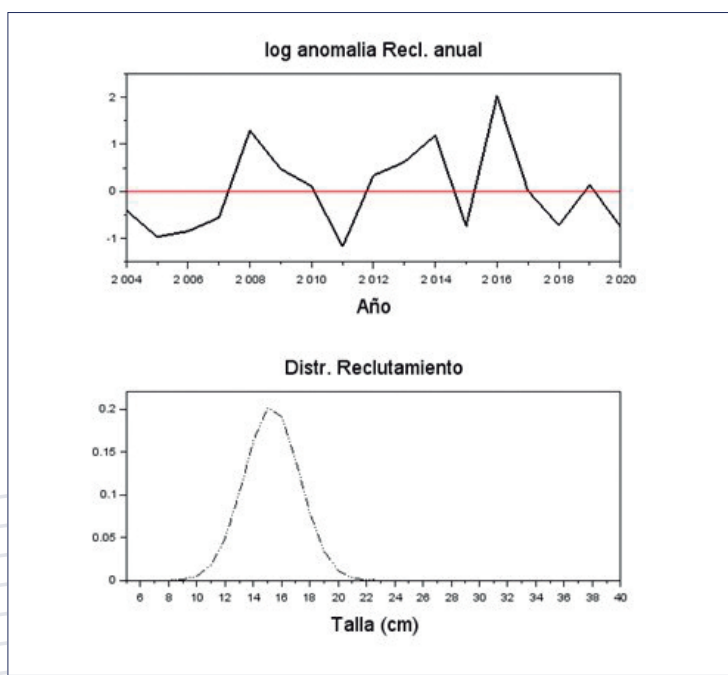


Figura PIC6. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales (arriba) y distribución de tallas del reclutamiento (abajo) de **PICUDILLO**.

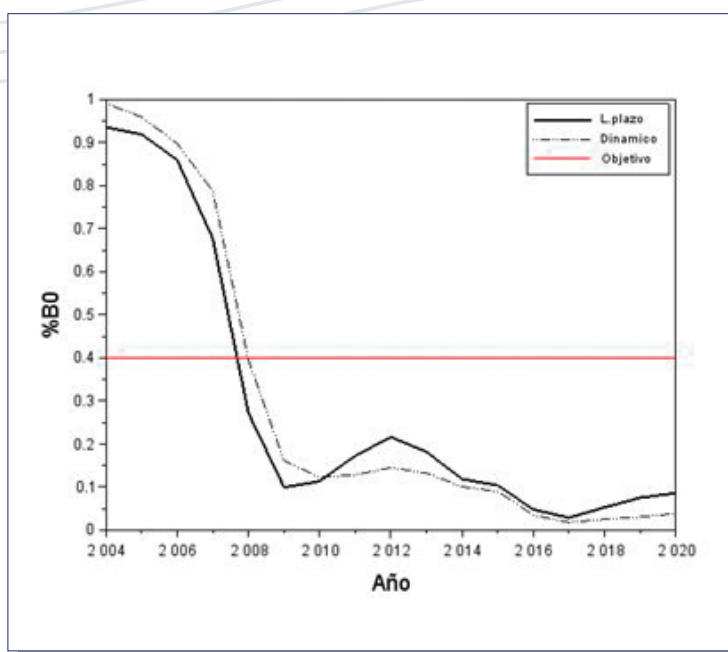


Figura PIC7. Variación anual de la proporción de la biomasa virginal de largo plazo, dinámica y valor objetivo de **PICUDILLO**.

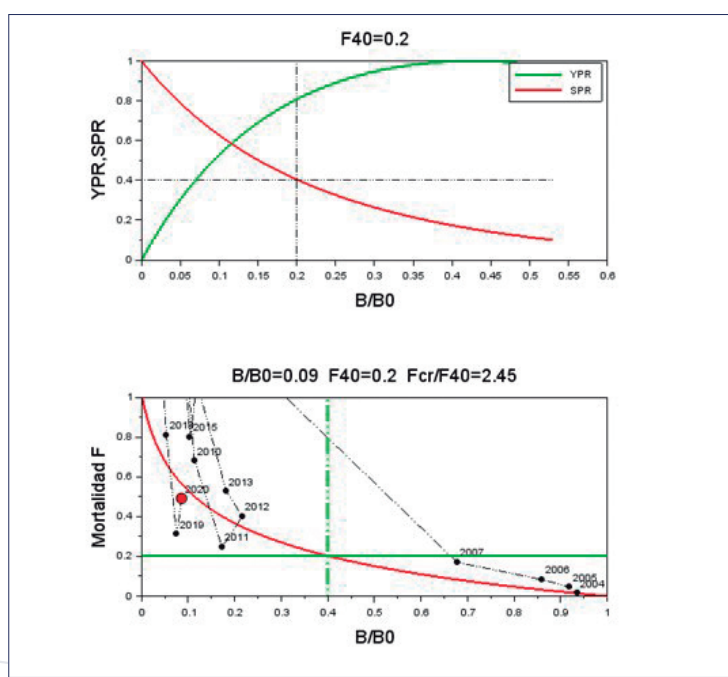


Figura PIC8. Curvas de biomasa y rendimiento por recluta (arriba), Puntos biológico de referencia y diagrama de Kobe (abajo). El círculo rojo representa la condición actual. Recurso **PICUDILLO**.

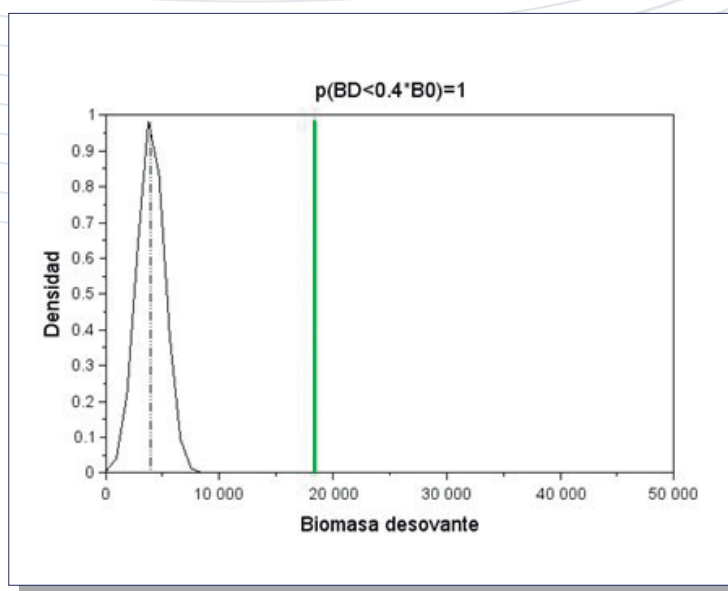


Figura PIC9. Distribución de la probabilidad de la biomasa desovante (línea negra) y su relación respecto del valor objetivo (línea verde). El título del gráfico representa la probabilidad de sobreexplotación. Recurso **PICUDILLO**.

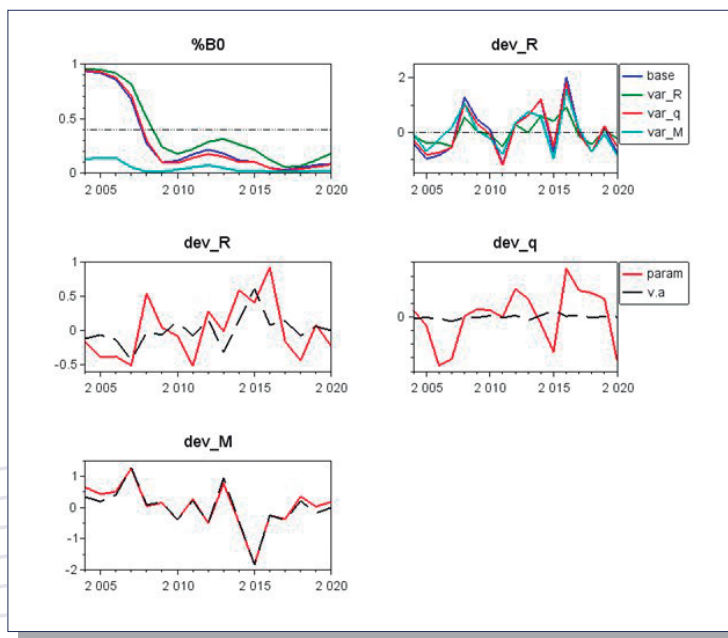


Figura PIC10. Proporción de biomasa desovante (%B0) y desvíos del reclutamiento para cuatro escenarios de evaluación del **efecto de la TSM** sobre el reclutamiento, la capturabilidad y la mortalidad natural (arriba). Anomalías logarítmicas del reclutamiento, capturabilidad y mortalidad natural, en relación con la variable ambiental (v.a.) (abajo). Recurso **PICUDILLO**.

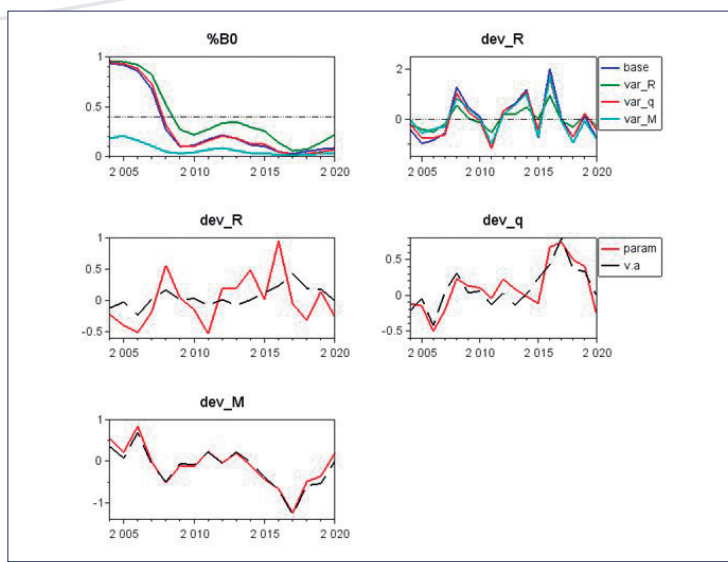


Figura PIC11. Proporción de biomasa desovante (%B0) y desvíos del reclutamiento para cuatro escenarios de evaluación del **efecto de la Clorofila** sobre el reclutamiento, la capturabilidad y la mortalidad natural (arriba). Anomalías logarítmicas del reclutamiento, capturabilidad y mortalidad natural, en relación con la variable ambiental (v.a.) (abajo). Recurso **PICUDILLO**.



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

Año	Capturas (t)	CPUE	B.Acústica(t)
2004	1207	1.000	0
2005	3447	0.767	0
2006	4965	1.404	0
2007	7490	1.189	0
2008	37966	1.413	0
2009	41690	1.557	0
2010	20648	1.218	0
2011	7179	1.133	0
2012	10617	1.494	49800
2013	15908	1.598	31400
2014	36282	1.160	0
2015	27543	0.938	0
2016	71075	1.718	0
2017	49510	1.356	0
2018	11141	0.727	45300
2019	4133	0.716	54800
2020	7974	0.406	29544

Tabla PIC2. Estimaciones anuales del reclutamiento (Recl), biomasa desovante, mortalidad por pesca, índice de sobrepesca (F/F_{40}), proporción de B_0 de largo plazo (B/B_0), y proporción de B_0 dinámico (RPRdin) del recurso **PICUDILLO**.

Año	Recl(#)	Biomasa(t)	F	F/F_{40}	B/B_0	RPRdin
2004	285	43064	0.015	0.075	0.936	0.991
2005	41	42309	0.045	0.227	0.920	0.960
2006	52	39570	0.083	0.416	0.860	0.898
2007	163	31161	0.170	0.851	0.677	0.788
2008	1032	12531	1.083	5.415	0.272	0.396
2009	456	4583	1.090	5.449	0.100	0.161
2010	313	5232	0.680	3.398	0.114	0.123
2011	82	7954	0.246	1.229	0.173	0.129
2012	319	9954	0.401	2.007	0.216	0.145
2013	436	8370	0.526	2.628	0.182	0.133
2014	823	5463	1.075	5.377	0.119	0.101
2015	124	4798	0.799	3.996	0.104	0.090
2016	1907	2215	2.435	12.173	0.048	0.035
2017	239	1330	1.698	8.491	0.029	0.018
2018	112	2443	0.810	4.049	0.053	0.025
2019	211	3465	0.310	1.549	0.075	0.030
2020	69	3972	0.491	2.455	0.086	0.039

Tabla PIC3. Diferencia en la log-verosimilitud para las 6 fuentes de datos consideradas, número de parámetros, número de datos totales y criterio de Akaike (AIC) para cuatro escenarios de evaluación del efecto de variables ambientales sobre el reclutamiento (2), la capturabilidad (3) y la mortalidad natural (4)..

Temperatura superficial del mar

Caso	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	npars	ndata	AIC
1	11.33	0.70	0.03	4.18	2.28	45	442	2603
2	23.59	0.00	0.08	39.99	5.34	46	442	2707
3	0.00	0.66	0.00	0.00	1.55	63	442	2617
4	1.14	1.84	0.19	0.31	0.00	63	442	2620

Clorofila

Caso	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	npars	ndata	AIC
1	13.72	1.08	0.00	3.29	1.47	45	442	2603
2	28.09	0.00	0.18	36.32	5.16	46	442	2706
3	0.00	2.13	0.03	0.00	0.48	63	442	2616
4	3.45	1.74	0.91	3.72	0.00	63	442	2631

Tabla PIC4. Biomasa virginal (B0), reclutamiento de largo plazo (R0), mortalidad por pesca (F), proporción de B0 del año más reciente y log-verosimilitud (log-L) para cuatro escenarios de evaluación del efecto de variables ambientales sobre el reclutamiento (2), la capturabilidad (3) y la mortalidad natural (4).

Temperatura superficial del mar

Caso	B0 (t)	R0(#)	F	%B0	log-L
1	46010	285	0.491	0.086	1251
2	69804	480	0.173	0.182	1302
3	50850	323	0.418	0.080	1235
4	87160	518	0.758	0.022	1236

Clorofila

Caso	B0 (t)	R0(#)	F	%B0	log-L
1	46010	285	0.491	0.086	1251
2	73303	507	0.141	0.221	1302
3	53061	343	0.398	0.071	1234
4	62149	636	0.798	0.032	1242



4.8 Pinchagua (*Opisthonema spp.*)

Al igual que en el caso de la Macarela, la pesquería de Pinchagua es antigua y una de las más emblemáticas del Ecuador. Sus extensas series de datos permiten un análisis en base a un modelo integrado de evaluación de stock, del cual se informa. Este stock está compuesto de tres especies en las costas continentales de Ecuador: (*Opisthonema libertate* (Gunther, 1896), *O. bulleri* (Regan, 1904) y *O. medirastre* (Berry y Barret, 1963), y una en las islas Galápagos *O. berlangai* (Berry y Barrett, 1964) según Whitehead (1985).

Si bien el carácter monoespecífico del modelo contraviene la evidencia multiespecífica de esta pesquería, el modelo presenta buen ajuste a los datos de índices de abundancia y talla promedio, lo que podría indicar que al menos una especie es predominante en las capturas. El modelo del índice de abundancia CPUE muestra una sostenida y oscilante disminución junto a dos períodos de abundancia; uno de altas densidades previo al año 2000, seguido de otro y hasta la actualidad con bajos niveles de abundancia (**Figura P1**). Por su parte, la señal acústica muestra discrepancia con el estimado de 1996, y en el promedio similar a la magnitud registrada en los últimos años. En cuanto a la bondad de ajuste del modelo, se destaca según lo esperado, que en la mayoría de los casos el valor esperado (líneas rojas) está incluido en la amplitud de los intervalos de confianza de los datos. Se puede destacar en general, que el error de observación es relevante debido a múltiples fuentes que caracterizan a la pesquería y al proceso de recolección de los datos. Al igual que la CPUE, se observan dos

períodos de productividad en las capturas, siendo la más baja aquella iniciada a fines de los 90's (**Tabla P1**), pero sin mayor consistencia con las composiciones de tallas promedio de las capturas, las que no han mostrado variaciones como las mencionadas para la CPUE y capturas (**Figura P1, P2**). Al respecto, se observa que la talla promedio de los individuos no ha disminuido en la forma que lo ha hecho la CPUE y los desembarques. Una explicación en este tipo de resultados son cambios de regímenes de productividad de los reclutamientos, en la cual la población se contrae sin efectos de la pesca. Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica que el modelo logra reproducir no obstante el error de observación inherente, y del paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura P3**). Al igual que en los otros recursos, la falta de un mejor ajuste a las composiciones de tallas del crucero puede ser de diversa naturaleza, como por ejemplo el resultado de una discordancia entre la distribución del recurso versus la zona de evaluación acústica, o el error de observación de una medición puntal versus un proceso de escala anual. (**Figura P3**). Por su lado, el patrón de selectividad muestra tres períodos de distinta extensión de años, en el cual y para en el período más reciente y extenso (1980-2020) han predominado individuos menores a 20 cm, mientras que a inicios de la pesquería y década de los 80's, la talla de completa selección era mayor y por sobre los 24 cm. Por su parte, la selectividad de los cruceros muestra que los individuos mayores a 22 cm se encuentran completamente disponibles a estos (**Figura P4**).

