

INFORME TÉCNICO

EVALUACIÓN DEL STOCK DE RECURSOS PELÁGICOS PEQUEÑOS DEL ECUADOR, 2020

Autores

Cristian M. Canales

Viviana Jurado

Manuel Peralta

David Chicaiza

Esteban Elías

Álvaro Romero

Guayaquil, 15 de julio 2020

INDICE

1. Resumen	2
2. Antecedentes generales de las pesquerías de pequeños recursos pelágicos del Ecuador.....	4
3. Evaluación de stock.....	6
3.1. Unidades poblacionales.....	6
3.2. Datos e información.....	7
a. Estadísticas de desembarques	7
b. Información biológico-pesquera	8
c. Índices de abundancia	9
d. Cruceros acústicos.....	9
E. Parámetros Biológicos.....	9
3.3. Modelos de análisis.....	12
3.3.1. Modelo de equilibrio basado en tallas (LBPA).....	12
3.2.3. Modelo de BIOMASA DINAMICA DE SCHAEFER (BDS).....	13
3.2.4. Modelo integrado de evaluación (MESTOCKL)	13
3.3. Puntos Biológicos de Referencia	16
4. RESULTADOS.....	18
4.1. RONCADOR (<i>Haemulopsis spp.</i>).....	18
4.2. Corbata (<i>Trichiurus lepturus</i>).....	20
4.3. trompeta (<i>Fistularia corneta</i>).....	23
4.4. BOTELLA (<i>Auxis spp.</i>).....	25
4.5. Chuhueco (<i>Cetengraulys mysticetus</i>).....	35
4.6. Macarela (<i>Scomber japonicus</i>)	44
4.7. Picudillo (<i>Decapterus macrosomma</i>).....	53
4.8. Pinchagua (<i>Opisthonema spp.</i>).....	61
4.9. sardina redonda (<i>Etrumeus teres</i>)	70
5. Conclusiones	79
6. Referencias	81
Anexo A. Modelos Lineales Generalizados (GLM) ajustado a los datos de bitácoras de pesca de pelágicos pequeños del Ecuador	83
Anexo B Ecuaciones generales de los modelos de evaluación utilizados	100

1. RESUMEN

Se actualiza el diagnóstico y evaluación de stock de pelágicos pequeños del Ecuador, en base al análisis de la información biológica pesquera disponible entre 1975 y 2019. Dependiendo de la calidad de los datos de cada recurso, los análisis fueron realizados en base a tres tipos de modelos: uno para pesquerías de data-pobre basada en composiciones de tallas de las capturas (LBPA), otro para pesquería de data intermedia basada en series de capturas y esfuerzo de pesca (MBD), y otro para data completa MESTOCKL. Para este último modelo, los análisis fueron extendidos y sensibilizados a 5 escenarios posibles de la naturaleza/hipótesis. Para la estandarización del esfuerzo de pesca y generación de los índices de abundancia, se aplicaron Modelos Lineales Generalizados (GLM). Del mismo modo y tomando las sugerencias de la revisión de pares realizada por la Dra. Carolina Minte-Vera (2019), se incluyeron las series de biomasa acústica junto a sus composiciones de tallas. De igual manera, se extendió la aplicación del modelo MESTOCKL a dos recursos adicionales: Picudillo y Sardina redonda. De esta forma, la evaluación de stock de pelágicos pequeños del Ecuador ha quedado sustentada al mejor uso de las series de datos disponibles.

Exceptuando el análisis basado en LBPA (roncador), para el restante de los recursos se entregan series de tiempo con estimados anuales de biomاسas, reclutamientos, mortalidad por pesca y la condición de los recursos respecto a Puntos Biológicos de Referencia. 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 $F_{40\%}$.

Sin perjuicio de las diversas fuentes de incertidumbre que rodean a la evaluación de stock, las que pasan, por ejemplo, en mejorar la comprensión de las biomاسas y composiciones de tallas de las especies registradas en los cruceros acústicos y si esto es mejor tratarlos como índices relativos o absolutos, los resultados mostraron consistencia respecto del primer diagnóstico realizado por Canales et al. (2019). 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, mostraron una 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. El indicador de sobreexplotación (si $B/B_0 < 0.4$) muestra que, en promedio, entre el 2017 y el 2019 las poblaciones mejoraron de 0.18 a 0.32, en tanto el índice de sobrepesca F/F_{40} se redujo de 1.26 a 0.67, por ende, se consideran en proceso de recuperación.

Con el fin de asegurar la recuperación de estas poblaciones, se sugiere dentro de lo posible mantener reducido el nivel de esfuerzo de pesca y aprovechar los niveles de productividad de estos recursos. Esto significa no incrementar excesivamente las capturas frente a escenarios de mayor abundancia, manteniendo la vigilancia de los indicadores poblacionales y su evaluación. Solo generando excedentes productivos en biomasa se aumentarán las probabilidades de lograr en el corto plazo, la recuperación del conjunto de especies analizadas.

Tabla I. Cuadro comparativo de los indicadores de diagnóstico de los stocks de pelágicos pequeños del Ecuador y otras especies entre 2019-2020. Se destacan en negrilla los valores de B/B_0 mayores a 0.4

Año Evaluación		2020 ^(a)		2019 ^(b)		
Especie	Modelo	B/B ₀	F/F ₄₀	Modelo	B/B ₀	F/F ₄₀
Botella	Mestockl	0.46	0.69	Mestockl	0.11	4.25
Chuhueco	Mestockl	0.14	0.95	Mestockl	0.17	0.56
Macarela	Mestockl	0.29	0.24	Mestockl	0.23	1.84
Pinchagua	Mestockl	0.41	0.38	Mestockl	0.32	1.57
Picudillo	Mestockl	0.14	0.76	LBPA	0.06	0.20
Sardina	Mestockl	0.27	0.67	LBPA	0.03	0.07
Trompeta*	MBD ^(c)	0.47	0.52	LBPA	0.58	2.11
Corbata*	MBD	0.52	0.01	LBPA	0.11	0.44
Roncador*	LBPA ^(d)	0.26	1.88	LBPA	0.07	0.31
Promedio		0.32	0.67		0.18	1.26

(a) Con información actualizada al 2019

(b) Con información actualizada al 2017

(c) Modelo de Biomasa Dinámica de Sheffer

(d) Ex MODACT

*Otras especies no pelágicas

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 70s. En el desarrollo de estas actividades, las especies más representadas han sido la macarela, pinchagua, sardina redonda y chuhueco. A partir de 1998 la especie botella adquirió relativa mayor importancia, mientras que a partir de 2004 se evidenció un redireccionamiento del esfuerzo de pesca a otras especies como picudillo, corbata, trompeta y roncadador. En el desarrollo de esta pesquería se destacan tres períodos principales; el primero comprendido entre 1980-1990 con capturas totales que en promedio superaron las 600 mil toneladas, el segundo entre 1991-2010 con capturas en promedio no mayor a 160 mil toneladas, y el período más reciente 2011-2017 de aparente recuperación con un promedio de 230 mil t (**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 las provincias 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**).

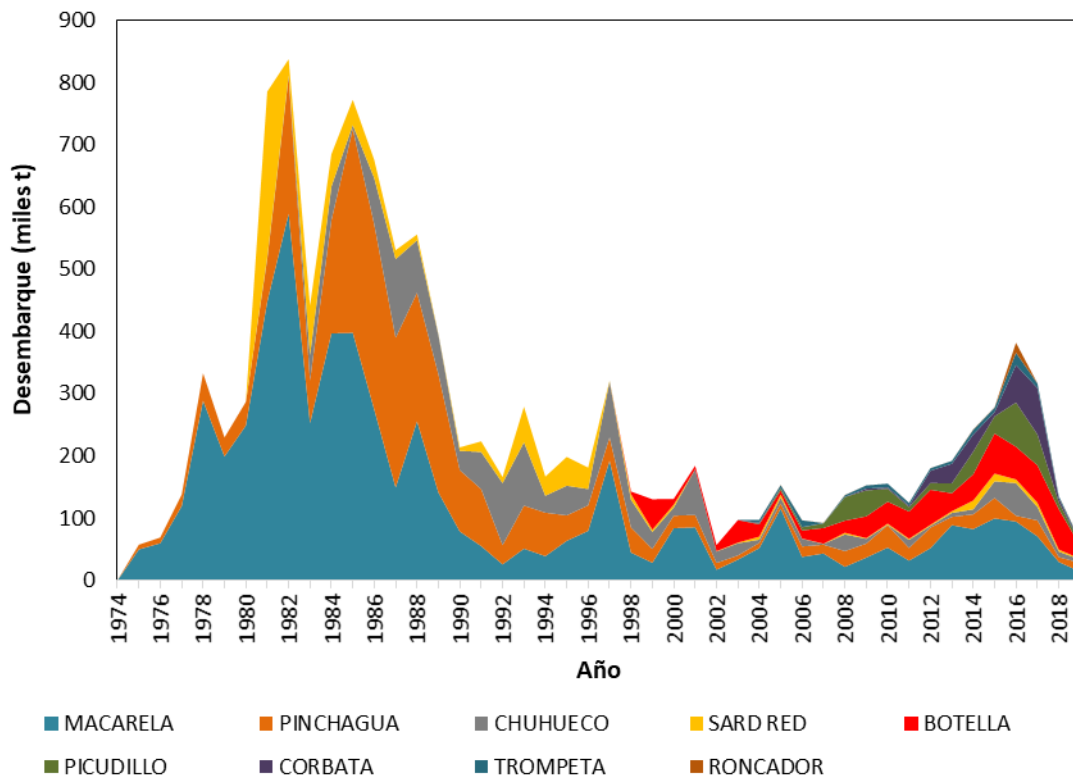


Figura 1. Desembarques de pelágicos pequeños principales del Ecuador 1975-2017

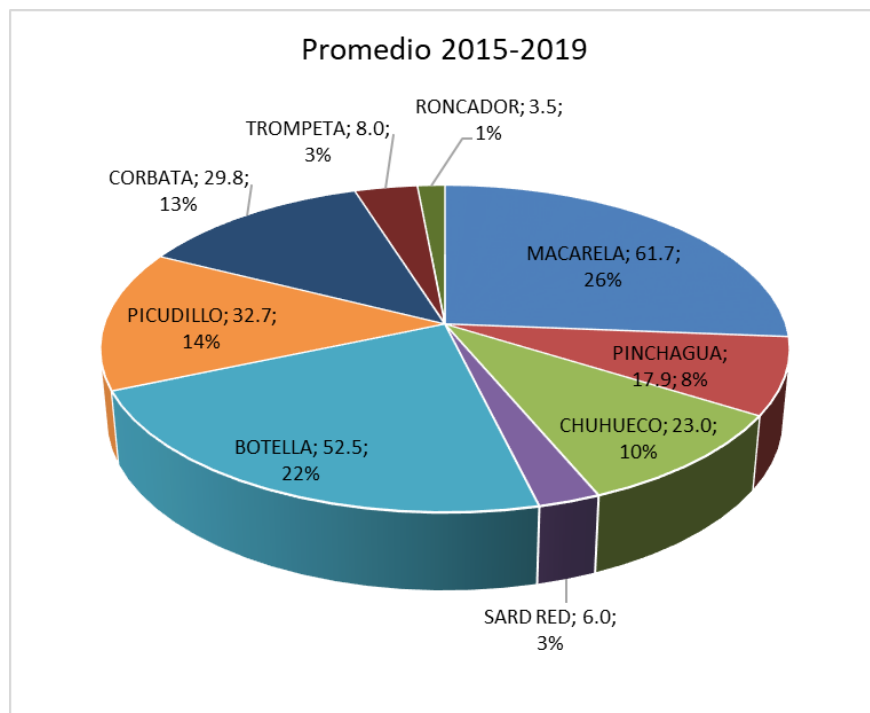


Figura 2. Desembarques promedio (miles t) 2015-2019 de las principales recursos declarados en los desembarques de pelágicos pequeños del Ecuador 2015-2019

3. EVALUACIÓN DE STOCK

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, con la finalidad de proveer estimaciones poblacionales para fines de diagnóstico. 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.

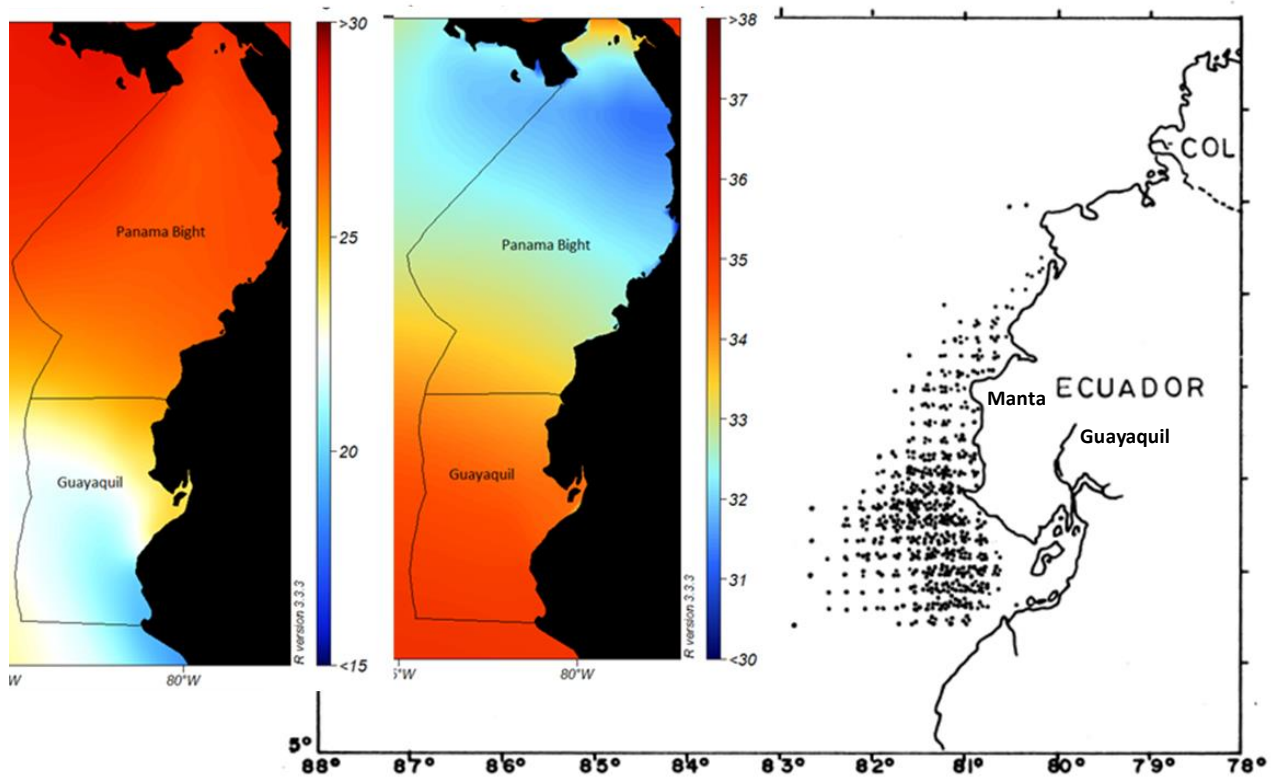


Figura 3. Izquierda: Ecoregiones marinas de Ecuador (Spalding et al., 2007) incluyendo temperatura Superficial del Mar (°C) y salinidad superficial (UPS). Derecha: Distribución espacial de las pesquerías de pequeños pelágicos del Ecuador (Fuente: Canales et al., 2019).

3.2. DATOS E INFORMACIÓN

A. ESTADÍSTICAS DE DESEMBARQUES

Los datos de desembarque corresponden al periodo 1975-2019. Para la década de los 80's, los datos fueron obtenidos del proceso de validación y recálculo de datos de captura informados por Fuentes (1989), Patterson et al., (1990) y Patterson y Santos (1990). A partir de los 90's y hasta 2017, 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. 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 – 2019. El levantamiento de información se ha generado por personal técnico del INP 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 son el roncador y trompeta con menos de 500 individuos por año (**Figura 4**).

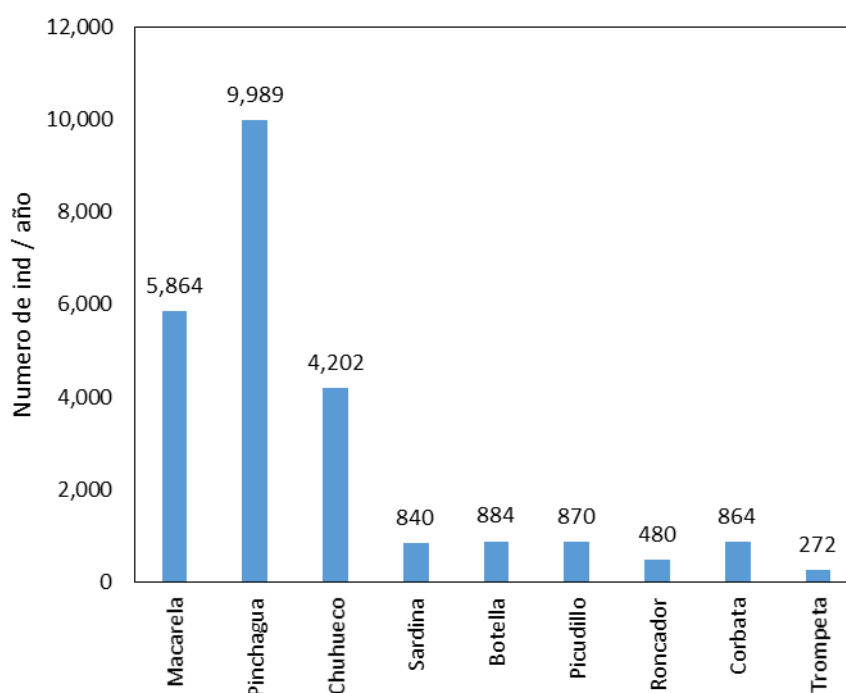


Figura 4. Promedio anual del número de individuos medidos de las especies de pelágicos pequeños del Ecuador: (Fuente: Canales et al., 2019)

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 siete años de cruceros realizados entre 1991 y 2019. Estos cruceros han sido realizados a lo largo de la costa ecuatoriana y segregados en 5 zonas de análisis: Zona 1: desde la frontera Perú hasta el Golfo de Guayaquil 3°23' hasta 2°30' Sur; Zona 2: a partir del Golfo de Guayaquil hasta Salango 2°30' a 1°30' Sur; Zona 3: desde Salango hasta Bahía de Caráquez 1°30' hasta 0°30' Sur; Zona 4: desde Bahía de Caráquez hasta Pedernales 0°30' Sur hasta 0°10' Norte, y Zona 5: 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 (**Tabla 1**).

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); Beddington & Kirkwood (2005), Froese & Binohlan (2000), 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 1. Biomosas (t) estimadas en cruceros acústicos realizados a lo largo de la costa ecuatoriana desde 1990 – 2019 (Fuente: INP)

Año	Mes	Zona	Botella	Macar.	Sard rd.	Hojita	Pincha.	Picudillo	Chuhue.	Chazo	Carita	Gallin.	Anchoa
1990	feb	1					10308						
1990	feb	2					10505						
1990	feb	3					19525						
1990	feb	4					6825						
1990	feb	5					7175						
1995	sept	1		318									
1996	ago	1		72764			130690						
1996	feb	1					92500						
2012	mar	1		4555			10200	49800					
2012	mar	2		1445			1000	1000					
2013	oct	1	121976	70818			8613	23894					
2013	feb	1	32470	115142			31600	31435					
2018	nov	1	118969	361241	94800	5682	22742	8501	159	100853	16875	68281	1049
2018	nov	2	138654	418749	89783	50983	18623	46592	5080	1595	3105	11425	
2018	nov	3	51181	132090		2654	15462	5215			2411	9637	5524
2018	nov	4	14056	87427		5257	3542	1656	7605				
2018	mar	1	475666	220720	35707	22753	46109	45279	185765	85164	31505	45599	
2018	mar	2	144862	36408	34464	10171	25486	6821			13793	14884	
2018	mar	3	11243	8585	17376	6285	37563	35470		35068	6686	5824	
2018	mar	4			5171			13642		26170			
2019	dic	1	138213	260007	3321	10279	76032	29842	29913	22401	22401	15158	62946
2019	dic	2	40152	5728	29886	28974	35332	120596	7487	14638	14638	428	7209
2019	mar	1	187696	134562	9387	114264	67331	54834	90449	12881	13929	20896	73633
2019	mar	2	59299	13522	58464	6601	6758		6078	18794	11190	3439	2653
2019	mar	3	97466	61709	28090	1622	18667	30075	2303	24596	13909	8398	1093
2019	mar	4	19009	1009	4061	29620	32892	28948	38550	34330	43739		239

Zona 1: desde la frontera Perú hasta el Golfo de Guayaquil 3°23' hasta 2°30' Sur

Zona 2: a partir del Golfo de Guayaquil hasta Salango 2°30' a 1°30' Sur

Zona 3: desde Salango hasta Bahía de Caráquez 1°30 hasta 0°30' Sur

Zona 4: desde Bahía de Caráquez hasta Pedernales 0°30' Sur hasta 0°10' Norte

Zona 5: desde Pedernales hasta frontera Colombia 0°10' Norte hasta 1°10' Norte

Tabla 2. Parámetros biológicos de las principales especies pelágicas pequeñas del Ecuador. T máx es la longevidad estimada, L50ms es la talla de madurez y L* la talla crítica (Fuente: Canales et al., 2019).