El análisis de las variables poblacionales indica que la biomasa de *Opisthonema spp.*,

ha presentado dos períodos de abundancia. Un primer período que cubre principalmente la década de los 80's con altos niveles de productividad poblacional y biomasa desovante promedio de 400 mil toneladas, y otro de los últimos 30 años con biomasa en torno a las 100 mil toneladas y fluctuando en torno de su valor considerado de referencia (40% B0). El nivel de reducción poblacional al 2020 se estima a un 44% de la biomasa virginal (**Figura P7, Tabla P2**). Si bien la presión de pesca en los últimos 30 años ha sido en general moderada y sus valores de mortalidad por pesca fluctuaron por debajo de su valor de referencia (F40%) (**Figura P5**), la población igualmente no se ha incrementado mayormente como consecuencia del régimen de baja productividad de sus reclutamientos. En efecto, se destaca que el desarrollo de esta pesquería ha estado muy ligada a las fluctuaciones del reclutamiento, particularmente durante los 80's, período en el cual se registraron eventos de grandes pulsos de reclutamientos y anomalías positivas que dominaron hasta mediados de los 90's, seguido de un notable cambio de escala en cuyo caso el valor promedio de los reclutamientos ha disminuido notablemente (**Figura P5, P6**). La mayor disminución de los reclutamientos hacia los años más recientes es un tema incierto debido al método de estimación, y cuya tendencia debería ser verificada con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. El reclutamiento de este recurso se estima con talla modal en torno a 14-15 cm (**Figura P6**).

El diagnóstico de la población indica que la biomasa se ubica por sobre el objetivo (44% B0), mientras el potencial desovante alcanza el 68% de la biomasa que hubiese existido sin pesca (**Figura P7**). Lo anterior se debe principalmente al relativo menor esfuerzo de pesca orientado sobre este recurso pese al régimen de baja

productividad (**Figura P5**). De acuerdo a lo anterior, el diagrama de Kobe indica que la población se encontraría sin evidencias de sobreexplotación ($B/B_0 > 0.4$) ni de sobrepesca ($F < F_{40\%}$), con una mortalidad por pesca equivalente al 16% de su valor límite (**Figura P8, Tabla P2**). La incertidumbre de estimación indica que el riesgo latente de sobreexplotación al 2020 se estima cercano al 24% (**Figura P9**).

El análisis de sensibilidad del efecto de variables ambientales TSM y Clo-a, ejemplifica su mayor o menor influencia en la variabilidad interanual del proceso poblacional analizado: reclutamientos (Caso 2), capturabilidad (Caso 3) y mortalidad natural (Caso 4) (**Figura P10, P11**). En la mayoría de los casos analizados, el diagnóstico basado en la TSM y Clo-a indican que el valor de biomasa es mayor al objetivo, y de manera más notable si se considera su efecto sobre los reclutamientos, en cuyo caso el estado poblacional sería muy bueno ($> 80\% B_0$). Un análisis basado en la bondad de ajuste del modelo en términos de las variaciones en la log-verosimilitud (II), muestra que las variables ambientales afectarían de manera diferente; la TSM sobre la mortalidad natural y Clo-a principalmente sobre la capturabilidad del recurso (Caso 3), lo cual se refleja por los menores valores de II. No obstante, esto y comparativamente, el menor valor de II favorecería a la hipótesis que la mortalidad natural ha sido afectada principalmente por la TSM. El ajuste del modelo mejora particularmente para los datos de CPUE y las composiciones de tallas (**Tabla P3**). Como consecuencia de este análisis, la estimación de la biomasa virginal y la mortalidad por pesca del año más reciente se estiman similar al escenario base (Caso 1), y con esto el diagnóstico poblacional se verifica en torno al 44%-48% de la biomasa virginal (**Tabla P4**).

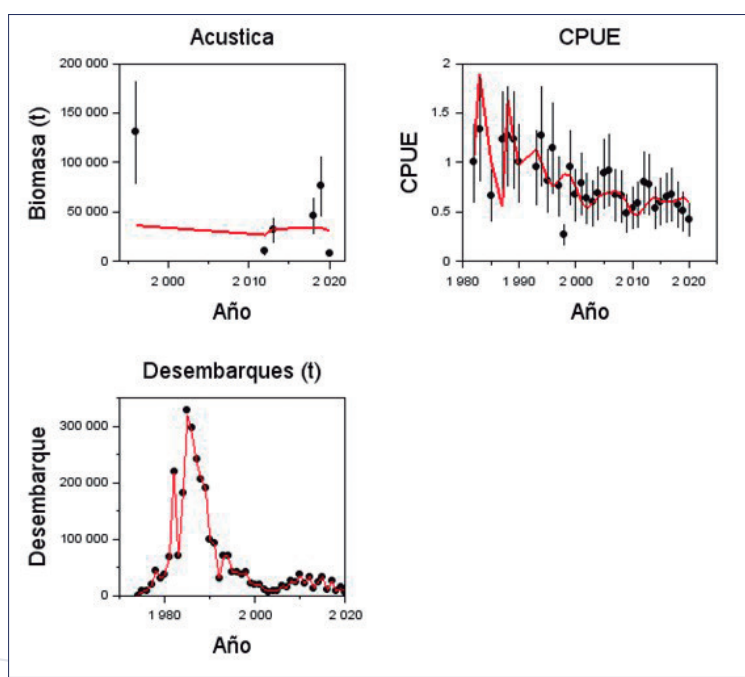


Figura P1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **PINCHAGUA**.

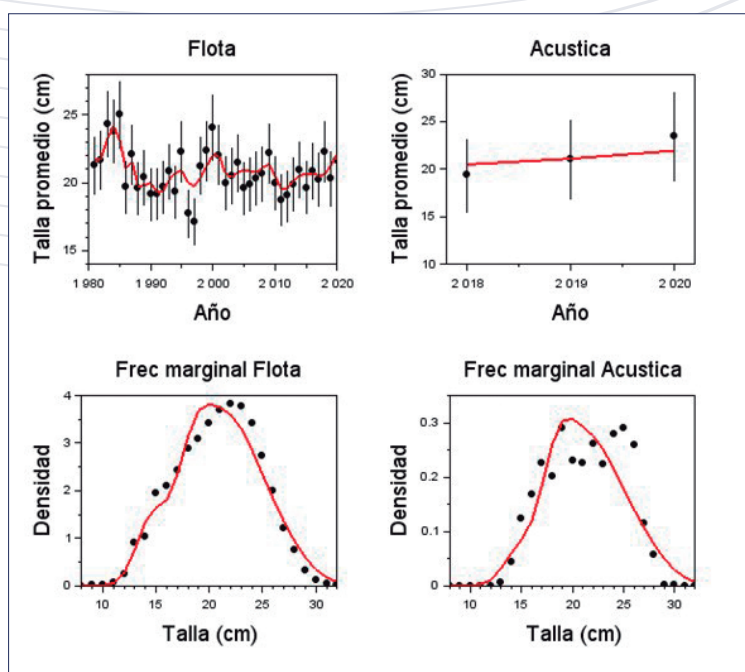


Figura P2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de **PINCHAGUA**.

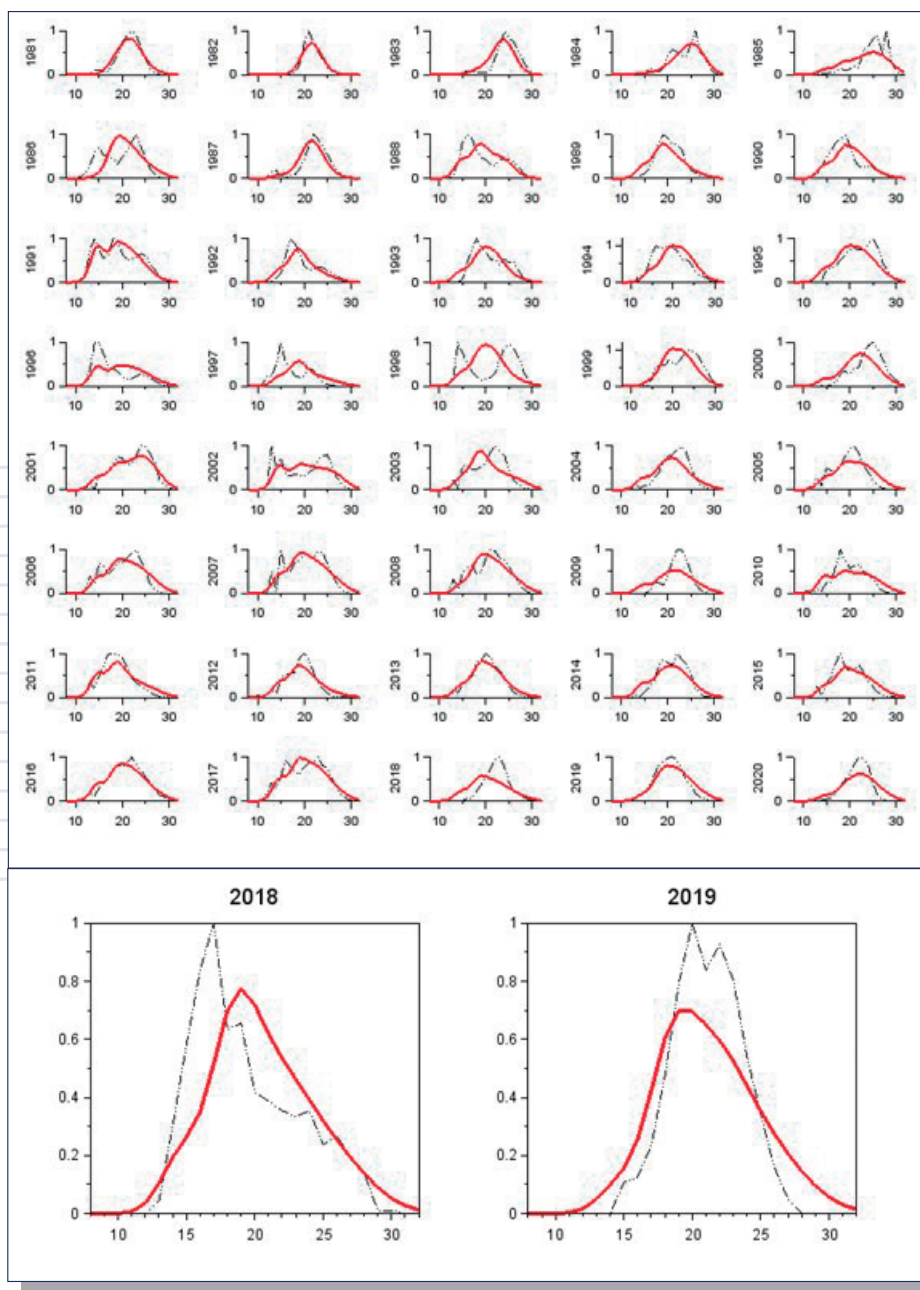


Figura P3. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales y a los cruceros acústicos (abajo) de **PINCHAGUA**.

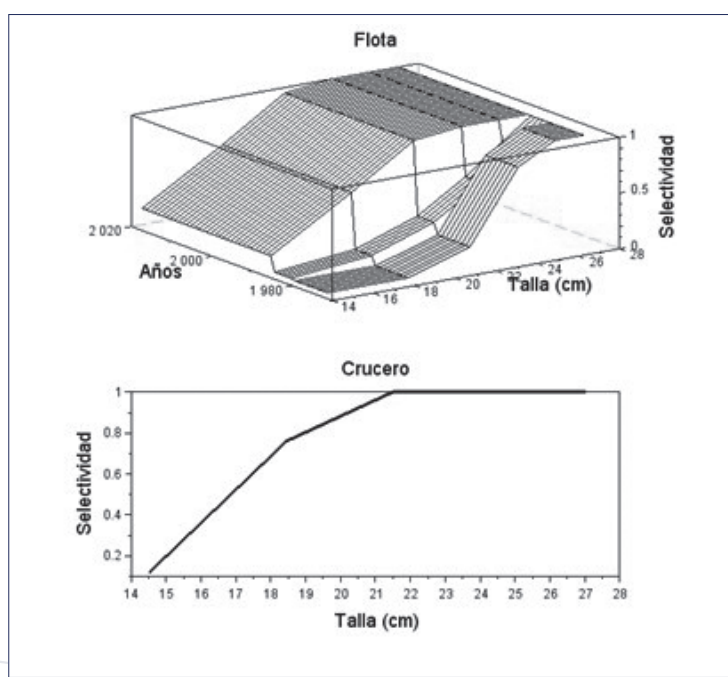


Figura P4. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba) y los cruceros acústicos (abajo) de PINCHAGUA.

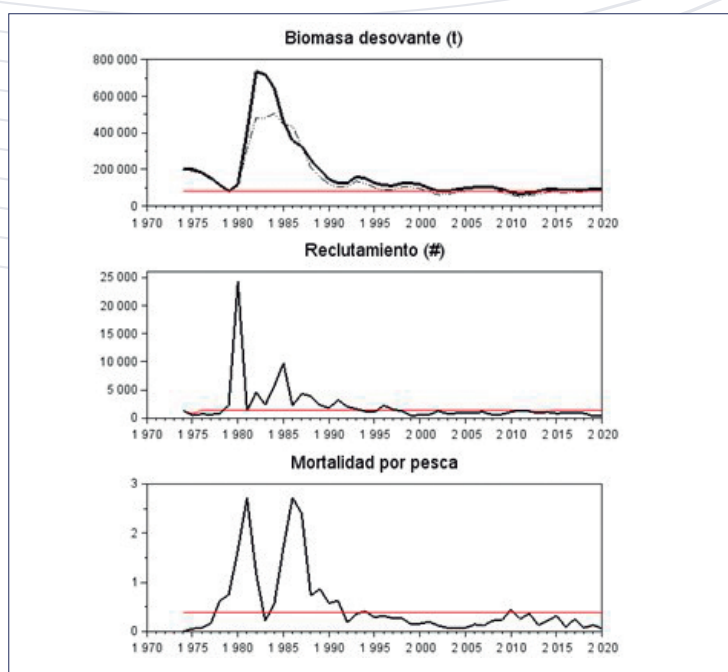


Figura P5. Biomasa desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca de PINCHAGUA. Las líneas rojas representan valores de referencia (objetivos de manejo para BD y F) y reclutamiento esperado. La línea delgada segmentada corresponde a la evaluación de stock 2020.

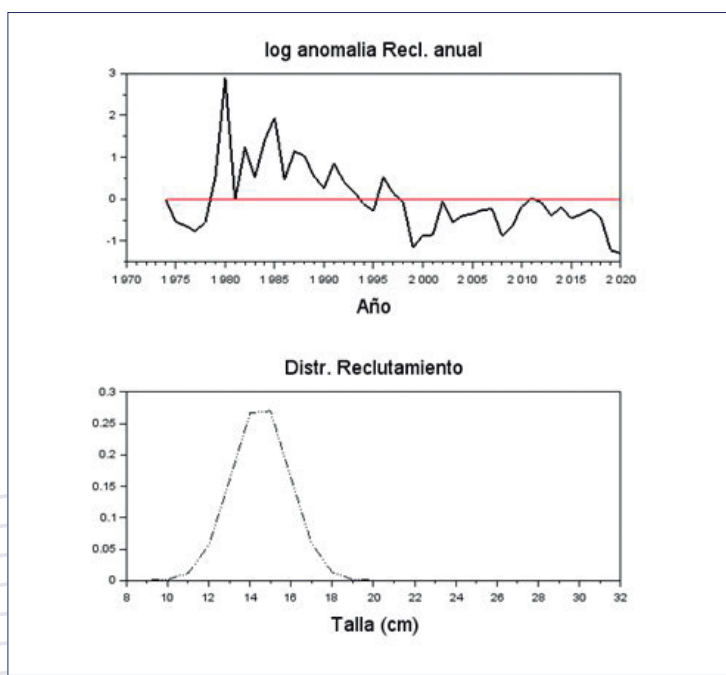


Figura P6. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales (arriba) y distribución de tallas del reclutamiento (abajo) de PINCHAGUA.

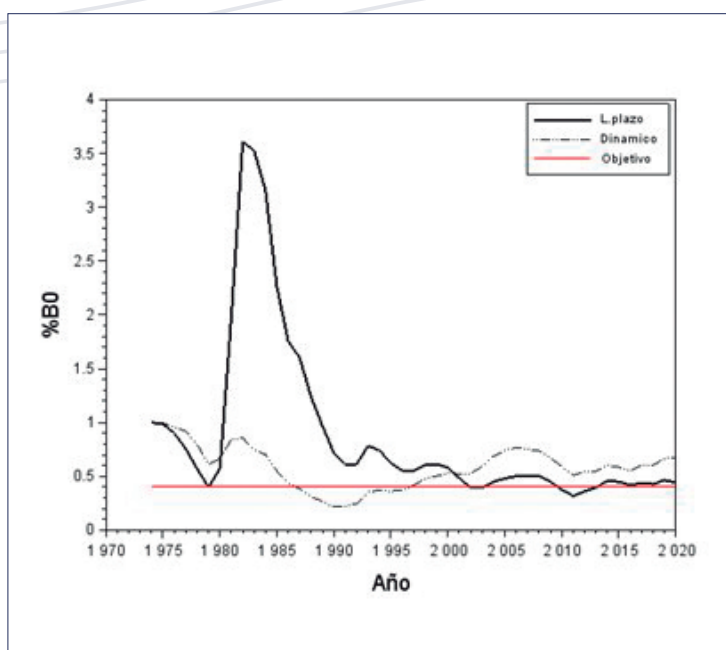


Figura P7. Variación anual de la proporción de la biomasa virginal de largo plazo, dinámica y valor objetivo de PINCHAGUA.