Especie	L _{oo} (cm)	k	M (año ⁻¹)	log a	b	L _{50ms} (cm)	T _{máx} (años)	Mes desove	dt desove	L* (cm)
Botella (c)	38.00	0.30	0.60	-2.04	3.15	25.33	7	Dic-Feb	0.08	23.24
Chuhueco (b)	22.10	0.43	0.80	-5.65	3.40	14.70	5	Ago-Oct	0.75	14.28
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; Beddington & Kirkwood 2005)

(c) Basada en Froese & Pault 2019 - Fishbase

3.3. MODELOS DE ANÁLISIS

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 consideró un análisis exploratorio para datos limitados donde se asume que solo las composiciones de tallas son informativas de la presión de pesca, LBPA (Canales et al., *in press*). Un segundo modelo de biomasa dinámica (MBD) poblacional se 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.

3.3.1. MODELO DE EQUILIBRIO BASADO 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., (*in press*), 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 al 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**.

3.2.3. 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 K 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 $CPUE_t = qB_{t-1}$. Para todos los efectos, el modelo supone que las condiciones de la pesquería eran virginales al inicio de la pesquería (B_0)

$$B_t = \begin{cases} B_{t-1} + rB_{t-1} \left(1 - \frac{B_{t-1}}{B_0}\right) - C_{t-1} & t > 0 \\ K & t = 0 \end{cases}$$
$$q = \exp \left(\frac{1}{n} \sum \ln \left(\frac{CPUE_t}{B_t} \right) \right)$$

Los parámetros B_0 y r son resueltos por Máxima Verosimilitud suponiendo que los desvíos del ajuste del modelo de CPUE en escala log, sigue una distribución normal.

$$CPUE_t = qB_t e^{\epsilon_t}$$

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

3.2.4. MODELO INTEGRADO DE EVALUACIÓN (MESTOCKL)

En aquellos casos en 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.

- **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 que, 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 σR . 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 alta independencia entre las fluctuaciones de la biomasa desovante y los reclutamientos.

- **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

- **Análisis de Sensibilidad**

Con el fin de evaluar esta incertidumbre estructural, los análisis fueron realizados considerando 5 escenarios de evaluación: un primer escenario base S1 el cual supone que el nivel de denso dependencia entre reclutas y desovantes es baja y se representa por medio de un coeficiente steepness de $h=0.9$. Un segundo escenario S2 incrementa esta relación por medio de un steepness $h=0.6$. Otros dos escenarios S3 y S4 en los cuales se mantiene S1, pero se modifica la importancia relativa de las piezas de información reduciendo a la mitad el tamaño de muestra efectivo empleado en la distribución de verosimilitud multinomial de las composiciones de tallas de las capturas (S3) y en reducir en igual magnitud el coeficiente de variación de la CPUE (S4). Un quinto escenario consistió en mantener S1 y aumentar el coeficiente de variación de la biomasa del crucero al doble (Tabla 5).

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

Escenario	Configuración
S1	base ($h=0.9$)
S2	$h=0.6$
S3	S1 + reducir en un 50% nm efectivo capturas
S4	S1 + duplicar el cv cpue
S5	S1 + duplicar el cv crucero

3.3. PUNTOS BIOLÓGICOS DE REFERENCIA

Las estimaciones de la biomasa desovante y la mortalidad por pesca fueron contrastadas respecto de valores de referencia. Se consideraron proxis del *Rendimiento Máximo Sostenido* (RMS) como puntos de referencia. Se consideró como **Punto Biológico de Referencia** objetivo dejar el escape del 40% de la biomasa virginal (B_0), mientras el nivel de mortalidad por pesca máximo fue estimado como aquel que genera en el largo plazo el 40% de B_0 ($F_{40\%}$) o el 45% de la biomasa desovante virginal por recluta. ($F_{45\%BDPR}$). 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 $F_{45\%BDPR}$ es equivalente al nivel de mortalidad $F_{40\%}$ 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 B_0 estimada a partir del valor esperado R_0 de los reclutamientos. Por su lado, la mortalidad por pesca derivada de los modelos de análisis, se comparan conforme sus referencias antes mencionadas: la mortalidad por pesca de referencia proxy al de rendimiento máximo sostenido $F_{45\%BDPR}=F_{40\%B_0}$

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

4. RESULTADOS

La exploración inicial de la calidad y suficiencia de los datos permitió identificar la aplicabilidad de los tres modelos propuestos. Se analizaron 9 especies. Debido a la ausencia de series de capturas y CPUE, solo el Roncador fue analizado por medio del modelo LBPA. Por su lado y debido a la falta de contraste y la 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). Las restantes seis especies fueron analizadas por medio del modelo integrado MESTOCKL (**Tabla 6**).

Tabla 6. Modelos de evaluación poblacional empleado según calidad de datos y especie

Modelo	LBPA	Biomasa Dinámica	Modelo Integrado MESTOCKL
Especies	Roncador	Corbata, Trompeta	Botella, Chuhueco, Macarela, Picudillo, Pinchagua, Sardina redonda

4.1. RONCADOR (*Haemulopsis* spp.)

La evaluación de la población del Roncador se realizó por medio de LBPA, y resultó muy sensible a los supuestos de análisis. La información empleada es muy errática, insuficiente y solo un par de composiciones de tallas de las capturas brindan alguna información respecto del efecto de la mortalidad por pesca y la selectividad. De los últimos cinco años considerados, se ponderaron con más relevancia 2016-2017 y 2019. Para tales efectos, se supuso que la talla de selectividad al 50% podría ubicarse en torno a los 21 cm ($cv=0.02$). Con excepción de la mortalidad por pesca F_{cr} , el resto de los parámetros fueron estimados con coeficientes de variación del $cv=0.1$. El ajuste del modelo a los datos representa la condición promedio de la población en equilibrio (**Figura r1a**), y se estima que no más de dos grupos de edades representarían las capturas actuales (**Figura r1b**). La selectividad promedio de estos años se ubicaría ligeramente a la derecha de curva de madurez a la talla (**Figura r1c**), mientras la composición de tallas de la fracción explotable por debajo de la composición de tallas objetivo (**Figura r1d**). De acuerdo con estos análisis, los resultados muestran que la proporción de biomasa desovante $SPR=0.26$ se ubicaría por debajo del objetivo ($SPR=0.4$) y la mortalidad por pesca superaría casi en el doble (1,88 veces) la mortalidad por pesca de referencia $F_{40\%}$. (**Figura r2**). Los Parámetros del modelo LBPA ajustado a los datos de Roncador se observan en la Tabla r1.

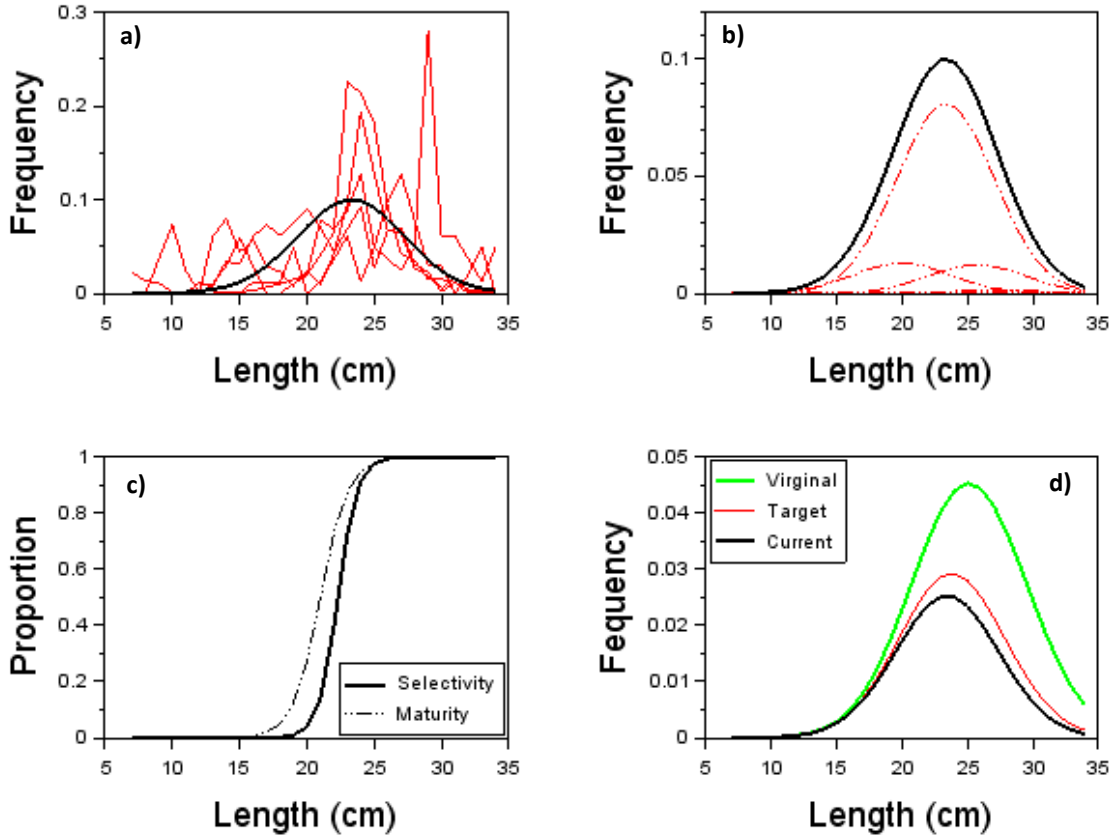


Figura r1. Ajuste del modelo LBPA (líneas negras) a las composiciones de tallas de **RONCADOR** 2016-2019 (líneas rojas) (a), Frecuencias de tallas por grupo de edad (b), Selectividad y madurez (c) y composiciones de tallas de la fracción explotable virginal, objetivo y actual (d)

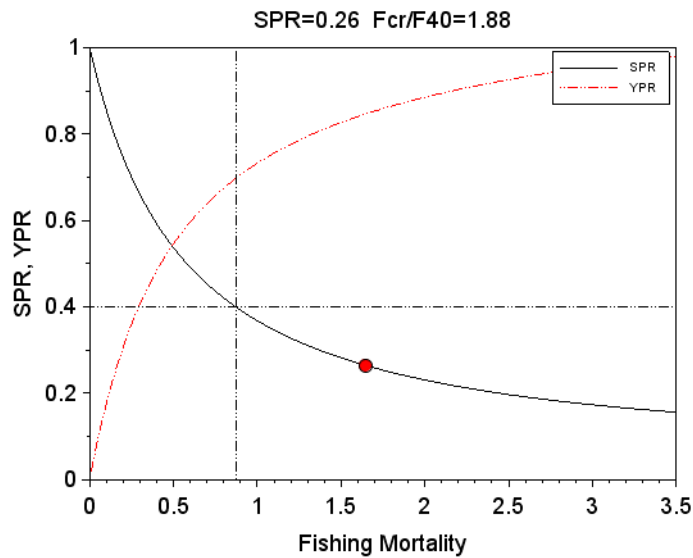


Figura r2. Curvas de proporción de reducción de la biomasa virginal (SPR) y rendimiento relativo (YPR) por recluta (línea roja) de **RONCADOR**. El círculo rojo representa la condición poblacional estimada. Las líneas segmentadas representan los objetivos de manejo.