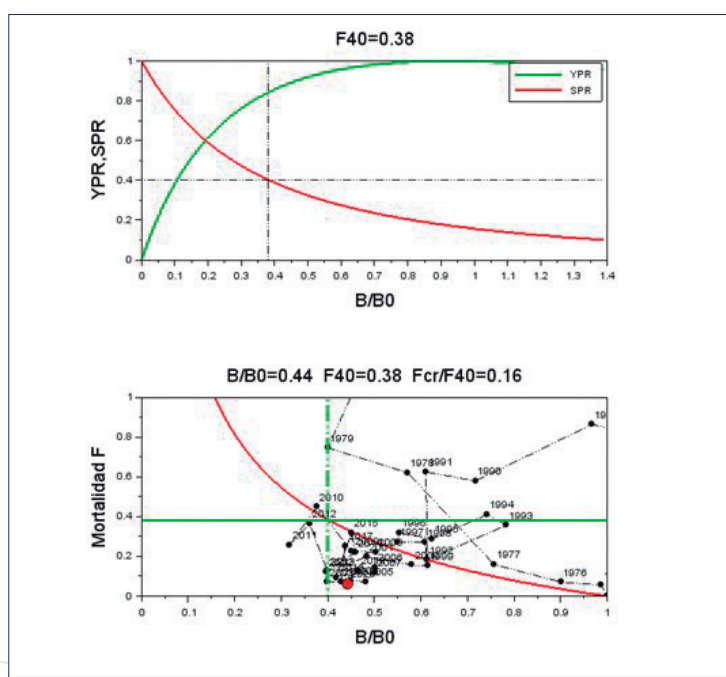


Figura P8. Curvas de biomasa y rendimiento por recluta (arriba), Puntos biológico de referencia y diagrama de Kobe (abajo). El círculo rojo representa la condición actual. Recurso **PINCHAGUA**.

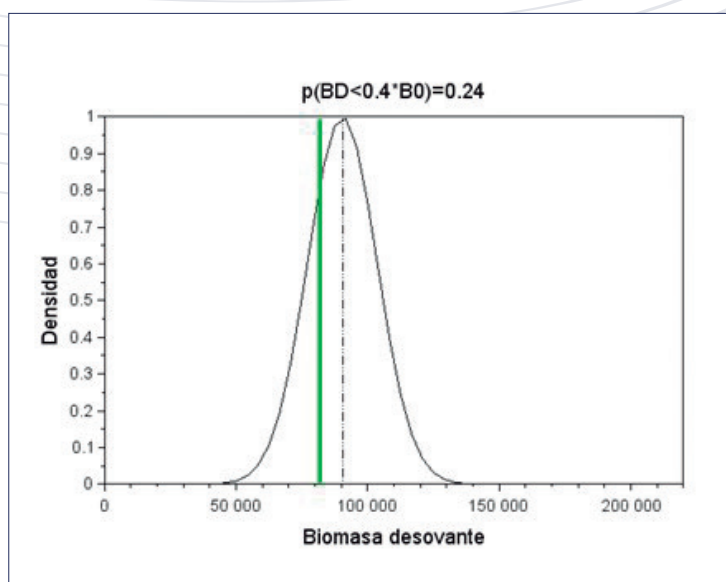


Figura P9. Distribución de la probabilidad de la biomasa desovante (línea negra) y su relación respecto del valor objetivo (línea verde). El título del gráfico representa la probabilidad de sobreexplotación. Recurso **PINCHAGUA**.

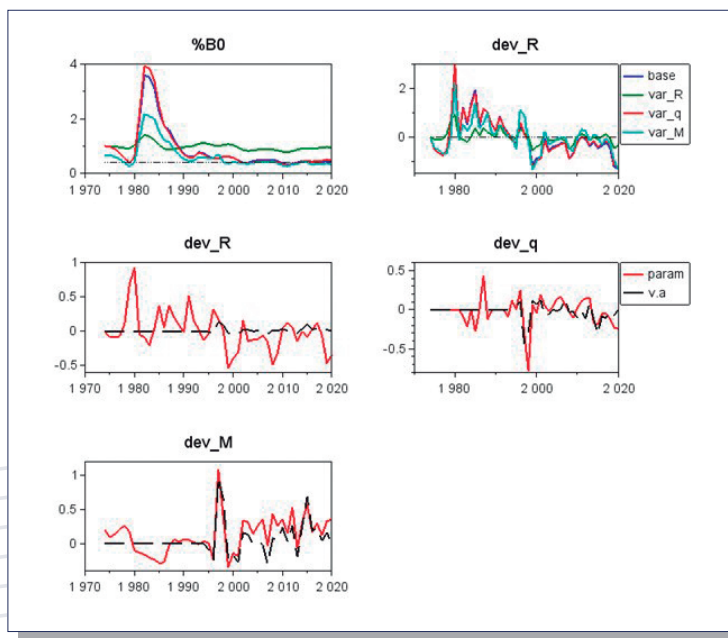


Figura P10. Proporción de biomasa desovante (%B0) y desvíos del reclutamiento para cuatro escenarios de evaluación del **efecto de la TSM** sobre el reclutamiento, la capturabilidad y la mortalidad natural (arriba). Anomalías logarítmicas del reclutamiento, capturabilidad y mortalidad natural, en relación con la variable ambiental (v.a.) (abajo). Recurso **PINCHAGUA**.

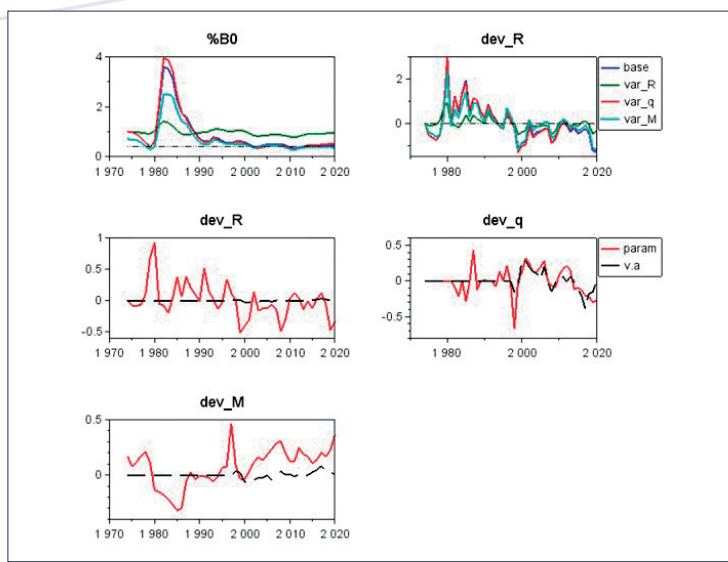


Figura P11. Proporción de biomasa desovante (%B0) y desvíos del reclutamiento para cuatro escenarios de evaluación del **efecto de la Clorofila** sobre el reclutamiento, la capturabilidad y la mortalidad natural (arriba). Anomalías logarítmicas del reclutamiento, capturabilidad y mortalidad natural, en relación con la variable ambiental (v.a.) (abajo). Recurso **PINCHAGUA**.



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

Año	Capturas (t)	CPUE	B.Acústica(t)
1974	0	0.000	0
1975	7599	0.000	0
1976	9119	0.000	0
1977	18237	0.000	0
1978	44074	0.000	0
1979	30396	0.000	0
1980	37994	0.000	0
1981	68390	0.000	0
1982	219849	1.000	0
1983	69155	1.337	0
1984	182074	0.000	0
1985	328074	0.664	0
1986	297721	0.000	0
1987	240577	1.229	0
1988	206766	1.268	0
1989	189789	1.232	0
1990	98632	1.000	0
1991	91622	0.000	0
1992	31016	0.000	0
1993	69247	0.952	0
1994	69892	1.271	0
1995	40910	0.815	0
1996	41041	1.147	130690
1997	37723	0.765	0
1998	40530	0.274	0
1999	22253	0.949	0
2000	20037	0.668	0
2001	20071	0.789	0
2002	10952	0.637	0
2003	6895	0.593	0
2004	8590	0.687	0
2005	8282	0.891	0
2006	16851	0.918	0
2007	14153	0.673	0
2008	25263	0.659	0
2009	22527	0.487	0
2010	35849	0.538	0
2011	20273	0.580	0
2012	33089	0.795	10200
2013	13191	0.776	31600
2014	23799	0.540	0
2015	32900	0.603	0
2016	9396	0.645	0
2017	25618	0.679	0
2018	7810	0.575	46109
2019	13983	0.504	76032
2020	6161	0.424	7482

Tabla P2. Estimaciones anuales del reclutamiento (Recl), biomasa desovante, mortalidad por pesca, índice de sobrepesca (F/F_{40}), proporción de B_0 de largo plazo (B/B_0), y proporción de B_0 dinámico (RPRdin) del recurso **PINCHAGUA**.

Año	Recl(#)	Biomasa(t)	F	F/F_{40}	B/B_0	RPRdin
1974	1362	204244	0.000	0.000	1.000	1.000
1975	463	201560	0.056	0.147	0.987	0.993
1976	719	184008	0.070	0.185	0.901	0.962
1977	629	154620	0.159	0.418	0.757	0.918
1978	793	116710	0.621	1.633	0.571	0.797
1979	2269	81689	0.746	1.964	0.400	0.615
1980	24247	117363	1.655	4.355	0.575	0.663
1981	1279	403524	2.718	7.153	1.976	0.845
1982	4607	736813	1.182	3.111	3.608	0.858
1983	2326	720370	0.216	0.568	3.527	0.745
1984	5683	644142	0.564	1.485	3.154	0.705
1985	9776	461365	1.706	4.489	2.259	0.550
1986	2203	358258	2.718	7.153	1.754	0.436
1987	4313	327145	2.401	6.320	1.602	0.386
1988	3895	253149	0.731	1.925	1.239	0.315
1989	2350	197440	0.863	2.271	0.967	0.265
1990	1791	146461	0.579	1.524	0.717	0.218
1991	3199	124686	0.625	1.645	0.610	0.217
1992	2042	125318	0.183	0.482	0.614	0.249
1993	1610	160051	0.358	0.941	0.784	0.353
1994	1195	151471	0.410	1.080	0.742	0.374
1995	1026	127396	0.288	0.758	0.624	0.362
1996	2283	113229	0.319	0.838	0.554	0.376
1997	1540	112348	0.272	0.715	0.550	0.417
1998	1237	124284	0.269	0.707	0.609	0.478
1999	416	125414	0.152	0.401	0.614	0.504
2000	565	118530	0.157	0.414	0.580	0.530
2001	569	98695	0.197	0.520	0.483	0.526
2002	1266	80765	0.122	0.322	0.395	0.525
2003	764	81305	0.070	0.184	0.398	0.594
2004	879	91805	0.078	0.205	0.449	0.688
2005	920	98489	0.072	0.190	0.482	0.742
2006	1017	102407	0.145	0.381	0.501	0.769
2007	1047	102167	0.120	0.315	0.500	0.752
2008	552	102616	0.221	0.581	0.502	0.738
2009	685	92121	0.226	0.596	0.451	0.670
2010	1107	76861	0.448	1.180	0.376	0.592
2011	1343	64896	0.256	0.675	0.318	0.511
2012	1204	73650	0.366	0.963	0.361	0.543
2013	867	81453	0.128	0.336	0.399	0.548
2014	1066	93716	0.218	0.573	0.459	0.599
2015	828	91965	0.320	0.841	0.450	0.585
2016	914	85461	0.093	0.244	0.418	0.554
2017	1033	89486	0.253	0.665	0.438	0.603
2018	843	87449	0.074	0.196	0.428	0.603
2019	387	94876	0.129	0.339	0.465	0.665
2020	360	90398	0.062	0.163	0.443	0.680



Tabla P3. Diferencia en la log-verosimilitud para las 6 fuentes de datos consideradas, número de parámetros, número de datos totales y criterio de Akaike (AIC) para cuatro escenarios de evaluación del efecto de variables ambientales sobre el reclutamiento (2), la capturabilidad (3) y la mortalidad natural (4).

Temperatura superficial del mar

Caso	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	npars	ndata	AIC
1	31.65	5.80	0.96	36.15	1.43	108	1163	18169
2	41.37	7.42	0.00	130.27	3.71	109	1163	18385
3	0.00	5.79	0.87	28.82	1.29	156	1163	18213
4	20.47	0.00	0.43	0.00	0.00	156	1163	18181

Clorofila

Caso	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	npars	ndata	AIC
1	31.17	2.90	0.96	15.00	0.19	108	1163	18169
2	40.52	4.51	0.00	109.49	2.43	109	1163	18385
3	0.00	3.50	0.89	5.88	0.00	156	1163	18211
4	23.58	0.00	0.52	0.00	0.00	156	1163	18239

Tabla P4. Biomasa virginal (B0), reclutamiento de largo plazo (R0), mortalidad por pesca (F), proporción de B0 del año más reciente y log-verosimilitud (log-L) para cuatro escenarios de evaluación del efecto de variables ambientales sobre el reclutamiento (2), la capturabilidad (3) y la mortalidad natural (4).

Temperatura superficial del mar

Caso	B0 (t)	R0(#)	F	%B0	log-L
1	204244	1362	0.062	0.443	8965
2	1916670	13660	0.003	0.951	9072
3	204963	1365	0.056	0.488	8926
4	288479	1762	0.067	0.324	8910

Clorofila

Caso	B0 (t)	R0(#)	F	%B0	log-L
1	204244	1362	0.062	0.443	8965
2	1854180	13239	0.003	0.945	9072
3	203198	1353	0.053	0.520	8925
4	239000	1581	0.074	0.347	8939

4.9 Sardina redonda (*OEttrumeus teres*)

La pesquería de sardina redonda tuvo su mayor expresión durante la década de los 90's con récord cercano a las 60 mil toneladas. No fue sino hasta inicios de la década del 2000 que sus capturas disminuyeron de manera abrupta, y salvo episodios de repuntes puntuales en torno al 2015, su historia más reciente ha estado dominado por bajos niveles de desembarques menores a 3 mil toneladas promedio anuales (**Figura SR1, Tabla P1**). No obstante, el programa de seguimiento y levantamiento de información ha sido sistemática y permite un análisis en base a un modelo integrado de evaluación de stock y cuyos resultados se resumen a continuación.

El desempeño del modelo al índice de abundancia CPUE se observa muy adecuado, representando los principales cambios traducidos en una sostenida disminución entre 1995 y 2005, y dos períodos de abundancia; uno de altas densidades previo al año 2000, seguido de otro y hasta la actualidad con bajos niveles (**Figura SR1**). Por su parte, la señal acústica muestra cierta discrepancia con los datos, e indicando que la biomasa debería haber sido mayor a la reportada los últimos dos años de la serie 2019-2020. En cuanto a la bondad de ajuste del modelo, esta se verifica dado que en la mayoría de los casos el valor esperado (líneas rojas) está incluido en la amplitud de los intervalos de confianza de los datos. Al igual que la CPUE, en la pesquería se observan dos períodos de productividad en las capturas y consistentes con las composiciones de tallas promedio de las capturas, las que han mostrado una tendencia general a la disminución (Figura SR2). Existen dos posibles

explicaciones para comprender este tipo de resultados; una es el efecto de juvenilización de las composiciones de tallas producto de la explotación, y la otra son normas de reacción fenotípica en respuesta a cambios de régimen ambiental. Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica que el modelo logra reproducir medianamente, no obstante, el error de observación inherente, y del paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura SR3**). A diferencia de los otros recursos, se observa un mejor nivel de ajuste a las composiciones de tallas del crucero respecto a lo indicado de las estimaciones de biomasa. Esta inconsistencia puede deberse a una discordancia entre la distribución del recurso versus la zona de evaluación acústica, o el error de observación de una medición puntal versus un proceso de escala anual. (**Figura SR2, SR3**). Por su lado, el patrón de selectividad muestra tres períodos de distinta extensión de años, en el cual y para en el período más reciente y extenso (2000-2020), se han observado mayor presencia de individuos menores a 20 cm. Contrariamente, a inicios de la pesquería y década de los 90's predominaban mayoritariamente individuos por sobre los 20 cm. Por su parte, la selectividad de los cruceros muestra que los individuos mayores a 22 cm se encuentran completamente disponibles a estos (**Figura SR4**).