Tabla r1. Parámetros del modelo LBPA ajustado a los datos de Roncador

```
# Number of parameters = 4 Objective function value = 4447.70 Maximum gradient component = 1.78543e-005
# log_Fcr:
1.45346795963
# log_L50:
3.08961996256
# log_rango:
0.629857881701
# log_alfa:
-11.5129254650
# log_beta:
-1.63109355978
# log_Lo:
2.72785282840
```

4.2. CORBATA (*Trichiurus lepturus*)

La corbata fue analizada en base al modelo BDS. En este modelo se consideraron las series de CPUE y capturas como principales variables, y no se emplearon las composiciones de tallas de las capturas. Esta decisión se debió a la gran variabilidad que las composiciones de tallas presentan producto de errores de proceso y observación. Un primer ajuste del modelo LBPA a los datos confirmó la necesidad de explorar otro tipo de modelos más informativos (**Figura cb1**).

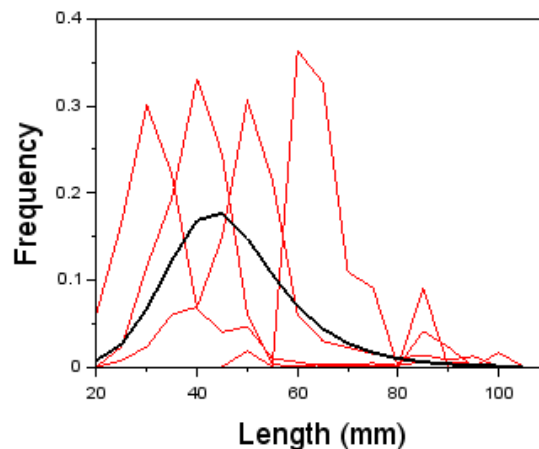


Figura cb1. Composiciones de tallas del recurso Corbata (rojo) de los últimos 4 años de la pesquería y ajuste preliminar por medio del modelo LBPA

El ajuste del modelo BDS a la señal de CPUE se considera adecuado en cuyo caso la mayoría de las observaciones están contenidas en los intervalos de confianza. Los resultados permiten concluir preliminarmente que el incremento de las capturas a partir de 2012, generó la disminución de la abundancia que al 2019 se estima cercana a la mitad de la población que habría existido en el 2003 (**Figura cb2**). Para todos los efectos se consideró que la biomasa a inicios de la década de 2000 se encontraba inexplorada. Los resultados muestran que la corbata es una especie de resiliencia moderada a alta, considerando que su tasa intrínseca de crecimiento (r) se estima por sobre 0.5. Del mismo modo, la biomasa al 2019 se estima en torno a 110 mil toneladas y correspondería al 52% de la biomasa inicial y ubicada por sobre el PBR de referencia (**Tabla cb1**). A su vez, la mortalidad por pesca de 2018-2019 ($F < 0.07$) se encuentra por debajo de la mortalidad por pesca de referencia $F_{40} = 0.37$ y por ende sin evidencias de sobrepesca. Por su lado, el nivel del rendimiento máximo sostenido (RMS) se estima en 30,5 mil toneladas, y equivale a la captura que podría ser sostenida cuando la biomasa estimada se ubica por sobre la biomasa de referencia B_{40} (**Tabla cb1**).

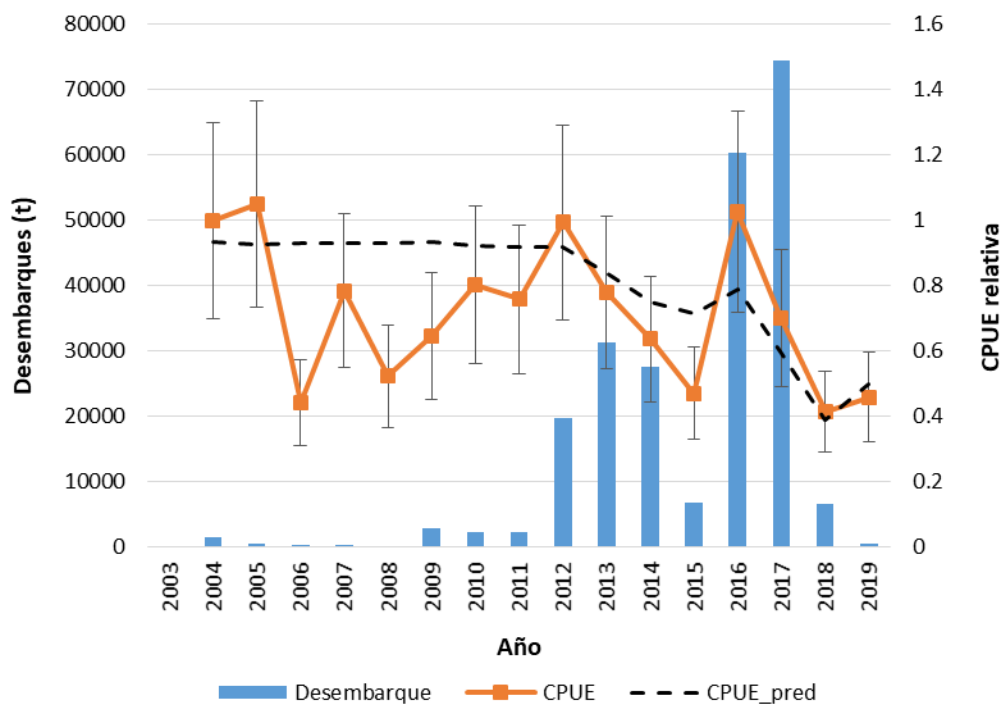


Figura cb2. Desembarques y CPUE (observada y predicha). Modelo de Biomasa Dinámica de Schaefer. Recurso Corbata. Las líneas verticales corresponden a los intervalos de confianza al 95%

Tabla cb1. Parámetros poblacionales, biomasa, CPUE, mortalidad por pesca y residuales. Modelo de Biomasa Dinámica de Schaefer. Recurso **CORBATA**

K (t)	206169
r	0.618
q	4.538E-06
Agotamiento	52%
RMS (t)	30598
B ₄₀ (t)	82698
F ₄₀	0.37

Año	Desembarque (t)	CPUE	Biomasa (t)	ln_q	CPUE_pred	F
2003	1		206169			0.000
2004	1490	1.00	206168	-12.236	0.936	0.007
2005	656	1.05	204679	-12.179	0.929	0.003
2006	439	0.44	204937	-13.046	0.930	0.002
2007	332	0.78	205254	-12.474	0.932	0.002
2008	259	0.52	205484	-12.880	0.933	0.001
2009	2846	0.65	205647	-12.668	0.933	0.014
2010	2265	0.80	203122	-12.439	0.922	0.011
2011	2402	0.76	202712	-12.495	0.920	0.012
2012	19793	0.99	202410	-12.223	0.919	0.098
2013	31413	0.78	184898	-12.375	0.839	0.170
2014	27606	0.64	165271	-12.467	0.750	0.167
2015	6782	0.47	157920	-12.723	0.717	0.043
2016	60298	1.03	173971	-12.040	0.790	0.347
2017	74529	0.70	130458	-12.135	0.592	0.571
2018	6620	0.42	85528	-12.235	0.388	0.077
2019	615	0.46	109829	-12.386	0.498	0.006

4.3. TROMPETA (*Fistularia corneta*)

De manera similar a Corbata, un análisis exploratorio de la variabilidad las composiciones de tallas de las capturas de Trompeta, permitieron evidenciar una notable falta de consistencia en la información, con polimodalidad más parecida a la falta de muestras que a la propia variabilidad natural de este recurso. Un ajuste preliminar del modelo LBPA confirmó lo inútil de su aplicación al set de datos disponibles (**Figura t1**).

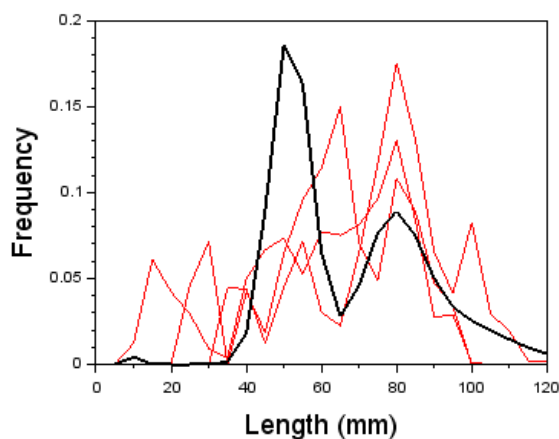


Figura t1. Composiciones de tallas del recurso Trompeta (rojo) de los últimos 3 años de la pesquería y ajuste preliminar por medio del modelo LBPA

No obstante, esta situación, se exploró el desempeño del modelo BDS a la serie de capturas y CPUE estandarizada. Tanto la variabilidad de las capturas de este recurso como el comportamiento esperado de la CPUE, sugieren que ha existido un fenómeno de reducción poblacional y que la CPUE para estos efectos parece ser un muy buen indicador poblacional (**Figura t2**). La CPUE ha disminuido de manera sostenida en el tiempo conforme el desarrollo e incremento de las capturas de este recurso. Al igual que Corbata, para todos los efectos se supuso que la pesquería de este recurso a inicios de la década de los 2000 se encontraba muy próxima a una condición virginal. Los resultados muestran que la trompeta es un recurso de menor resiliencia con valores de tasa intrínseca de crecimiento $r < 0.2$. Del mismo modo, se estima que producto de las capturas, la población ha disminuido y se ubicaría cercana al 47% de la condición inicial y por ende por sobre el PBR ($40\%B_0$). Por su lado, la mortalidad por pesca de los dos últimos años ($F < 0.07$) se ubica por debajo del nivel de referencia considerado límite de sobrepesca $F_{40} = 0.10$ (**Tabla t1**). La biomasa de este recurso al 2019 se estima en torno a las 46 mil toneladas, por sobre la biomasa de referencia estimada en $B_{40} = 40\%B_0 = 39,9$ mil toneladas, en tanto la captura equivalente al RMS se estima próxima a 4 mil toneladas (**Tabla t1**).