El análisis de las variables poblacionales indica que la biomasa de *OEttrumeus teres* ha presentado dos períodos de abundancia. Un primer período que cubre principalmente la década de los 90's con altos niveles de productividad poblacional y biomasa desovante promedio de 25 mil toneladas, y otro de los últimos 20 años con biomasa por



debajo de las 5 mil toneladas y fluctuando por debajo de su valor considerado de referencia (40% B0). El nivel de reducción poblacional al 2020 se estima a un 23% de la biomasa virginal (Figura SR7, Tabla SR2). La presión de pesca en los últimos 20 años ha sido errática y en general con largos períodos de mortalidad por pesca por sobre su valor de referencia ($F > F_{40\%}$) (Figura SR5), explicando de paso el estado de la población igualmente influenciada por un régimen de baja productividad de sus reclutamientos. En efecto, se destaca que el desarrollo de esta pesquería ha estado muy ligada a las fluctuaciones del reclutamiento, particularmente durante los años 90's, período en el cual se registraron eventos de grandes pulsos de reclutamientos y anomalías positivas que dominaron hasta fines de esa década, seguido de un notable cambio de escala en cuyo caso el valor promedio de los reclutamientos ha disminuido notablemente (Figura SR5, SR6). No obstante, destaca una leve recuperación de los reclutamientos con anomalías positivas que se habrían registrado en el período 2012-2017. Si bien la estimación de los reclutamientos hacia los años más recientes es incierta, esta tendencia debería ser verificada con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. El reclutamiento de este recurso se estima con talla modal en torno a 15 cm (Figura SR6).

El diagnóstico de la población indica que la biomasa se ubica por debajo del objetivo (23% B0), mientras el potencial desovante alcanza el 33% de la biomasa que hubiese existido sin pesca (Figura SR7). Mientras el primero de esto muestra solo un valor relativo a un nivel de referencia de largo plazo, el segundo ratifica que no obstante un régimen de bajos reclutamientos, la presión de pesca

ha sido excesiva para este régimen de baja productividad (Figura SR5). No obstante, dada la notable reducción de las capturas, el diagrama de Kobe muestra que si bien la población se encontraría con evidencias de sobreexplotación ($B/B_0 < 0.4$), esta no registraría evidencias de sobrepesca ($F < F_{40\%}$), con una mortalidad por pesca equivalente al 27% de su valor límite (Figura SR8, Tabla SR2). La incertidumbre de estimación indica que el riesgo latente de sobreexplotación al 2020 se estima del 100% (Figura SR9).

Finalmente, y del mismo modo a los recursos anteriores, se realiza un análisis de sensibilidad con el fin de evaluar el efecto de variables ambientales TSM y Clo-a, sobre la variabilidad interanual de ciertos procesos poblacionales: reclutamientos (Caso 2), capturabilidad (Caso 3) y mortalidad natural (Caso 4) (Figura SR10, SR11). En todos los casos analizados, el diagnóstico %B0 basado en la TSM y Clo-a indican que el valor de biomasa es menor al objetivo. El análisis de log-verosimilitud del modelo (II) señala que ambas variables ambientales TSM y Clo-a afectarían principalmente la mortalidad natural del recurso (Caso 3), lo cual se refleja por los menores valores de II (Tabla SR3). En este plano se destaca que, al incluir forzantes ambientales, el ajuste del modelo mejora notablemente para los datos de cruceros, desembarques y las composiciones de tallas, y de manera igualmente significativa en el ajuste de la CPUE (SR3). Como consecuencia de este análisis, la estimación de la biomasa virginal y la mortalidad por pesca del año más reciente se incrementan comparativamente al escenario base (Caso 1), y con esto, el diagnóstico poblacional empeora con una relación %B0 en torno al 14% (Tabla SR4).

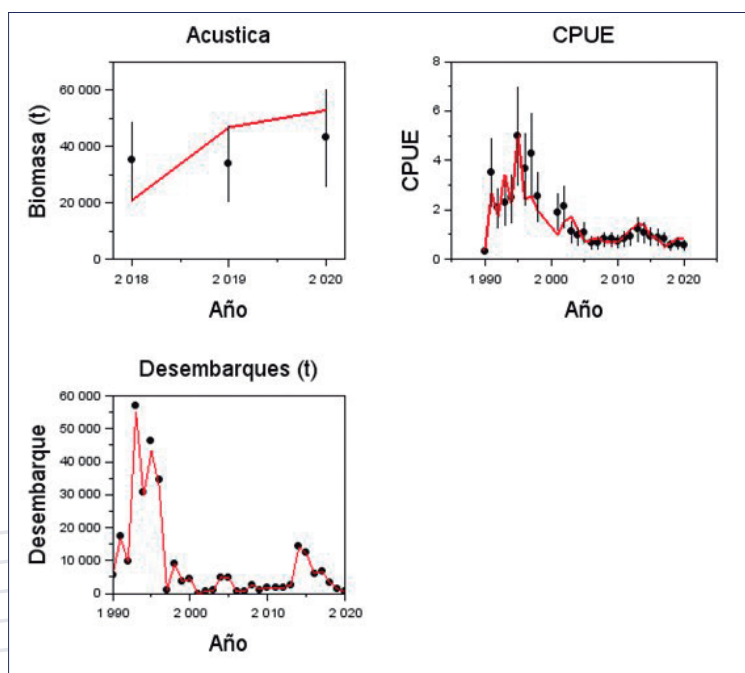


Figura SR1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **SARDINA REDONDA**.

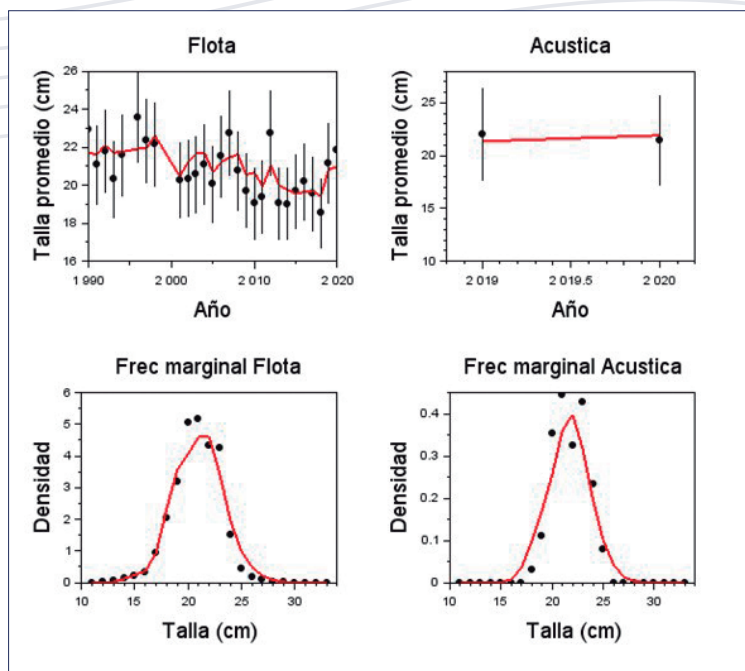


Figura SR2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de **SARDINA REDONDA**.

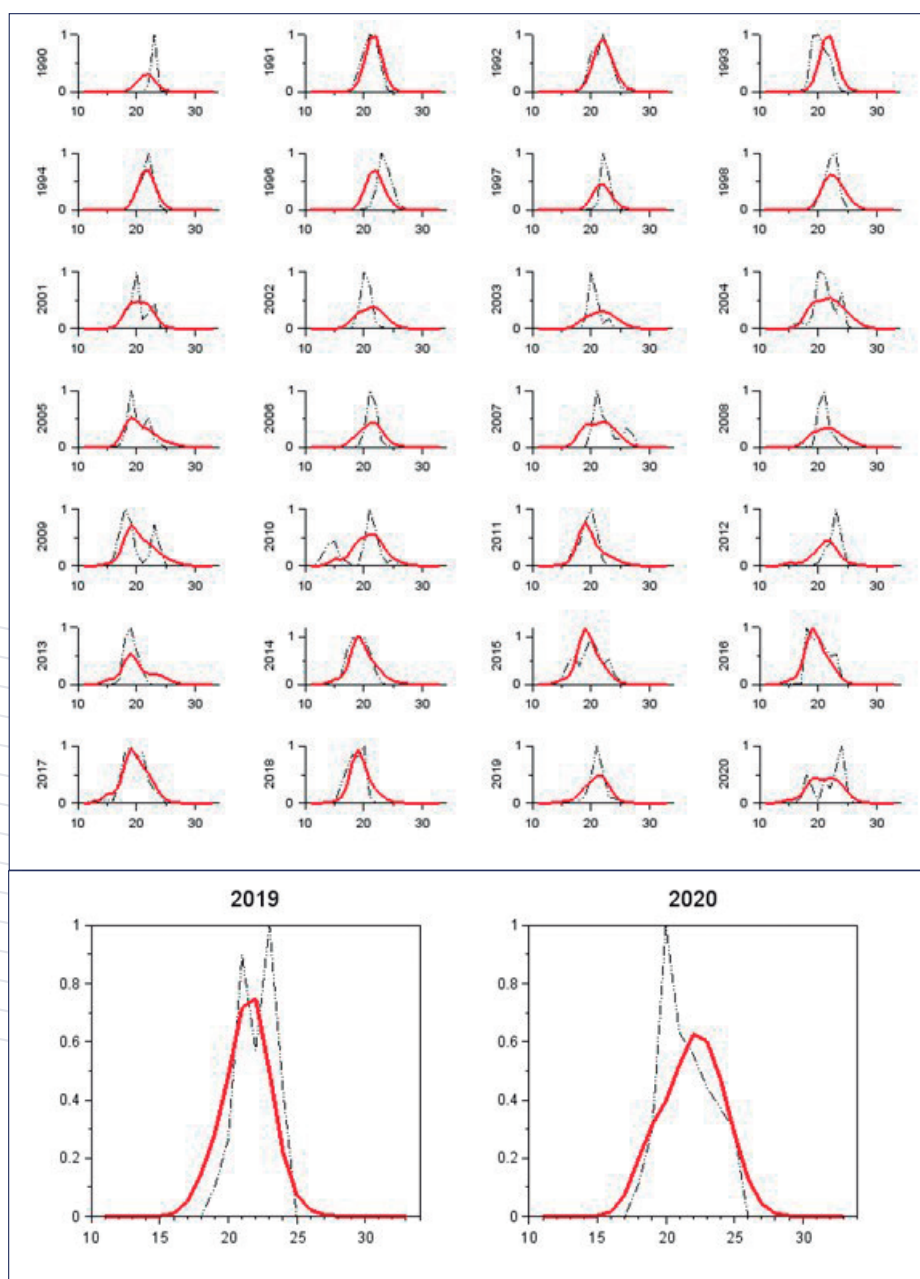


Figura SR3. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales y a los cruceros acústicos (abajo) de **SARDINA REDONDA**.

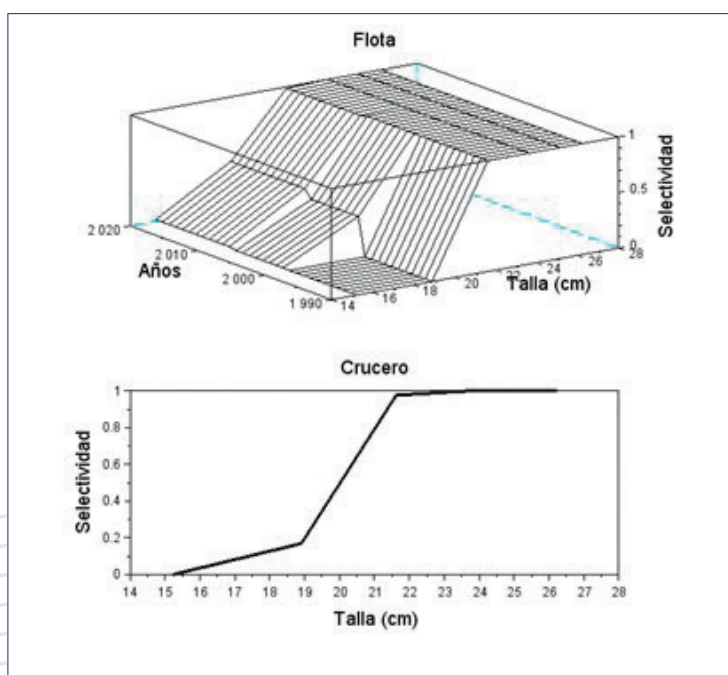


Figura SR4. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba) y los cruceros acústicos (abajo) de **SARDINA REDONDA**.

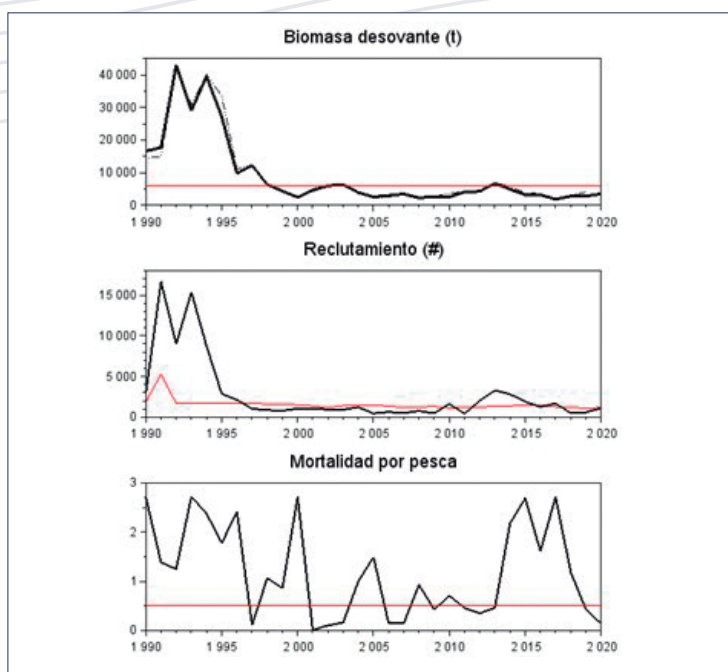


Figura SR5. Biomasa desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca de **SARDINA REDONDA**. Las líneas rojas representan valores de referencia (objetivos de manejo para BD y F) y reclutamiento esperado. La línea delgada segmentada corresponde a la evaluación de stock 2020.

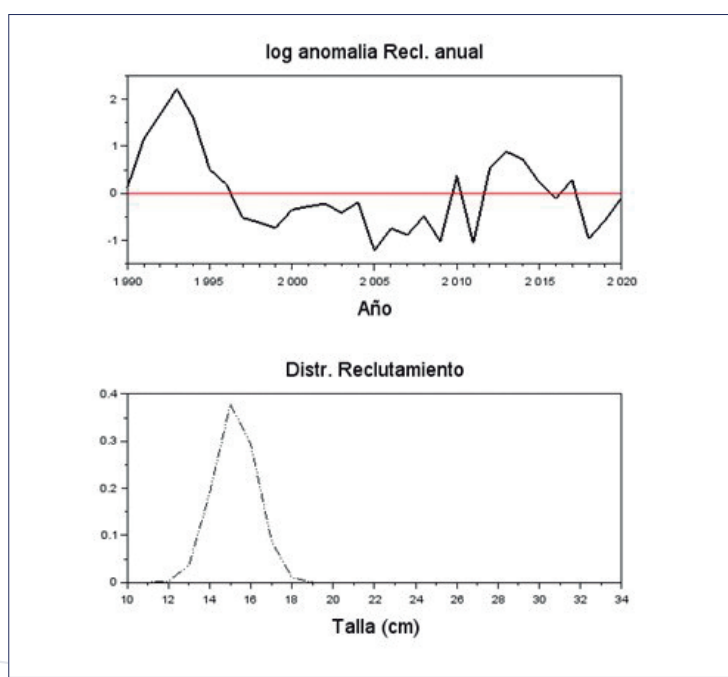


Figura SR6. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales (arriba) y distribución de tallas del reclutamiento (abajo) de **SARDINA REDONDA**.

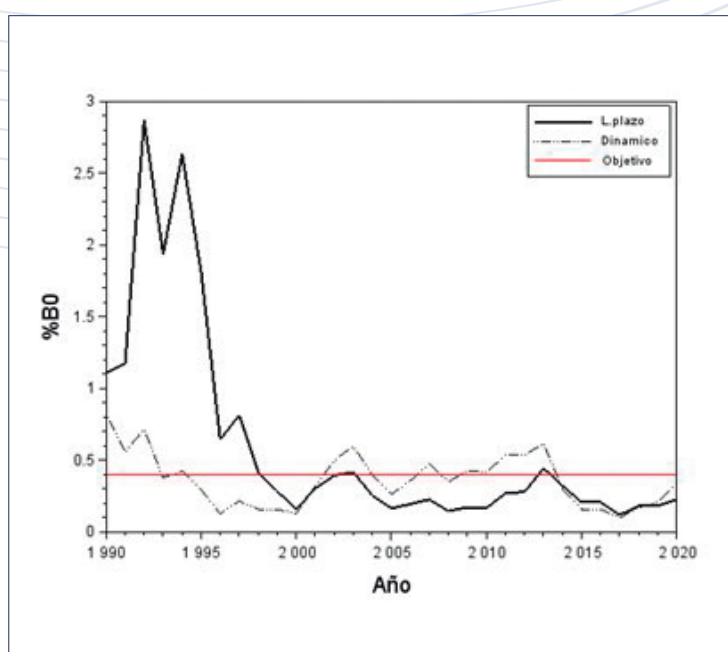


Figura SR7. Variación anual de la proporción de la biomasa virginal de largo plazo, dinámica y valor objetivo de **SARDINA REDONDA**.