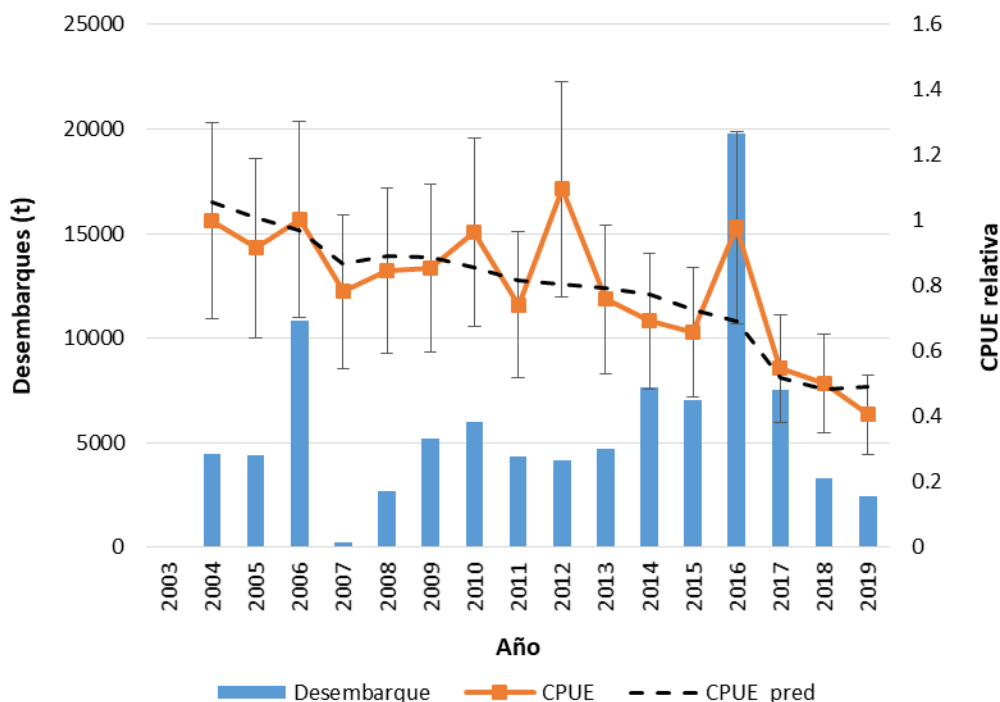


Figura t1. Desembarques y CPUE (observada y predicha). Modelo de Biomasa Dinámica de Schaefer. Recurso Trompeta. Las líneas verticales corresponden a los intervalos de confianza al 95%

Tabla t1. Parámetros poblacionales, biomasa, CPUE, mortalidad por pesca y residuales. Modelo de Biomasa Dinámica de Schaefer. Recurso Trompeta

K (t)	99228
r	0.167
q	1.066E-05
Agotamiento	47%
RMS (t)	3987
B ₄₀ (t)	39870
F ₄₀	0.10

Año	Desembarque (t)	CPUE	Biomasa (t)	ln_q	CPUE_pred	F
2003	1		99228			0.000
2004	4464	1.00	99227	-11.505	1.058	0.045
2005	4390	0.92	94763	-11.547	1.010	0.046
2006	10817	1.00	91086	-11.416	0.971	0.119
2007	264	0.78	81518	-11.553	0.869	0.003
2008	2691	0.85	83687	-11.502	0.892	0.032
2009	5227	0.86	83187	-11.484	0.887	0.063
2010	5985	0.96	80208	-11.329	0.855	0.075
2011	4332	0.74	76793	-11.546	0.819	0.056
2012	4132	1.10	75364	-11.138	0.803	0.055
2013	4690	0.76	74262	-11.491	0.792	0.063
2014	7626	0.69	72695	-11.562	0.775	0.105
2015	7024	0.66	68319	-11.549	0.728	0.103
2016	19780	0.98	64852	-11.102	0.691	0.305
2017	7520	0.55	48828	-11.399	0.521	0.154
2018	3310	0.50	45454	-11.415	0.485	0.073
2019	2427	0.41	46262	-11.642	0.493	0.052

4.4. BOTELLA (*Auxis* spp.)

Se aplicó el modelo MESTOCKL basado en mayor volumen y contraste de información. No obstante, la variabilidad y los niveles de incertidumbre, la tendencia de la biomasa acústica de la zona 1 fue bien interpretada por el modelo, al igual que la CPUE como principal índice de abundancia relativa. Las variaciones en las composiciones de tallas de las capturas son consistentes con los cambios en la CPUE, y por ende el modelo logra reproducir la mayor parte de la variabilidad de los datos empleados. Una forma de verificar la calidad del modelo estadístico es en base a los intervalos de confianza, en cuanto estos contengan al valor esperado señalado por el modelo con líneas rojas (**Figura b1**). El ajuste del modelo a las composiciones de tallas se ve representada por la frecuencia marginal de las composiciones de tallas, tanto de las capturas como del crucero (**Figura b1**). El ajuste del modelo a todos los años de composiciones de tallas se ilustra en la **Figura b2**. Los datos de las composiciones de tallas de las capturas muestran una importante polimodalidad lo cual no es bien 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. Destaca de esto el pobre ajuste del modelo a las composiciones de tallas de la biomasa acústica, debido entre otros, a un relativo menor peso estadístico otorgado a estos datos producto del mayor error de observación. Este error se refiere tanto a la temporalidad de la observación, como a tamaños de muestras significativamente menores recopilados durante el desarrollo del crucero acústico.

El análisis muestra que la biomasa virginal (B_0) 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 54,5 mil toneladas al 2019 (**Tabla b2**), y por sobre el valor considerado de referencia (40% B_0). 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 b3**). La disminución de los reclutamientos hacia los años más recientes es un tema incierto y debería ser verificado con el desarrollo de la temporada de pesca 2020 y 2021. El reclutamiento debiese manifestarse con modas de individuos menores a 15 cm (**Figura b4**). Por su lado, el incremento de las capturas generó el aumento exponencial de la mortalidad por pesca que llega a su pack el 2018, en el cual se supera en más de dos veces el valor de mortalidad por pesca de referencia ($F_{40\%}$) (**Figura b5**). La drástica reducción de las capturas ha permitido ubicar el nivel de presión de pesca por debajo del valor considerado límite de sobrepesca y esto podría estar explicado por la caída de los reclutamientos antes mencionada.

El diagnóstico de la población se basa en medir dos variables; una de ellas es la proporción de biomasa desovante virginal como fracción de B_0 , y el potencial desovante. Este último mide de manera dinámica los efectos solo de la pesca sobre la población, mientras el primero incluye las disminuciones de la población en términos relativos. El potencial desovante se estima reducido y equivale a decir que no obstante la disminución de la mortalidad por pesca, el recurso podría estar experimentando mayor presión de pesca de lo recomendable. No obstante, el diagrama de Kobe indica que la población de *Auxis* spp., se encontraría sin evidencias de sobreexplotación ($\%B_0 < 0.4$) ni sobrepesca ($F < F_{40\%}$). Las condiciones actuales indican que el esfuerzo de pesca se ubicaría al 70% del nivel máximo o límite y la población al 46% B_0 . No obstante, el riesgo latente de sobreexplotación se estima cercano al 31%. Los datos de Capturas, CPUE y biomasa acústica empleados en la evaluación de botella, se registran en la Tabla b1

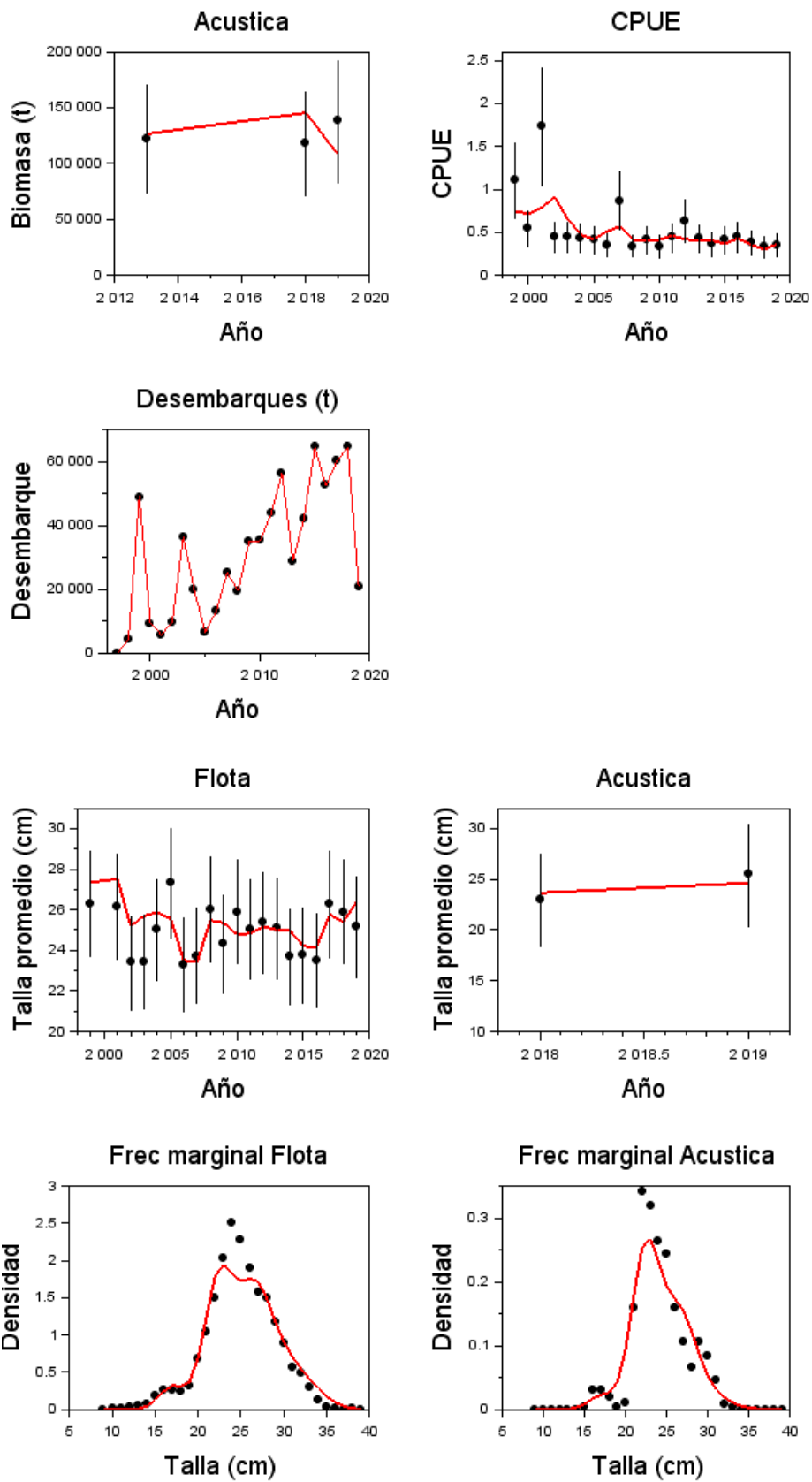


Figura b1. Ajuste del modelo de evaluación (línea roja) a los datos de biomasa acústica, CPUE, desembarques, talla promedio y frecuencias de tallas marginales. **BOTELLA**

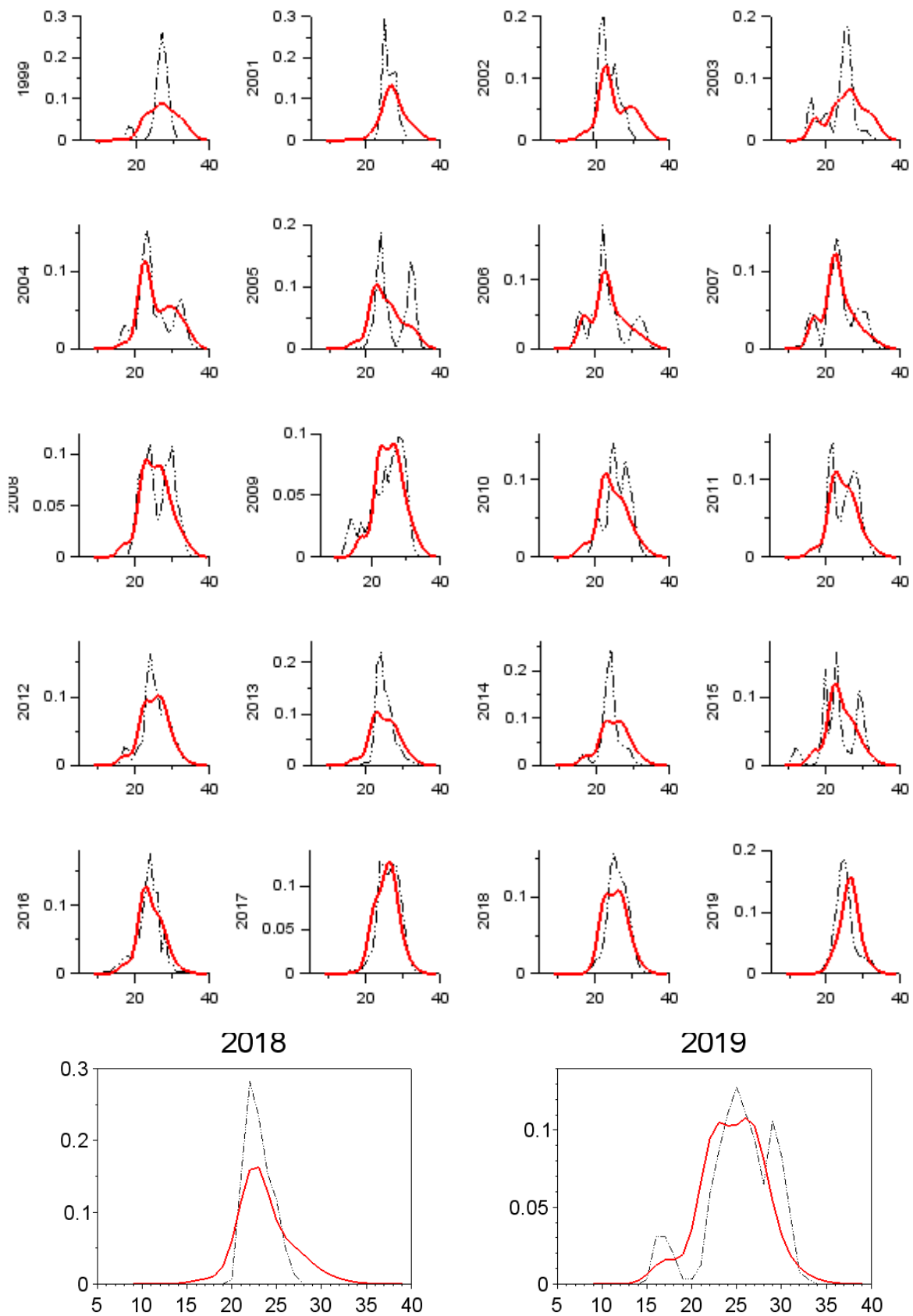


Figura b2. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos de frecuencia de tallas de las capturas (arriba) y los cruceros (abajo). **BOTELLA**

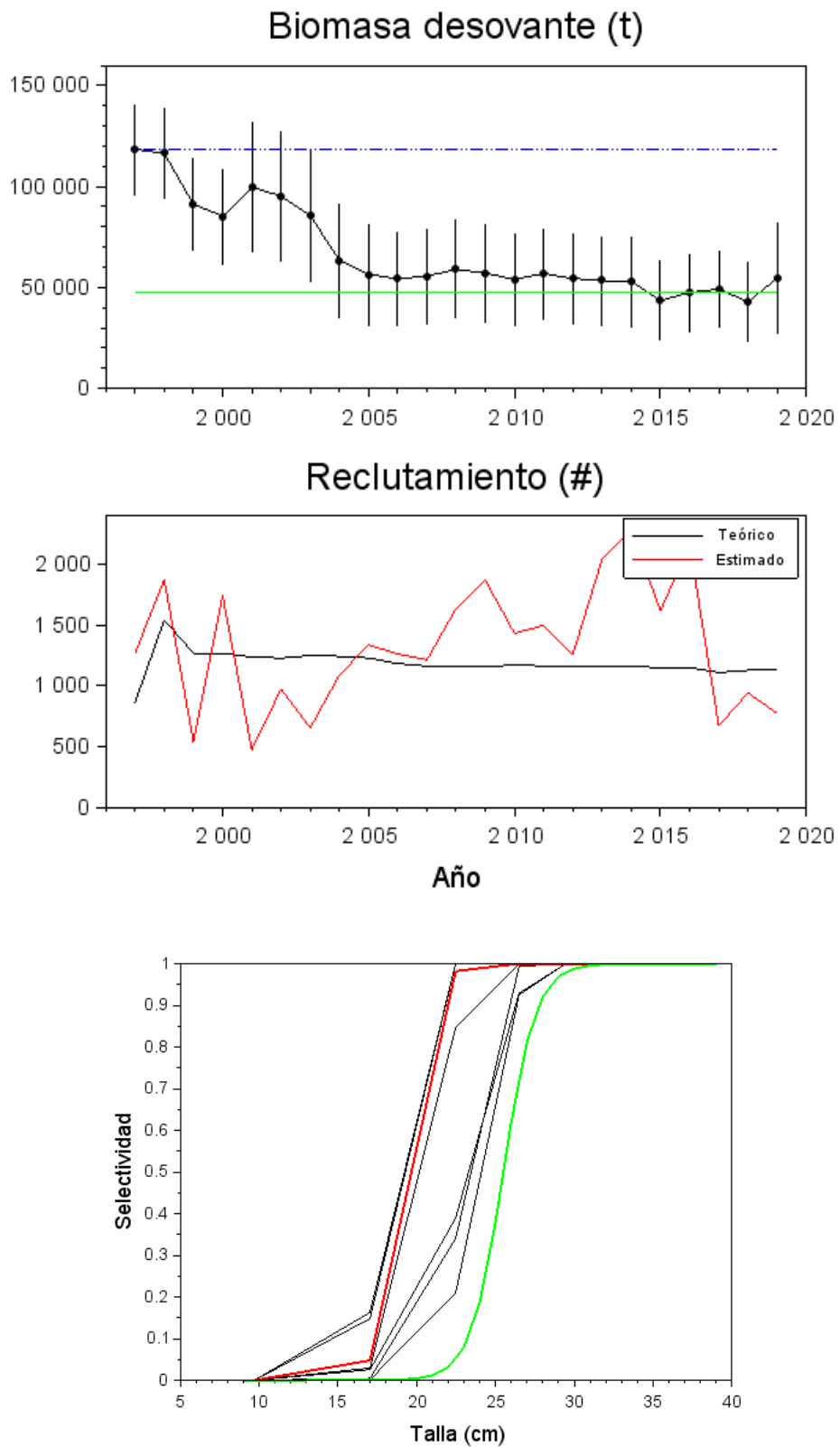


Figura b3. Biomasa desovante con IC95% (líneas verticales). La línea horizontal azul es B_0 y la línea verde es el objetivo 40% B_0 . Abajo: Bloques de selectividad. En rojo selectividad del crucero y en verde la proporción de madurez. **BOTELLA**