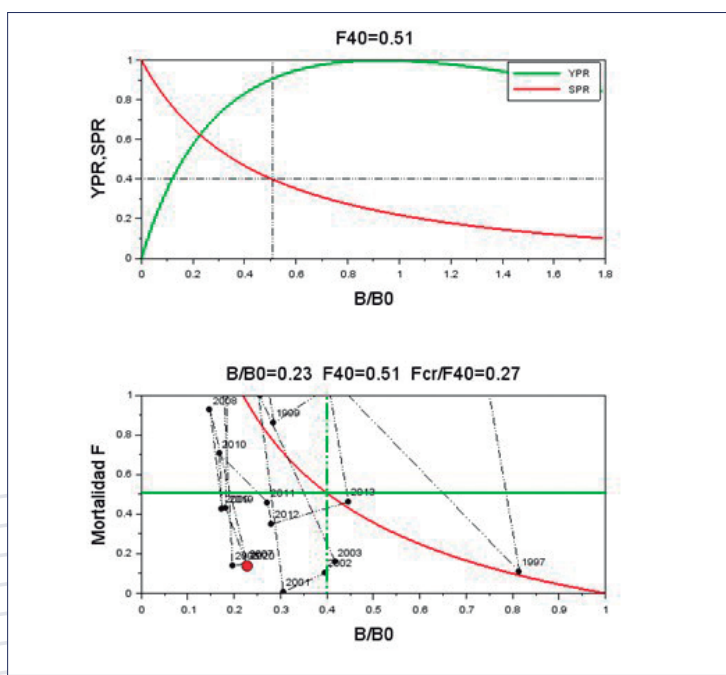


Figura SR8. Curvas de biomasa y rendimiento por recluta (arriba), Puntos biológico de referencia y diagrama de Kobe (abajo). El círculo rojo representa la condición actual. Recurso **SARDINA REDONDA**.

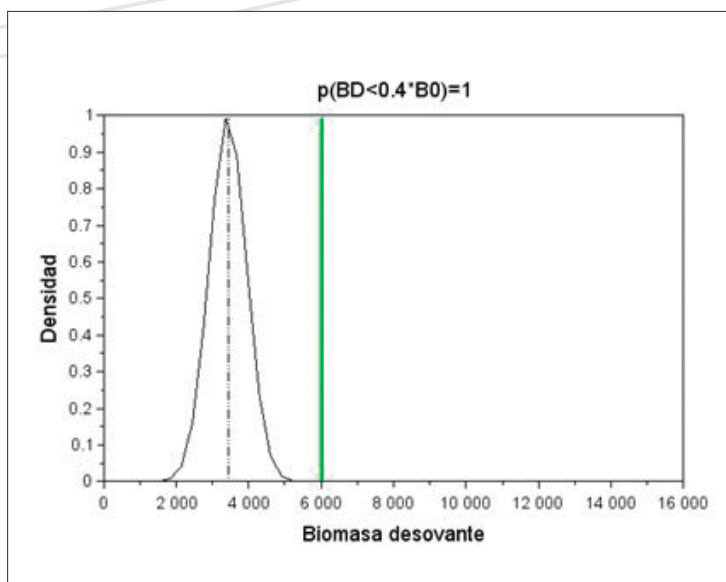


Figura SR9. Distribución de la probabilidad de la biomasa desovante (línea negra) y su relación respecto del valor objetivo (línea verde). El título del gráfico representa la probabilidad de sobreexplotación. Recurso **SARDINA REDONDA**.

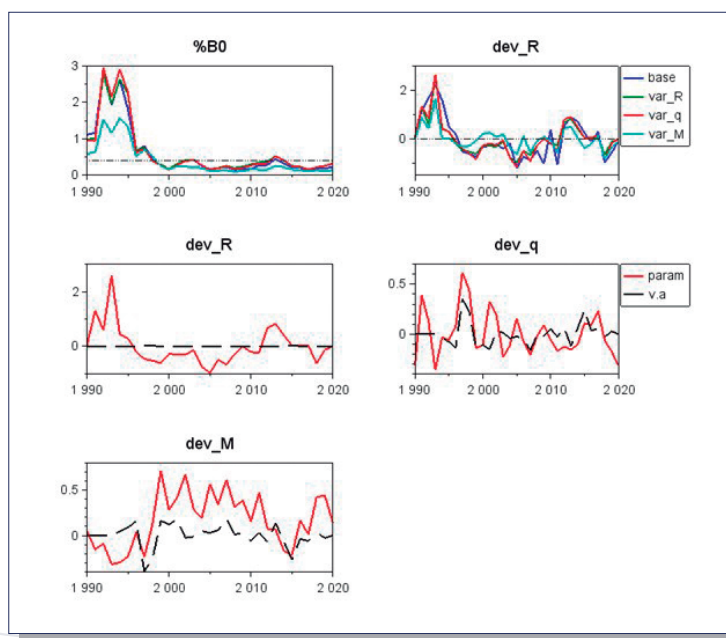


Figura SR10. Proporción de biomasa desovante (%B0) y desvíos del reclutamiento para cuatro escenarios de evaluación del **efecto de la TSM** sobre el reclutamiento, la capturabilidad y la mortalidad natural (arriba). Anomalías logarítmicas del reclutamiento, capturabilidad y mortalidad natural, en relación con la variable ambiental (v.a.) (abajo). Recurso **SARDINA REDONDA**.

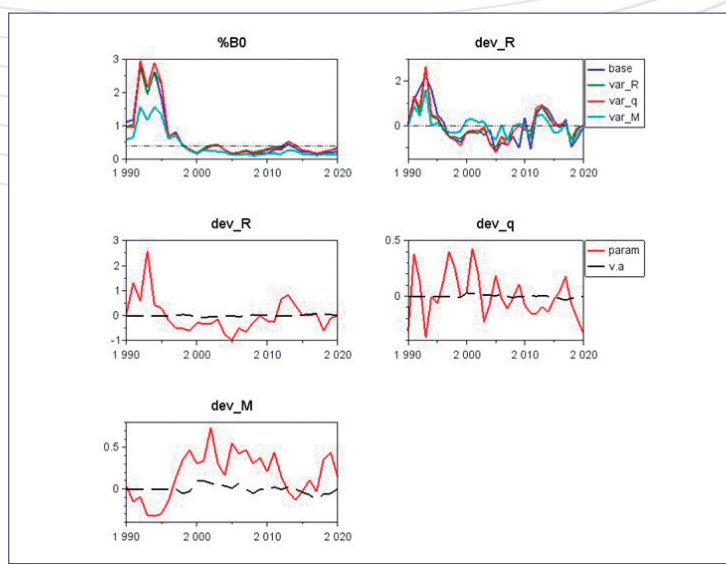


Figura SR11. Proporción de biomasa desovante (%B0) y desvíos del reclutamiento para cuatro escenarios de evaluación del **efecto de la Clorofila** sobre el reclutamiento, la capturabilidad y la mortalidad natural (arriba). Anomalías logarítmicas del reclutamiento, capturabilidad y mortalidad natural, en relación con la variable ambiental (v.a.) (abajo). Recurso **SARDINA REDONDA**.

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

Año	Capturas (t)	CPUE	B.Acústica(t)
1990	5471	0.327	0
1991	17180	3.532	0
1992	9688	2.075	0
1993	57063	2.291	0
1994	30748	2.471	0
1995	46253	5.006	0
1996	34349	3.640	0
1997	1095	4.246	0
1998	8873	2.525	0
1999	3636	0.000	0
2000	4415	0.000	0
2001	28	1.908	0
2002	613	2.132	0
2003	1068	1.114	0
2004	4901	0.962	0
2005	4629	1.078	0
2006	433	0.686	0
2007	520	0.649	0
2008	2632	0.805	0
2009	1154	0.794	0
2010	1903	0.719	0
2011	1760	0.822	0
2012	1653	0.899	0
2013	2650	1.213	0
2014	14167	1.075	0
2015	12365	0.930	0
2016	5974	0.889	0
2017	6841	0.817	0
2018	3324	0.577	35000
2019	1434	0.634	34000
2020	475	0.582	43059



Tabla SR2. Estimaciones anuales del reclutamiento (Recl), biomasa desovante, mortalidad por pesca, índice de sobrepesca (F/F_{40}), proporción de B0 de largo plazo (B/B_0), y proporción de B0 dinámico (RPRdin) del recurso **SARDINA REDONDA**.

Año	Recl(#)	Biomasa(t)	F	F/F_{40}	B/B_0	RPRdin
1990	2969	16671	2.708	5.310	1.110	0.825
1991	16678	17657	1.382	2.710	1.176	0.560
1992	8984	43078	1.248	2.448	2.868	0.719
1993	15383	29071	2.718	5.330	1.936	0.379
1994	8720	39583	2.373	4.654	2.636	0.425
1995	2872	27199	1.775	3.480	1.811	0.295
1996	2121	9722	2.415	4.736	0.647	0.129
1997	1024	12234	0.108	0.212	0.815	0.218
1998	856	6285	1.065	2.088	0.419	0.159
1999	782	4288	0.861	1.689	0.285	0.160
2000	1053	2402	2.718	5.330	0.160	0.129
2001	1039	4596	0.007	0.014	0.306	0.323
2002	928	5946	0.103	0.202	0.396	0.500
2003	923	6278	0.158	0.310	0.418	0.601
2004	1214	3833	0.996	1.952	0.255	0.396
2005	440	2499	1.491	2.924	0.166	0.263
2006	633	2953	0.141	0.276	0.197	0.359
2007	485	3422	0.150	0.294	0.228	0.478
2008	761	2224	0.926	1.816	0.148	0.352
2009	466	2614	0.427	0.838	0.174	0.429
2010	1619	2523	0.704	1.380	0.168	0.417
2011	410	4088	0.457	0.895	0.272	0.538
2012	2008	4215	0.349	0.685	0.281	0.538
2013	3287	6696	0.461	0.904	0.446	0.619
2014	2814	4852	2.178	4.271	0.323	0.301
2015	1901	3147	2.685	5.265	0.210	0.161
2016	1262	3138	1.612	3.161	0.209	0.160
2017	1682	1804	2.718	5.330	0.120	0.101
2018	478	2757	1.181	2.315	0.184	0.171
2019	581	2743	0.429	0.841	0.183	0.213
2020	1102	3429	0.139	0.272	0.228	0.335

Tabla SR3. Diferencia en la log-verosimilitud para las 6 fuentes de datos consideradas, número de parámetros, número de datos totales y criterio de Akaike (AIC) para cuatro escenarios de evaluación del efecto de variables ambientales sobre el reclutamiento (2), la capturabilidad (3) y la mortalidad natural (4).

Temperatura superficial del mar

Caso	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	npars	ndata	AIC
1	17.03	0.52	2.23	50.73	0.00	81	753	6222
2	35.15	1.11	4.60	42.72	0.73	82	753	6252
3	0.00	1.01	0.62	14.41	2.58	113	753	6202
4	11.10	0.00	0.00	0.00	2.97	113	753	6193

Clorofila

Caso	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	npars	ndata	AIC
1	16.81	0.54	2.27	50.05	0.00	81	753	6222
2	35.05	1.20	4.53	42.99	0.78	82	753	6254
3	0.00	1.03	0.71	12.03	2.58	113	753	6200
4	9.02	0.00	0.00	0.00	2.82	113	753	6191

Tabla SR4. Biomasa virginal (B0), reclutamiento de largo plazo (R0), mortalidad por pesca (F), proporción de B0 del año más reciente y log-verosimilitud (log-L) para cuatro escenarios de evaluación del efecto de variables ambientales sobre el reclutamiento (2), la capturabilidad (3) y la mortalidad natural (4).

Temperatura superficial del mar

Caso	B0 (t)	R0(#)	F	%B0	log-L
1	15019	1660	0.139	0.228	3020
2	15063	2152	0.110	0.332	3034
3	14600	2045	0.111	0.315	2968
4	26517	3639	0.142	0.137	2964

Clorofila

Caso	B0 (t)	R0(#)	F	%B0	log-L
1	15019	1660	0.139	0.228	3020
2	15156	2165	0.10	0.345	3035
3	14484	2030	0.112	0.317	2967
4	25994	3559	0.141	0.140	2962



5. Discusión y conclusiones

Se realiza el diagnóstico y evaluación de stock de pelágicos pequeños del Ecuador con información biológica pesquera actualizada al 2020. Los análisis fueron realizados en base a distintos tipos de modelos de evaluación, los cuales dependieron de la calidad y suficiencia de los datos disponibles. Un primer modelo para pesquerías de data-pobre, corresponde a casos en los cuales no se dispone de índices de abundancia y el examen se realiza solo a partir de las composiciones de tallas de las capturas (modelo LBPA). Un segundo modelo para pesquería de data intermedia consideró aquellos casos en que la información de composiciones de tallas es deficitaria, pero se dispone de series de capturas y esfuerzo de pesca (modelo MBD). Un tercer modelo integrado para data completa (modelo MESTOCKL) fue empleado en la mayoría de los casos, en los cuales la información está compuesta por series de capturas, índices de abundancia estandarizados y composiciones de tallas de las capturas. Para este último caso, el modelo fue modificado con el fin de extender los análisis al efecto de variables ambientales sobre tres procesos relevantes de la población: reclutamiento, disponibilidad/capturabilidad y mortalidad natural.

Exceptuando el análisis basado en LBPA (roncador), para el restante de los recursos se entregan series de tiempo con estimados anuales de biomasa, reclutamientos, mortalidad por pesca y la condición de los recursos respecto de Puntos Biológicos de Referencia (PBR). Como valor proxy al

Rendimiento Máximo Sostenible se acuerda mantener como referencia de sobreexplotación una biomasa equivalente al 40% de la biomasa desovante virginal. Consecuentemente, se establece como criterio de sobrepesca la mortalidad por pesca $F_{40\%}$.

Conforme a lo recomendado por Mintervera (2019) y a lo realizado en la evaluación previa, las series de biomasa acústica fueron empleadas como índice relativo con el fin de calibrar las variaciones de la biomasa disponible al momento del crucero. El ajuste en general es deficitario y en pocos casos las señales acústicas brindan información sobre los cambios en la población. En general, los resultados sugieren que la biomasa acústica podría estar sobreestimada si se considera que la escala de biomasa poblacional en muchos casos resultó ser inferior a las estimaciones acústicas. Este tipo de problemas son frecuentes en los indicadores poblacionales derivado de cruceros de evaluación, por lo que resulta necesario un comprensivo examen de su diseño de muestreo y del procedimiento de estimación. Del mismo modo, resulta necesario incluir cambios en el modelo con el fin de considerar el momento diferenciado que ha presentado el crucero entre años. Del mismo modo y a falta de mayor conocimiento sobre la distribución y dinámica espacial de algunos recursos, en la evaluación se supuso que las poblaciones analizadas constituyen unidades poblacionales cerradas en aguas ecuatorianas y las capturas junto a los reclutamientos son los principales determinantes en las variaciones de la biomasa desovante.

Sin perjuicio de las diversas fuentes de incertidumbre que rodean a la evaluación de stock, las que pasan, por ejemplo, en mejorar la comprensión del efecto/sesgo en la evaluación de géneros de Botella y Pinchagua, y de la distribución espacial de las poblaciones como unidades de manejo, los resultados mostraron consistencia respecto del primer diagnóstico realizado por Canales et al., (2019) y de su posterior evolución como consecuencia del mayor o menor nivel de capturas. Esta consistencia se relaciona con la recuperación relativa de los indicadores ante la disminución de la presión de pesca observada desde el 2017. Para todos los escenarios y modelos analizados, los resultados mostraron que las poblaciones de pelágicos pequeños del Ecuador en general confirman su mejoría explicada por el aumento de la proporción de biomasa virginal, y la reducción de la mortalidad por pesca respecto de la mortalidad por pesca de referencia. Esta recuperación se ha debido entre otras a la disminución tanto de las capturas como del número efectivos de días de operación de la flota. El indicador de reducción de stock (B/B_0) muestra que, en promedio, entre el 2017 y el 2020 las poblaciones duplicaron su biomasa pasando de 0.18 a 0.37, en tanto el índice de sobrepesca F/F_{40} se redujo de 1.26 a 0.94. Cabe mencionar que al año 2020 y como consecuencia del aumento de las capturas en algunas especies, el indicador F/F_{40} aumento respecto del 2019, aproximándose en promedio al valor límite. El número de especies sin sobreexplotación ($B/B_0 > 0.4$) se mantuvo respecto del 2019 con un 44%, y estuvo compuesta por las especies Chuhueco, Pinchagua, Trompeta y Corbata. A diferencia del 2019, la población del recurso

Botella que hasta ese año se mostraba por sobre la biomasa de referencia, al reciente aumento de sus capturas determino que al 2020 el stock cayera a un estado de ligera sobreexplotación ($B/B_0 = 0.38$) pero notable sobrepesca ($F/F_{40} = 2.04$). En términos generales, el incremento de la mortalidad por pesca se observó en toda la pesquería y la sobrepesca alcanzó el 44% de las especies. Las especies más disminuidas correspondieron a sardina redonda ($B/B_0 = 0.23$) y el roncador ($B/B_0 = 0.25$), no obstante, en estas dos especies no hay evidencias de sobrepesca lo cual permitiría su recuperación.

Por otro lado, y de manera inédita en la región, la evaluación de stock consideró la incorporación de las variables ambientales como forzantes en la variabilidad de procesos poblacionales claves como es el reclutamiento, la disponibilidad / capturabilidad y la mortalidad natural. El modelo fue modificado y tres hipótesis alternativas fueron contrastadas respecto del modelo base (sin consideraciones ambientales). Para estos efectos se consideró la variabilidad de la TSM y la clorofila Clo-a como factores determinantes, las cuales muestran en los últimos años anomalías ligeramente cálidas en la TSM y notablemente negativas en Clo-a. Estas variables afectarían proporcionalmente a la mortalidad natural y capturabilidad de las especies analizadas, alterando de paso la percepción respecto del estado de las poblaciones. En este contexto, los resultados mostraron que la incorporación de las variables ambientales mejora el ajuste del modelo a los datos y que la variabilidad de la TSM y Clo-a afectan principalmente la mortalidad natural de las especies Botella, Chuhueco y Sardina redonda, generando



menores estimaciones de biomasa y una estimación del estado poblacional peor al indicado en el modelo base. Por otro lado, las mismas variables afectarían de manera distinta a otras especies, generando cambios en la disponibilidad/capturabilidad de la Macarela, Picudillo y Pinchagua, pero sin mayores efectos en el estado de sus poblaciones. Lo anterior se explica porque efectos en la disponibilidad no generan efectos en la abundancia, particularmente cuando las anomalías negativas de la Clo-a podrían permitir menor capturabilidad, menores capturas y por ende mayor escape de individuos de la pesca.

Finalmente, y con el fin de asegurar la recuperación y estabilidad de estas poblaciones, se sugiere evitar incrementos en el nivel de esfuerzo de pesca que no estén directamente relacionados con el estado y fluctuaciones en que se encuentren estas

poblaciones. Los factores ambientales pueden generar el aumento en la disponibilidad y concentración de los recursos, y una falsa sensación de aumentos en la biomasa, y con esto un incremento de la mortalidad por pesca más allá de los límites recomendables. En este sentido, la aplicación de una regla de control de capturas/esfuerzo en función de los cambios de los stocks es la forma adecuada para un manejo sostenible, considerando, por ejemplo, lo propuesto por Canales (2020) en el marco del desarrollo del Plan de Acción y Manejo de la pesquería SPF del Ecuador (SRP, 2020). En este sentido, resulta relevante fortalecer la vigilancia y seguimiento de las pesquerías que realiza el IPIAP, por cuanto representan los insumos fundamentales para el manejo sostenible de las pesquerías de pelágicos pequeños del Ecuador.

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., 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://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0165783620303271?via%3Dihub>
- 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://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2211464513000298?via%3Dihub>



- 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.
- 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
- 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. **Readying California Fisheries for Climate Change.** June, 58. http://www.oceansciencetrust.org/wp-content/uploads/2016/06/Climate-and-Fisheries_GuidanceDoc.pdf
- 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).
- 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. <https://www.espae.edu.ec/publicaciones/estudios-industriales-orientacion-estrategica-para-la-toma-de-decisiones-industria-de-pesca/>
- 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 A. Modelos Lineales Generalizados (GLM) ajustado a los datos de la operación de pesca en pelágicos pequeños del Ecuador