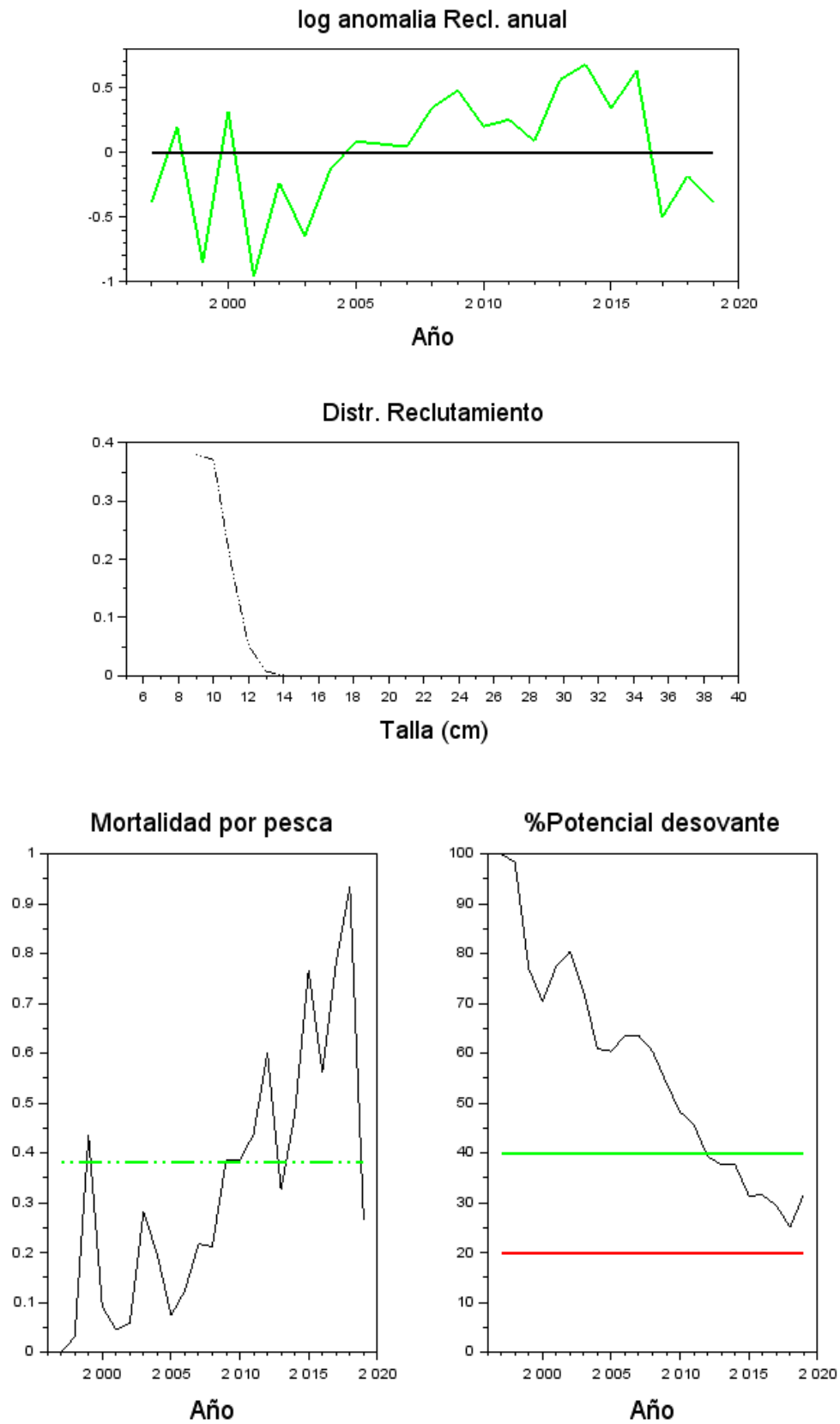


Figura b4. Arriba: Desvíos logarítmicos anuales del reclutamiento y la distribución de tallas del reclutamiento. Abajo: Mortalidad por pesca anual y potencia desovante. La línea verde es el objetivo. **BOTELLA**)

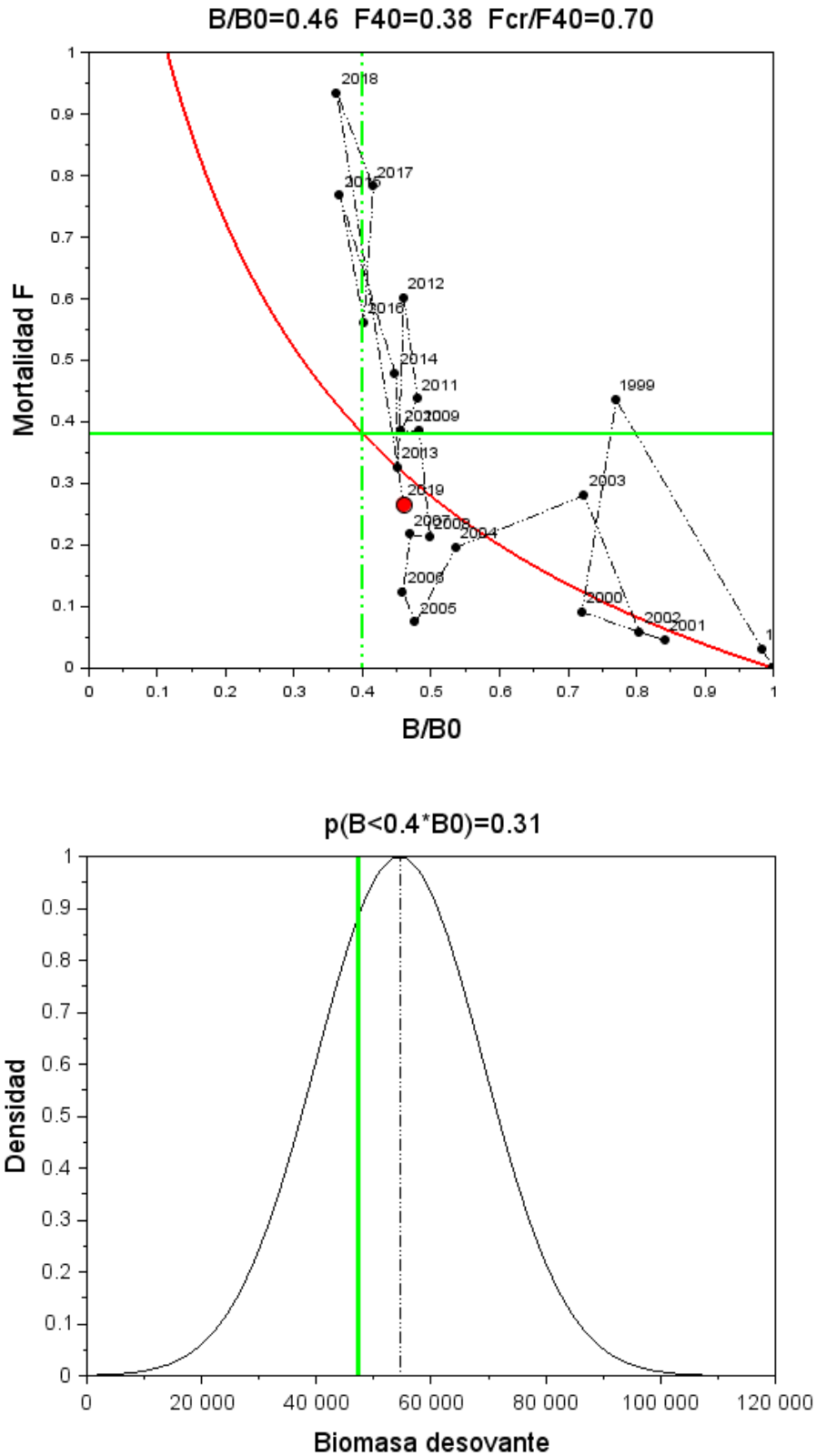


Figura b5. Arriba: Diagrama de explotación de Kobe. EL círculo rojo es la condición actual. Abajo: Distribución de probabilidad de la biomasa desovante 2020, y riesgo de estar por debajo del PBR referencia (40%B0).
BOTELLA

Tabla b1. Capturas, CPUE y biomasa acústica empleados en la evaluación de BOTELLA

Año	Capturas(t)	CPUE	Biom. Acústica(t)
1997	1	0	0
1998	4201	0	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	0.34	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

La incertidumbre de las estimaciones es analizada en base a la sensibilidad de los resultados a diversas hipótesis estructurales. De los cinco casos analizados no se advierten grandes variaciones en el diagnóstico de la población, con niveles de biomasa desovante entre un 38% y 50% de la biomasa virginal (**Tabla b3**). De hecho y considerando el mejor de los escenarios correspondiente a S3, en el cual se disminuye la influencia de las composiciones de tallas de las capturas en el modelo, el desempeño estadístico modelo mejora y se refleja en la reducción del error tanto en la CPUE como en las composiciones de tallas de los cruceros (**Tabla b4**). Con este último escenario, el diagnóstico poblacional de *Auxis* spp. podría mejorar y alcanzar al 2019 una equivalente al 50% B_0 (**Figura b6**).

Tabla b2. Estimaciones de reclutamiento, biomasa desovante, mortalidad por pesca (F) y proporción de biomasa virginal (B/B0) y Razón de Potencial Desovante (RPD) de **BOTELLA**

Año	Reclutas (#)	Biomasa (t)	F	F/F40	B/B0	RPD
1997	1268	118415	0	0	1	1
1998	1874	116439	0.03	0.08	0.983	0.983
1999	539	91201	0.435	1.145	0.77	0.77
2000	1739	85304	0.091	0.238	0.72	0.703
2001	475	99728	0.045	0.118	0.842	0.774
2002	972	95232	0.058	0.154	0.804	0.804
2003	654	85661	0.281	0.739	0.723	0.723
2004	1087	63523	0.196	0.515	0.536	0.609
2005	1337	56491	0.074	0.194	0.477	0.604
2006	1261	54359	0.123	0.324	0.459	0.635
2007	1213	55603	0.217	0.571	0.47	0.635
2008	1636	59065	0.212	0.557	0.499	0.604
2009	1868	57120	0.385	1.014	0.482	0.54
2010	1431	53978	0.386	1.016	0.456	0.482
2011	1497	56917	0.437	1.15	0.481	0.457
2012	1257	54482	0.601	1.582	0.46	0.393
2013	2037	53470	0.326	0.857	0.452	0.376
2014	2279	53080	0.478	1.258	0.448	0.376
2015	1618	43475	0.767	2.018	0.367	0.314
2016	2157	47567	0.561	1.476	0.402	0.315
2017	671	49207	0.782	2.057	0.416	0.294
2018	942	42920	0.934	2.458	0.362	0.251
2019	772	54499	0.265	0.698	0.46	0.317

Tabla b3. Biomasa desovante virginal (B0), biomasa desovante actual, proporción de biomasa virginal (B/B0) y Razón de Potencial Desovante (RPD) de **BOTELLA** para 5 casos de análisis

Escenario	B0 (t)	Biomasa (t)	B/B0	RPD
S1	118417	54499	0.460	0.317
S2	131613	61881	0.470	0.346
S3	131597	66309	0.504	0.362
S4	119028	45924	0.386	0.280
S5	117342	52907	0.451	0.310

Tabla b4. Variación de la log-verosimilitud para las diferentes fuentes de datos y error medidos en 5 casos de escenarios de análisis de evaluación del recurso **BOTELLA**

Escenario	CPUE	Acústica	Capturas	prop_Capt	prop_Cru	dev_R0
S1	10.6	0.3	0.1	814.3	1.4	2.7
S2	10.9	0.3	0.0	816.3	1.6	3.0
S3	8.4	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
S4	0.0	0.3	0.0	809.6	1.0	1.3
S5	10.6	0.0	0.1	814.3	1.3	2.8