Tabla A1. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Botella.**

Call:

```
glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link = "identity"),
```

```
subset = aux)
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.8198	-0.7178	0.0035	0.7214	3.1737

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.56054	0.52209	4.904	9.43e-07 ***
Zona2	0.30622	0.16621	1.842	0.0654 .
Zona3	0.15091	0.16584	0.910	0.3629
Year1990	-0.45076	0.56604	-0.796	0.4258
Year1992	-0.08096	0.63892	-0.127	0.8992
Year1997	-0.03778	0.58567	-0.065	0.9486
Year1999	0.38380	0.50895	0.754	0.4508
Year2000	-0.28971	0.49891	-0.581	0.5615
Year2001	0.72454	1.10665	0.655	0.5127
Year2002	-0.57136	0.62089	-0.920	0.3575
Year2003	-0.48718	0.51333	-0.949	0.3426
Year2004	-0.53187	0.49615	-1.072	0.2837
Year2005	-0.57172	0.49835	-1.147	0.2513
Year2006	-0.68447	0.49640	-1.379	0.1679
Year2007	-0.57144	0.49588	-1.152	0.2492
Year2008	-0.69453	0.49600	-1.400	0.1614
Year2009	-0.53942	0.49557	-1.088	0.2764
Year2010	-0.74312	0.49551	-1.500	0.1337
Year2011	-0.48337	0.49545	-0.976	0.3293
Year2012	-0.11280	0.49549	-0.228	0.8199
Year2013	-0.54951	0.49579	-1.108	0.2677
Year2014	-0.61903	0.49567	-1.249	0.2117
Year2015	-0.53133	0.49550	-1.072	0.2836
Year2016	-0.46452	0.49555	-0.937	0.3486
Year2017	-0.61037	0.49547	-1.232	0.2180
Year2018	-0.74372	0.49543	-1.501	0.1333
Year2019	-0.68314	0.49547	-1.379	0.1680
Year2020	-0.76271	0.49567	-1.539	0.1239
buque2	0.37846	0.01909	19.824	< 2e-16 ***
buque3	0.50305	0.02054	24.486	< 2e-16 ***
buque4	0.65362	0.02381	27.450	< 2e-16 ***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9797101)

Null deviance: 27669 on 26460 degrees of freedom

Residual deviance: 25894 on 26430 degrees of freedom

AIC: 74584

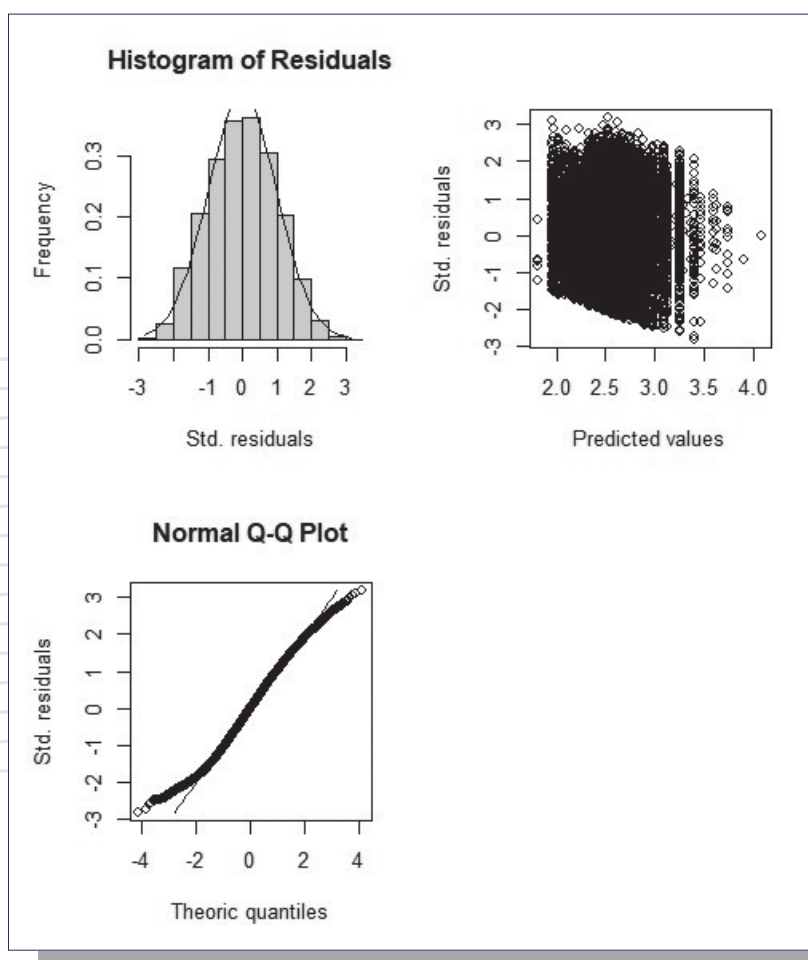


Figura A1. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Botella.**



Tabla A2. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. Recurso **Chuhueco**.

Call:

glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link = "identity"), subset = aux)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.6006	-0.6440	0.0848	0.6954	2.4525

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	3.1865404	0.6867783	4.640	3.57e-06 ***
Zona2	-0.9080592	0.2715798	-3.344	0.000833 ***
Zona3	-0.5971595	0.2638877	-2.263	0.023680 *
Year1984	0.1908081	1.1746019	0.162	0.870962
Year1985	1.1780174	0.8082509	1.457	0.145041
Year1986	0.5569237	0.7359396	0.757	0.449232
Year1987	1.1962979	0.7139599	1.676	0.093879 .
Year1988	-0.2301788	0.8800861	-0.262	0.793685
Year1989	0.3054111	0.7397841	0.413	0.679742
Year1990	0.0644471	0.7499820	0.086	0.931524
Year1991	0.0943835	0.7325738	0.129	0.897491
Year1992	0.1053156	0.7502064	0.140	0.888363
Year1993	0.8902522	0.7402736	1.203	0.229186
Year1994	0.2655326	0.8359785	0.318	0.750778
Year1995	1.0921162	0.7894619	1.383	0.166611
Year1997	0.4585963	0.6931528	0.662	0.508251
Year1998	0.1403745	0.6939739	0.202	0.839708
Year1999	0.5241135	0.7107789	0.737	0.460925
Year2000	0.3456343	0.6894100	0.501	0.616147
Year2001	0.3630587	0.6959554	0.522	0.601922
Year2002	0.7559447	0.7358752	1.027	0.304339
Year2003	1.0645521	0.7398368	1.439	0.150238
Year2004	0.2890674	0.6962794	0.415	0.678042
Year2005	0.2256408	0.6884856	0.328	0.743125
Year2006	0.3731022	0.6884188	0.542	0.587862
Year2007	0.3537523	0.7000115	0.505	0.613333
Year2008	1.3486898	0.6890937	1.957	0.050377 .
Year2009	0.0077594	0.6900127	0.011	0.991028
Year2010	0.1129490	0.7137022	0.158	0.874260
Year2011	0.4525505	0.6885582	0.657	0.511053
Year2012	0.4051695	0.6897395	0.587	0.556944
Year2013	0.4669295	0.6897956	0.677	0.498493
Year2014	0.1976462	0.6920402	0.286	0.775196
Year2015	0.4405015	0.6885732	0.640	0.522375
Year2016	0.6814437	0.6875302	0.991	0.321659
Year2017	0.8063319	0.6870769	1.174	0.240621
Year2018	0.0001598	0.6899551	0.000	0.999815
Year2019	0.1659658	0.6893344	0.241	0.809749
Year2020	-0.1895541	0.6931143	-0.273	0.784494
buque2	0.2155433	0.0339916	6.341	2.47e-10 ***
buque3	0.3556361	0.0391637	9.081	< 2e-16 ***
buque4	0.4179358	0.0557688	7.494	7.78e-14 ***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9080252)

Null deviance: 5503.8 on 5319 degrees of freedom

Residual deviance: 4792.6 on 5278 degrees of freedom

AIC: 14628 / Number of Fisher Scoring iterations: 2

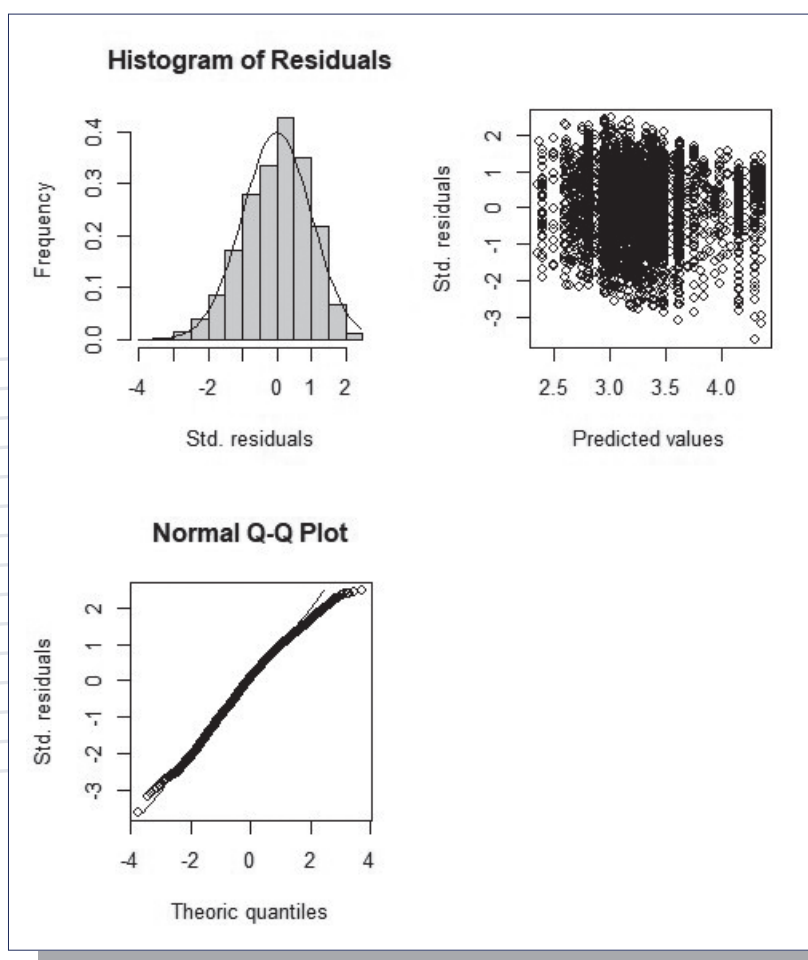


Figura A2. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Chuhueco.**



Tabla A3. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. Recurso **Corbata**.

Call:

glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link = "identity"), subset = aux)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.79027	-0.70884	0.05395	0.74159	2.62907

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	3.1865404	0.6867783	4.640	3.57e-06 ***
Zona2	0.11767	0.50078	0.235	0.814245
Zona3	0.21363	0.49973	0.427	0.669042
Year2004	-0.17246	0.19907	-0.866	0.386352
Year2005	-0.10871	0.17048	-0.638	0.523730
Year2006	-0.96734	0.18173	-5.323	1.07e-07 ***
Year2007	-0.40342	0.24379	-1.655	0.098039 .
Year2008	-0.79986	0.25169	-3.178	0.001492 **
Year2009	-0.59113	0.11040	-5.355	8.95e-08 ***
Year2010	-0.37989	0.13346	-2.846	0.004438 **
Year2011	-0.43551	0.11880	-3.666	0.000249 ***
Year2012	-0.16159	0.08003	-2.019	0.043522 *
Year2013	-0.40515	0.07416	-5.463	4.91e-08 ***
Year2014	-0.60631	0.08606	-7.046	2.10e-12 ***
Year2015	-0.90642	0.09870	-9.184	< 2e-16 ***
Year2016	-0.12634	0.07276	-1.736	0.082558 .
Year2017	-0.50966	0.07506	-6.790	1.25e-11 ***
Year2018	-1.03186	0.09150	-11.277	< 2e-16 ***
Year2019	-1.12775	0.13105	-8.606	< 2e-16 ***
Year2020	-0.94942	0.14092	-6.737	1.79e-11 ***
buque2	0.19198	0.03895	4.929	8.51e-07 ***
buque3	0.33906	0.04141	8.187	3.36e-16 ***
buque4	0.36232	0.06205	5.839	5.59e-09 ***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9925989)

Null deviance: 5546.0 on 5077 degrees of freedom

Residual deviance: 5017.6 on 5055 degrees of freedom

AIC: 14398

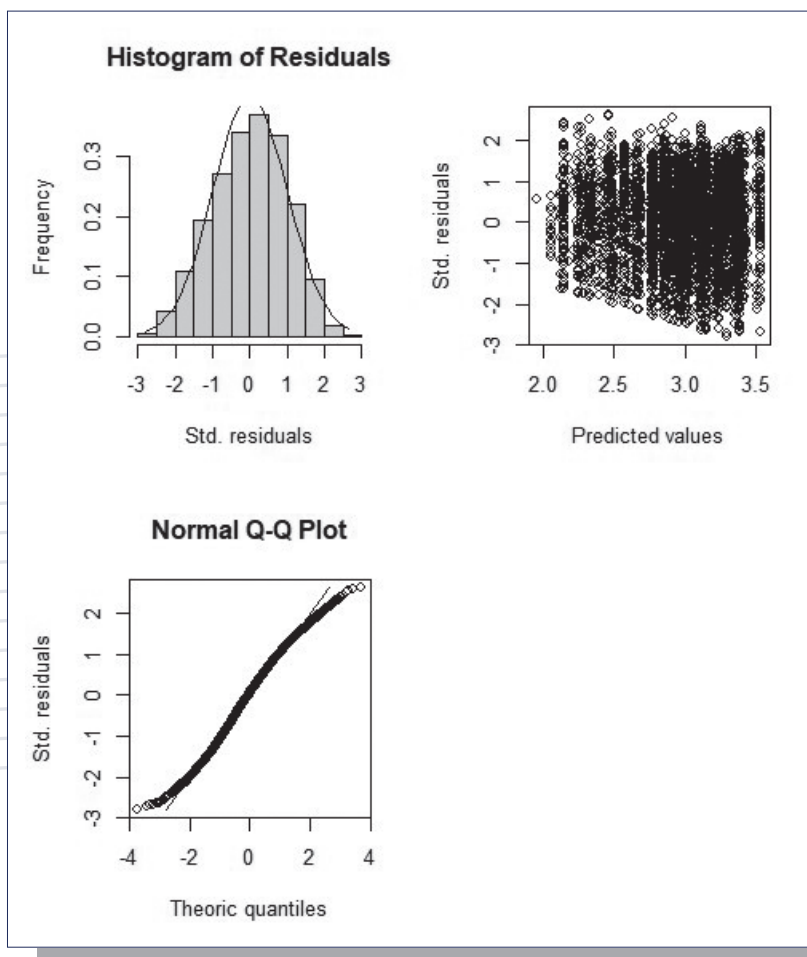


Figura A3. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Corbata.**



Tabla A4. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. Recurso **Macarela**.

Call:

glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link = "identity"), subset = aux)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.1611	-0.7336	0.0304	0.7559	3.1738

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	3.13761	0.19896	15.770	< 2e-16 ***
Zona2	0.48806	0.18950	2.576	0.010011 *
Zona3	0.30799	0.18920	1.628	0.103575
Year1983	0.09719	0.13351	0.728	0.466643
Year1985	0.61681	0.09459	6.521	7.08e-11 ***
Year1986	0.33824	0.09980	3.389	0.000702 ***
Year1987	-0.03963	0.11744	-0.337	0.735753
Year1988	0.30471	0.11322	2.691	0.007123 **
Year1989	-0.02693	0.11593	-0.232	0.816330
Year1990	0.20277	0.14138	1.434	0.151532
Year1991	-0.26297	0.13076	-2.011	0.044323 *
Year1992	-0.23688	0.20745	-1.142	0.253516
Year1993	-0.26720	0.21440	-1.246	0.212668
Year1994	-0.38080	0.23109	-1.648	0.099387 .
Year1995	-0.16220	0.17780	-0.912	0.361661
Year1997	0.01076	0.09695	0.111	0.911654
Year1998	1.61261	1.03433	1.559	0.118984
Year1999	-0.19235	0.25333	-0.759	0.447680
Year2000	-0.66403	0.07629	-8.704	< 2e-16 ***
Year2001	-0.68409	0.13411	-5.101	3.40e-07 ***
Year2002	-1.02556	0.16353	-6.271	3.63e-10 ***
Year2003	-0.98211	0.15841	-6.200	5.72e-10 ***
Year2004	-0.81717	0.07582	-10.777	< 2e-16 ***
Year2005	-0.75089	0.07309	-10.273	< 2e-16 ***
Year2006	-0.92312	0.07629	-12.100	< 2e-16 ***
Year2007	-0.95683	0.07601	-12.589	< 2e-16 ***
Year2008	-1.17744	0.07728	-15.236	< 2e-16 ***
Year2009	-1.08419	0.07586	-14.293	< 2e-16 ***
Year2010	-1.14062	0.07436	-15.338	< 2e-16 ***
Year2011	-0.95876	0.07738	-12.391	< 2e-16 ***
Year2012	-0.77350	0.07523	-10.282	< 2e-16 ***
Year2013	-0.76307	0.07379	-10.341	< 2e-16 ***
Year2014	-1.05594	0.07433	-14.206	< 2e-16 ***
Year2015	-1.13486	0.07330	-15.483	< 2e-16 ***
Year2016	-0.95089	0.07354	-12.930	< 2e-16 ***
Year2017	-1.08361	0.07447	-14.551	< 2e-16 ***
Year2018	-1.55074	0.07671	-20.217	< 2e-16 ***
Year2019	-1.43400	0.07736	-18.537	< 2e-16 ***
Year2020	-1.19745	0.07433	-16.110	< 2e-16 ***
buque2	0.23903	0.02485	9.621	< 2e-16 ***
buque3	0.46549	0.02561	18.176	< 2e-16 ***
buque4	0.60998	0.02711	22.501	< 2e-16 ***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 1.064711)

Null deviance: 41275 on 33760 degrees of freedom

Residual deviance: 35901 on 33719 degrees of freedom

AIC: 97970

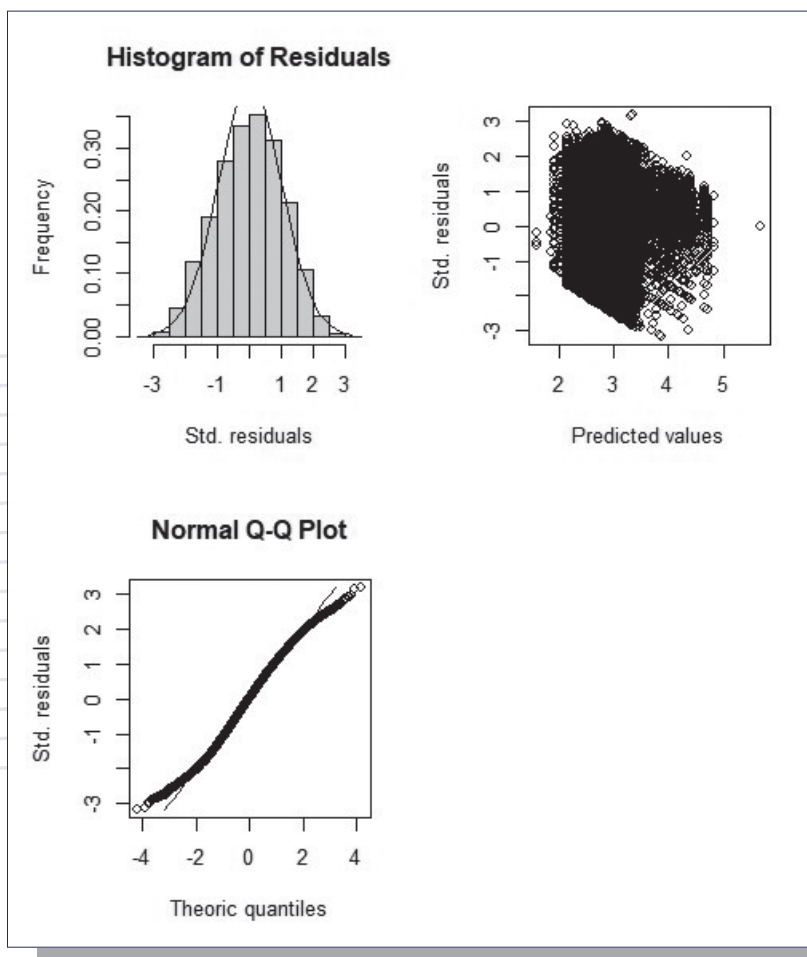


Figura A4. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Macarela.**



Tabla A5. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. Recurso **Picudillo**.

Call:

glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link = "identity"), subset = aux)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.00218	-0.73529	0.00697	0.74525	2.84904

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.62318	0.21513	12.193	< 2e-16 ***
Zona2	0.29955	0.21607	1.386	0.166
Zona3	0.07733	0.21595	0.358	0.720
Year2004	-0.93179	0.12805	-7.277	3.60e-13 ***
Year2005	-1.19217	0.14375	-8.293	< 2e-16 ***
Year2006	-0.58868	0.07259	-8.110	5.51e-16 ***
Year2007	-0.75542	0.05431	-13.909	< 2e-16 ***
Year2008	-0.58697	0.03667	-16.009	< 2e-16 ***
Year2009	-0.49431	0.03552	-13.918	< 2e-16 ***
Year2010	-0.73911	0.04155	-17.789	< 2e-16 ***
Year2011	-0.80298	0.05587	-14.371	< 2e-16 ***
Year2012	-0.52361	0.05394	-9.707	< 2e-16 ***
Year2013	-0.45827	0.05232	-8.759	< 2e-16 ***
Year2014	-0.77699	0.04794	-16.207	< 2e-16 ***
Year2015	-0.99673	0.04279	-23.295	< 2e-16 ***
Year2016	-0.39298	0.03623	-10.847	< 2e-16 ***
Year2017	-0.62769	0.03825	-16.411	< 2e-16 ***
Year2018	-1.24586	0.04729	-26.342	< 2e-16 ***
Year2019	-1.26123	0.05675	-22.224	< 2e-16 ***
Year2020	-0.90130	0.06514	-13.836	< 2e-16 ***
buque2	0.47896	0.03577	13.390	< 2e-16 ***
buque3	0.63906	0.03687	17.335	< 2e-16 ***
buque4	0.80982	0.03926	20.627	< 2e-16 ***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 1.038851)

Null deviance: 16566 on 13808 degrees of freedom

Residual deviance: 14322 on 13786 degrees of freedom

AIC: 39740

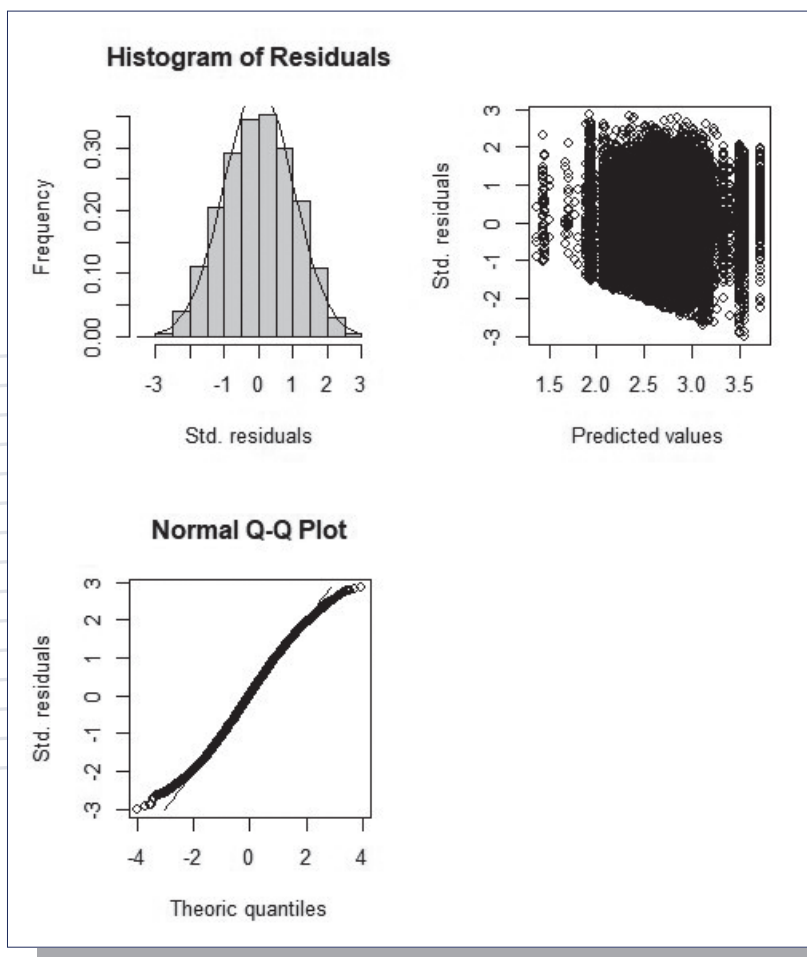


Figura A5. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Picudillo.**



Tabla A6. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. Recurso **Pinchagua**.

Call:

glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link = "identity"), subset = aux)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.4690	-0.6589	-0.0825	0.5735	4.0673

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.55840	0.08220	18.960	< 2e-16 ***
Zona2	0.29722	0.06305	4.714	2.50e-06 ***
Zona3	0.39447	0.05264	7.494	7.93e-14 ***
Year1983	0.35479	0.17576	2.019	0.043578 *
Year1985	-0.24826	0.19310	-1.286	0.198627
Year1987	0.27221	0.12965	2.100	0.035819 *
Year1988	0.29435	0.14997	1.963	0.049744 *
Year1989	0.40760	0.12887	3.163	0.001572 **
Year1990	0.11886	0.15060	0.789	0.429994
Year1993	0.03020	0.17078	0.177	0.859660
Year1994	0.18799	0.18846	0.997	0.318588
Year1995	-0.17172	0.15360	-1.118	0.263637
Year1996	0.56611	0.10926	5.181	2.29e-07 ***
Year1997	-0.10507	0.12545	-0.838	0.402347
Year1998	-1.25972	0.92655	-1.360	0.174031
Year1999	-0.09626	0.13699	-0.703	0.482271
Year2000	-0.38876	0.09165	-4.242	2.26e-05 ***
Year2001	-0.22011	0.14915	-1.476	0.140067
Year2002	-0.44879	0.16026	-2.800	0.005126 **
Year2003	-0.53704	0.15912	-3.375	0.000744 ***
Year2004	-0.30681	0.11289	-2.718	0.006594 **
Year2005	-0.04744	0.11175	-0.425	0.671183
Year2006	-0.17646	0.09317	-1.894	0.058282 .
Year2007	-0.53045	0.08983	-5.905	3.78e-09 ***
Year2008	-0.61749	0.10410	-5.932	3.21e-09 ***
Year2009	-0.56840	0.11551	-4.921	8.91e-07 ***
Year2010	-0.65016	0.10951	-5.937	3.12e-09 ***
Year2011	-0.54280	0.10120	-5.363	8.56e-08 ***
Year2012	-0.12391	0.12247	-1.012	0.311698
Year2013	-0.16731	0.10564	-1.584	0.113316
Year2014	-0.47344	0.12504	-3.786	0.000155 ***
Year2015	-0.41584	0.10619	-3.916	9.13e-05 ***
Year2016	-0.39311	0.09556	-4.114	3.96e-05 ***
Year2017	-0.32871	0.10250	-3.207	0.001350 **
Year2018	-0.55574	0.10033	-5.539	3.20e-08 ***
Year2019	-0.67062	0.09695	-6.917	5.23e-12 ***
Year2020	-0.85780	0.10215	-8.397	< 2e-16 ***
buque2	0.77351	0.03737	20.698	< 2e-16 ***
buque3	0.73708	0.03975	18.545	< 2e-16 ***
buque4	1.17907	0.06136	19.216	< 2e-16 ***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.8522925)

Null deviance: 5379.9 on 4722 degrees of freedom

Residual deviance: 3991.3 on 4683 degrees of freedom

AIC: 12690

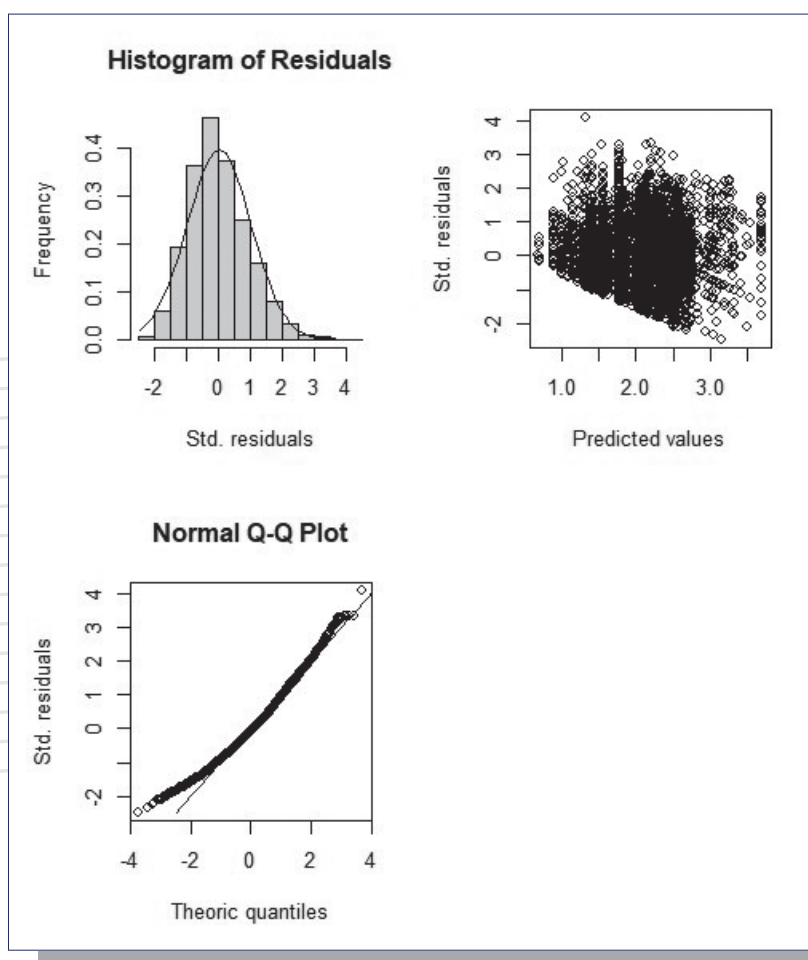


Figura A6. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Pinchagua.**



Tabla A7. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. Recurso **Sardina redonda**.

Call:

glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link = "identity"), subset = aux)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.78442	-0.69817	-0.00502	0.68730	2.86582

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.45567	1.37458	1.059	0.2897
Zona2	0.93728	0.97142	0.965	0.3347
Zona3	0.57389	0.97128	0.591	0.5547
Year1990	-1.13998	1.37017	-0.832	0.4055
Year1991	1.25593	0.97864	1.283	0.1995
Year1992	0.72815	0.98437	0.740	0.4595
Year1993	0.82305	1.02142	0.806	0.4204
Year1994	0.89571	0.99289	0.902	0.3671
Year1995	1.62151	1.18623	1.367	0.1718
Year1996	1.29306	1.04615	1.236	0.2166
Year1997	1.45596	1.06184	1.371	0.1704
Year1998	0.93147	1.03598	0.899	0.3687
Year2000	1.35130	1.00059	1.351	0.1770
Year2001	0.62582	1.06158	0.590	0.5556
Year2002	0.77067	1.18704	0.649	0.5162
Year2003	0.08872	1.18682	0.075	0.9404
Year2004	-0.04748	0.97154	-0.049	0.9610
Year2005	0.07226	0.97101	0.074	0.9407
Year2006	-0.38742	0.98644	-0.393	0.6945
Year2007	-0.44043	0.98119	-0.449	0.6536
Year2008	-0.22868	0.97165	-0.235	0.8139
Year2009	-0.23983	0.97505	-0.246	0.8057
Year2010	-0.33786	0.97260	-0.347	0.7283
Year2011	-0.20583	0.97276	-0.212	0.8324
Year2012	-0.11261	0.97387	-0.116	0.9080
Year2013	0.18649	0.97325	0.192	0.8481
Year2014	0.06863	0.97085	0.071	0.9437
Year2015	-0.07843	0.97037	-0.081	0.9356
Year2016	-0.11275	0.97110	-0.116	0.9076
Year2017	-0.20010	0.97075	-0.206	0.8367
Year2018	-0.55187	0.97142	-0.568	0.5700
Year2019	-0.42643	0.97203	-0.439	0.6609
Year2020	-0.54194	0.98150	-0.552	0.5809
buque2	0.19482	0.07958	2.448	0.0144 *
buque3	0.35647	0.07898	4.513	6.65e-06 ***
buque4	0.56629	0.09184	6.166	8.04e-10 ***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9377817)

Null deviance: 3061.9 on 2766 degrees of freedom

Residual deviance: 2561.1 on 2731 degrees of freedom

AIC: 7712.4

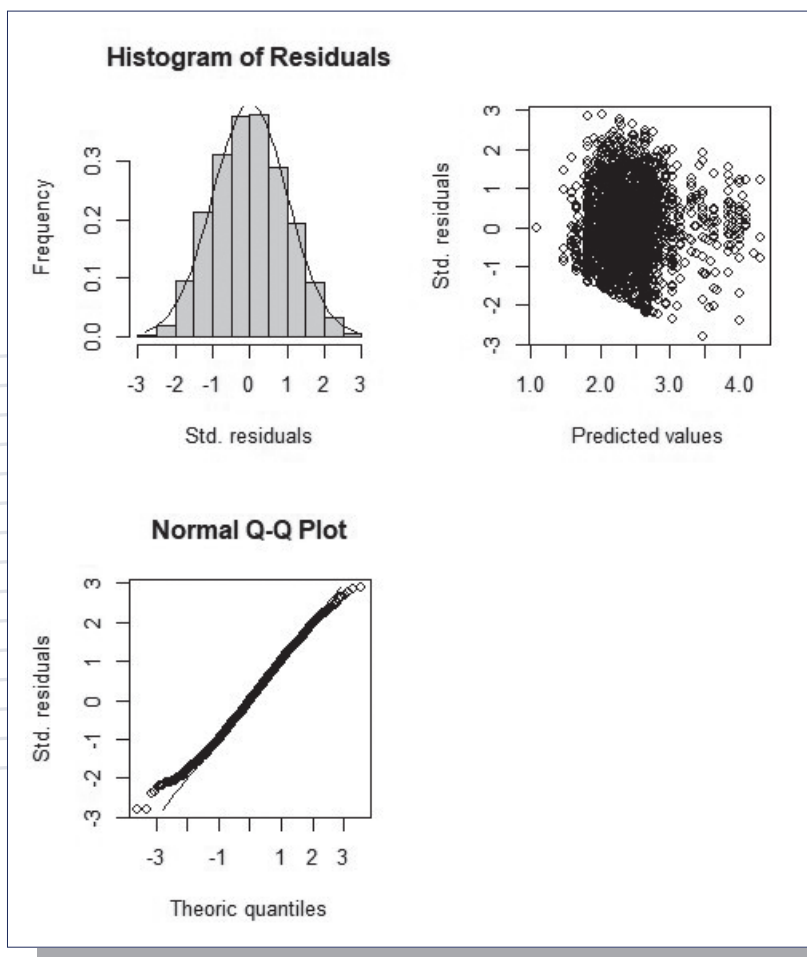


Figura A7. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Sardina redonda.**



Tabla A8. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. Recurso **Trompeta**.

Call:

glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link = "identity"), subset = aux)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.84085	-0.70126	0.03076	0.69320	2.89132

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.70454	0.27171	9.954	< 2e-16 ***
Zona2	0.11701	0.25132	0.466	0.641540
Zona3	0.06843	0.25055	0.273	0.784784
Year2004	-0.34762	0.12898	-2.695	0.007065 **
Year2005	-0.43503	0.15879	-2.740	0.006179 **
Year2006	-0.35554	0.11490	-3.094	0.001987 **
Year2007	-0.61235	0.22110	-2.770	0.005640 **
Year2008	-0.52106	0.13358	-3.901	9.75e-05 ***
Year2009	-0.51467	0.11936	-4.312	1.66e-05 ***
Year2010	-0.38633	0.12347	-3.129	0.001767 **
Year2011	-0.64911	0.12178	-5.330	1.04e-07 ***
Year2012	-0.25971	0.13032	-1.993	0.046338 *
Year2013	-0.62948	0.12685	-4.962	7.26e-07 ***
Year2014	-0.71823	0.14253	-5.039	4.89e-07 ***
Year2015	-0.76946	0.12246	-6.283	3.67e-10 ***
Year2016	-0.37593	0.11413	-3.294	0.000997 ***
Year2017	-0.95316	0.13133	-7.258	4.70e-13 ***
Year2018	-1.04160	0.13092	-7.956	2.30e-15 ***
Year2019	-1.21893	0.13105	-9.301	< 2e-16 ***
Year2020	-1.04312	0.14048	-7.425	1.37e-13 ***
buque2	0.39358	0.03969	9.915	< 2e-16 ***
buque3	0.48184	0.04572	10.539	< 2e-16 ***
buque4	0.62177	0.06078	10.230	< 2e-16 ***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9175562)

Null deviance: 4085.0 on 3978 degrees of freedom

Residual deviance: 3629.9 on 3956 degrees of freedom

AIC: 10974

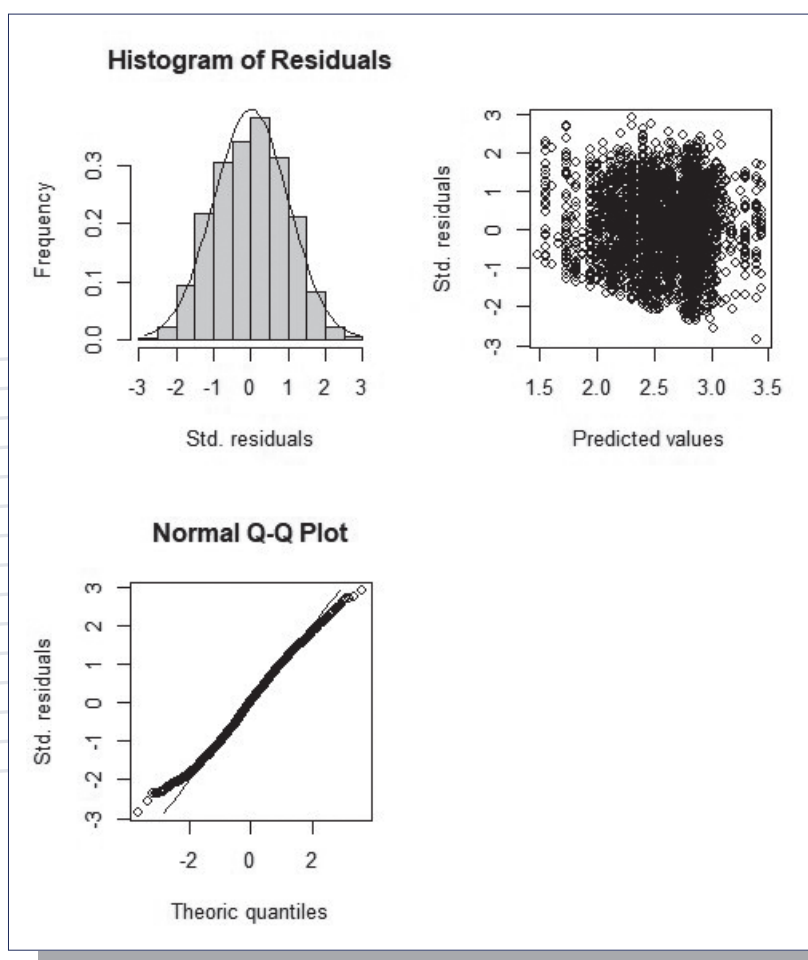


Figura A8. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Trompeta.**



Anexo B. Ecuaciones generales de los modelos de evaluación utilizados

1.modelo LBPA (Canales et al, 2021)

Proceso	Ecuación
Sobrevivencia a es la edad $A+ =$ Edad grupo plus	$N_a \begin{cases} R0 & a = 1 \\ N_{a-1}S_{a-1} & a > 1 \\ N_A/(1 - S_A) & a = A + 1 \end{cases}$ $S_a = \exp(-Z_a)$
Mortalidad total F_t es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento. M es la mortalidad natural anual y Ψ la selectividad	$Z_a = M + F_{cr} \Psi_a$
Selectividad Donde L_{50} es la talla al 50% de selectividad y Δ el parámetro de dispersión.	$\Psi_a = P_{l,a} \left(1 + \exp(-\log(19) \left[\frac{L - L_{50}}{\Delta} \right]) \right)^{-1}$
Capturas estimadas en edad	$\hat{C}_a = \frac{F_a}{Z_a} N_a (1 - S_a)$
Capturas estimadas por longitudes	$\hat{C}_l = P_{l,a} C_a$

Anexo B. Ecuaciones generales de los modelos de evaluación utilizados

1.modelo LBPA (Canales et al, 2021)

Probabilidad de la Longitud a la edad Donde: l es la Longitud, L_{00} y k los parámetros de crecimiento (k anual), σ la desviación de la talla a la edad	$P_{l,a} = \int_{l1}^{l2} \exp\left\{-\frac{1}{2\sigma_a^2}(l-L_a)^2\right\} dl$ $L_a = L_{00}(1-e^{-k}) + e^{-k}L_{a-1}$ $\sigma_a = a + bL_a$
Rendimiento en peso w_l es el peso teórico a la Longitud supuesto invariante entre años	$\hat{Y} = \sum_l C_l w_l$
Biomasa desovante O_l corresponde a la ojiva de madurez sexual a la talla. dt es la fracción del año del período de desove	$BD_t = \sum_l P_{l,a} (N_{a,t}) w_l O_l e^{-dtZ_{t,a}}$
Proporción de longitudes en la captura	capturas: $\hat{p}_l = \frac{P_{l,a} \hat{C}_a}{\sum_l P_{l,a} \hat{C}_a}$

Modelo de los errores y función objetivo

Función/fuente	-log-verosimilitud
Función objetivo Negativo de las sumas de log-verosimilitud multinomial penalizada	$ll = -n \sum_y \lambda_y \sum_l p_{l,y} \log(\hat{p}_l)$ $+ \sum_j \left(\frac{\log(\theta_j) - \log(\hat{\theta}_j)}{\sigma_\theta} \right)^2$



2. modelo MESTOCKLa

Proceso	Ecuación
Sobrevivencia a es la edad $A+=$ Edad grupo plus	$N_{a,t} = N_{a-1,t-1} S_{a-1,t-1}$ $N_{A+,t} = N_{A-1,t-1} S_{A-1,t-1} + N_{A,t-1} S_{A,t-1}$ $S_{a,t} = \exp(-Z_{a,t})$
Mortalidad total F_t es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento. M es la mortalidad natural anual y Ψ la selectividad	$Z_{a,t} = M + F_t \psi_a$
Selectividad Donde $A50$ es la edad al 50% de retención y σ el parámetro de dispersión	$\psi_{a,t} = \begin{cases} \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_1^2}(a-A50)^2\right] & a < A50 \\ \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_2^2}(a-A50)^2\right] & a \geq A50 \end{cases}$
Población inicial	$N_{a=1,t=1} = R_0$ $N_{a,t=1} = N_{a-1,t=1} e^{-Z_{a,t=1}}$ $N_{A,t=1} = N_{a=12,t=1} / (1 - e^{-Z_{a=12,t=1}})$

2. modelo MESTOCKLa

Proceso	Ecuación
Reclutamiento anual $\delta_t \sim N(0, \sigma_R^2)$ (prior), $\sigma_R=0.6$ $\ln R_0 \sim U [0, +\infty]$ BD: biomasa reproductiva, Ro reclutamiento virginal y BDo biomasa rep. virginal estimada a partir de Ro.	$N_{a=1,t} = \frac{\alpha BD_{t-1}}{\beta + BD_{t-1}} e^{-\delta_t}$ $\alpha = \frac{4hR_0}{5h-1}; \beta = \frac{(1-h)BD_0}{5h-1}$
Capturas estimadas en edad y año	$\hat{C}_{a,t} = \frac{F_{a,t}}{Z_{a,t}} N_{a,t} (1 - S_{a,t})$
Capturas estimadas por longitudes y año	$\hat{C}_{l,t} = P_{l,a} C_{a,t}$
Probabilidad de la Longitud a la edad Donde: l es la Longitud, L_{00} y k los parámetros de crecimiento (k anual), σ la desviación de la talla a la edad	$P_{l,a} = \int_{l_1}^{l_2} \exp \left\{ -\frac{1}{2\sigma_a^2} (l - L_a)^2 \right\} dl$ $L_a = L_{00} (1 - e^{-k}) + e^{-k} L_{a-1}$ $\sigma_a = a + b L_a$
Desembarques en peso w_l es el peso teórico a la Longitud supuesto invariante entre años	$\hat{Y}_t = \sum_l C_{l,t} w_l$



2. modelo MESTOCKLa

Proceso	Ecuación
Biomasa anual y desovante 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	$B_t = \sum_l (P_{l,a} N_{a,t}) w_l$ $BD_t = \sum_l P_{l,a} (N_{a,t}) w_l O_l e^{-dt Z_{t,a}}$
Indices de abundancia (CPUE) q es la capturabilidad y el factor Δt corresponde a la fracción del año donde este ocurre.	$\hat{I}_t = q \sum_l P_{l,a} (N_{a,t} \psi_a e^{-\Delta t Z_{a,t}}) w_l$
Proporción de longitudes en la captura	$\hat{p}_{l,t} = \frac{P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}{\sum_l P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}$

Modelo de los errores y función objetivo

Función/fuente	-log-verosimilitud
Índices de abundancia y desembarques σ_I es la desviación estándar del índice o desembarques en escala logarítmica (logaritmo natural)	$-l(I) = \frac{1}{2\sigma_I^2} \sum_i \left(\frac{\log \hat{I}_i}{\log I_i} \right)^2 + cte$
Proporción de la captura por intervalo de longitud corresponde a las capturas por longitud, y n^l es el tamaño de muestra efectivo empleado para las longitudes.	$-l(p) = n^l p_{l,t} \ln \hat{p}_{l,t}$
Variables ambientales ϑ_t: anomalía anual de la variable ambiental τ: coeficiente de escalamiento del parámetro poblacional p_t (reclutamiento, capturabilidad, o mortalidad natural)	$-l(va) = \frac{1}{2\delta^2} \sum_t (\vartheta_t - \tau p_t)^2$
Función objetivo Estimación bayesiana: Corresponde al negativo de las sumas de log-verosimilitud marginales más el logaritmo de las priors (π)	$\sum l(x) + \sum \pi(\theta)$



ISBN: 978-9942-22-535-1



9 789942 225351



INSTITUTO PÚBLICO DE
INVESTIGACIÓN DE ACUICULTURA Y PISCICULTURA
DEL ECUADOR



República
del Ecuador



Gobierno
del Ecuador
Juntos lo logramos



Cámara
Nacional de
Pesquería



SMALL PELAGICS
SUSTAINABILITY

Cadenas Mundiales
Sostenibles
de productos del mar



Sustainable Fisheries
PARTNERSHIP



GLOBAL ENVIRONMENT FACILITY
MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE



cooperación
alemana
Implementado por
giz