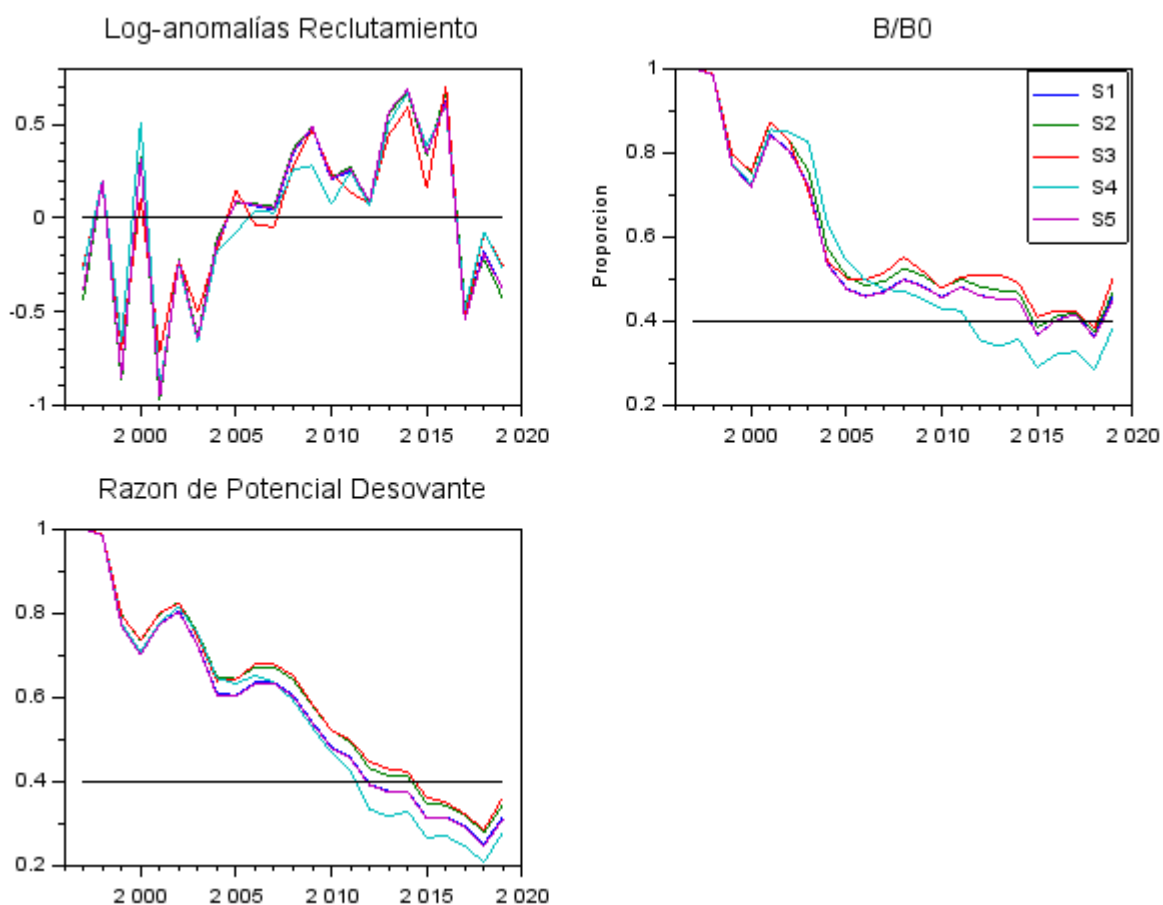


Figura b6. Log anomalías de reclutamientos, proporción de la biomasa desovante virginal y razón de potencial reproductivo medidos en 5 casos de escenarios de análisis de evaluación del recurso **BOTELLA**

4.5. CHUHUECO (*Cetengraulys mysticetus*)

El chuhueco (*Cetengraulys mysticetus*) es un recurso emblemático en las pesquerías de pelágicos pequeños del Ecuador. Su pesquería se remonta hacia inicio de los años ochentas y el ajuste del modelo a los índices de abundancia se aprecia adecuado. La CPUE ha presentado importante variabilidad que el modelo es capaz de reproducir y del mismo modo la tendencia de los dos puntos de biomasa acústica (**Figura ch1**). Con un poco más de desajuste se observa el desempeño del modelo a la variación anual de la talla promedio de las capturas (**Figura ch1**), particularmente para los datos de la década de los ochenta. Esto podría deberse a problemas de la implementación del programa de observación y monitoreo en aquellos años. De hecho, esto puede ser advertido de la falta de ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas en algunos años de la pesquería (**Figura ch2**). La composición de tallas del crucero de 2019 es bimodal, mientras la pesquería muestra una composición de talla unimodal. Esta contradicción abre el debate de como interpretar la información.

Sin perjuicio de esta observación, se estima que la biomasa poblacional del chuhueco decayó rápidamente junto al desarrollo de la pesquería (**Figura ch3**). La biomasa inicial podría haber llegado a 79 mil toneladas y la biomasa al 2019 se estima en 12 mil toneladas (**Tabla ch2**). Durante las dos décadas 80's y 90's, predominaron anomalías positivas en los reclutamientos (**Figura ch3**) los cual permitió el desarrollo de una pesquería cuyas capturas superaron las 50 mil toneladas promedio anuales. Se destaca también que ha sido una pesquería con notable variación en el patrón de selectividad. Desde la década de los 2000 y a excepción de 2014, los reclutamientos (individuos en torno a 8 cm de longitud) han disminuído y han variado por debajo de su promedio histórico (**Figura ch4**). Conforme a la reducción de la población de *Cetengraulys mysticetus* generada en parte, por la baja en los reclutamientos, la mortalidad por pesca ha sido muy alta y variable. La reducción del esfuerzo de pesca de los últimos dos años ha permitido una notable reducción de la mortalidad por pesca y por ende, valores que se ubicarían en torno al valor de referencia (**Figura ch4**). El diagnóstico visto en el diagrama de Kobe indica que si bien la población presenta evidencias de $B0 < 40\%$, el hecho que la mortalidad por pesca se posicione en torno al valor de referencia, determina una condición ideal para la recuperación poblacional cuya biomasa debiese alcanzar en torno a 40 mil toneladas (**Figura ch5**).

EL análisis de incertidumbre estructural muestra que en solo un escenario (S3) de los cinco evaluados, la razón de potencial desovante y la reducción de la biomasa virginal podría encontrarse en las proximidades o ligeramente por sobre del objetivo de manejo (**Tabla ch3, Figura ch6**). No se advierten diferencias notables en las variaciones del reclutamiento, sino más bien ratifican el período de baja desde el 2000. En el escenario (S3) se supone que la influencia/importancia de de las composiciones de tallas de las capturas debiese ser menor a lo supuesto con lo cual la CPUE toma mayor relevancia en los análisis. Sin embargo, este escenario no es estadísticamente significativo respecto de S1 en cuanto a las diferencias de la log-verosimilitud de la CPUE y las otras piezas de información (diferencia de 2 puntos) (**Tabla ch4**). Los datos de Capturas, CPUE y biomasa acústica empleados en la evaluación de chuhueco se registran en la tabla ch1.

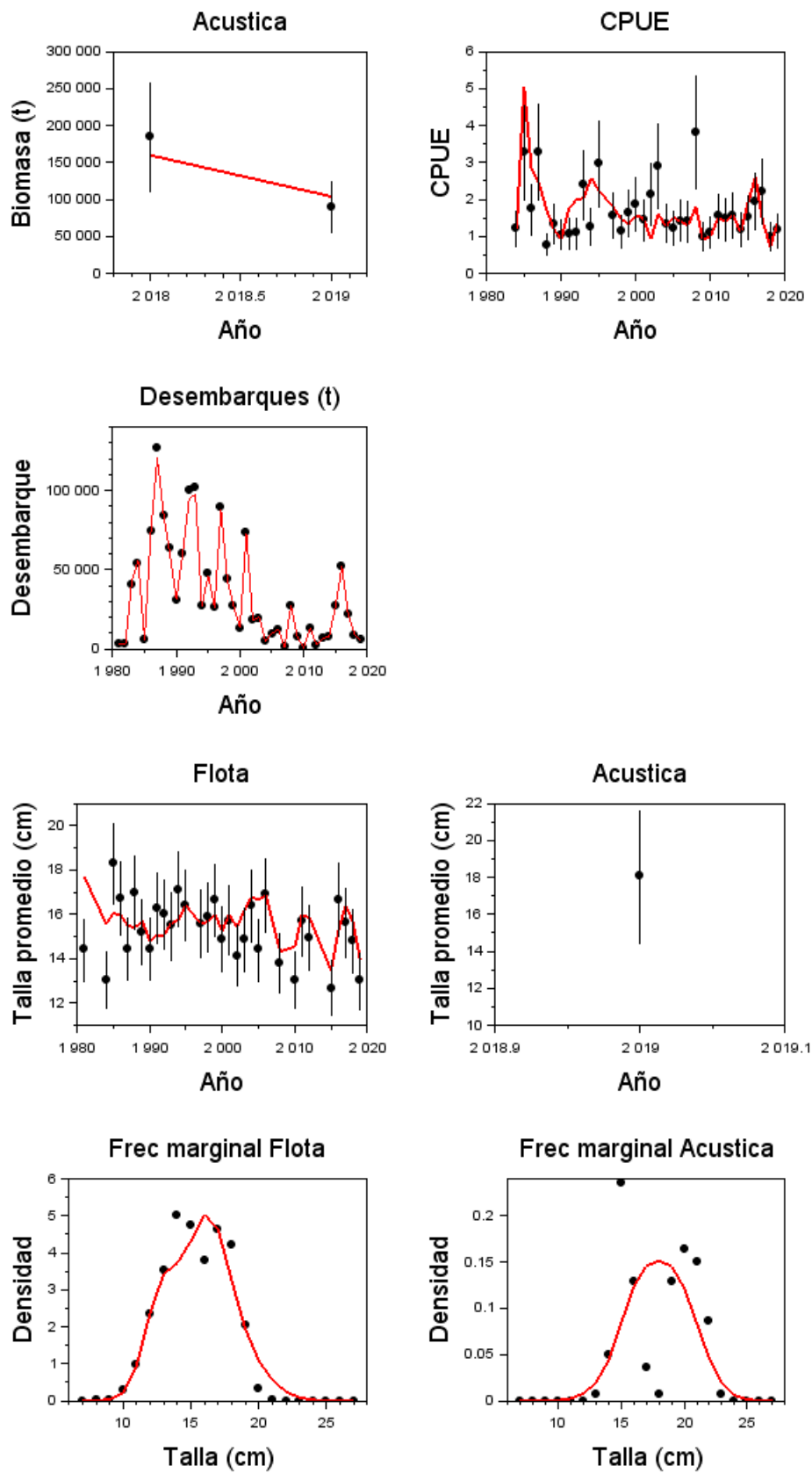


Figura ch1. Ajuste del modelo de evaluación (línea roja) a los datos de biomasa acústica, CPUE, desembarques, talla promedio y frecuencias de tallas marginales. **CHUHUECO**

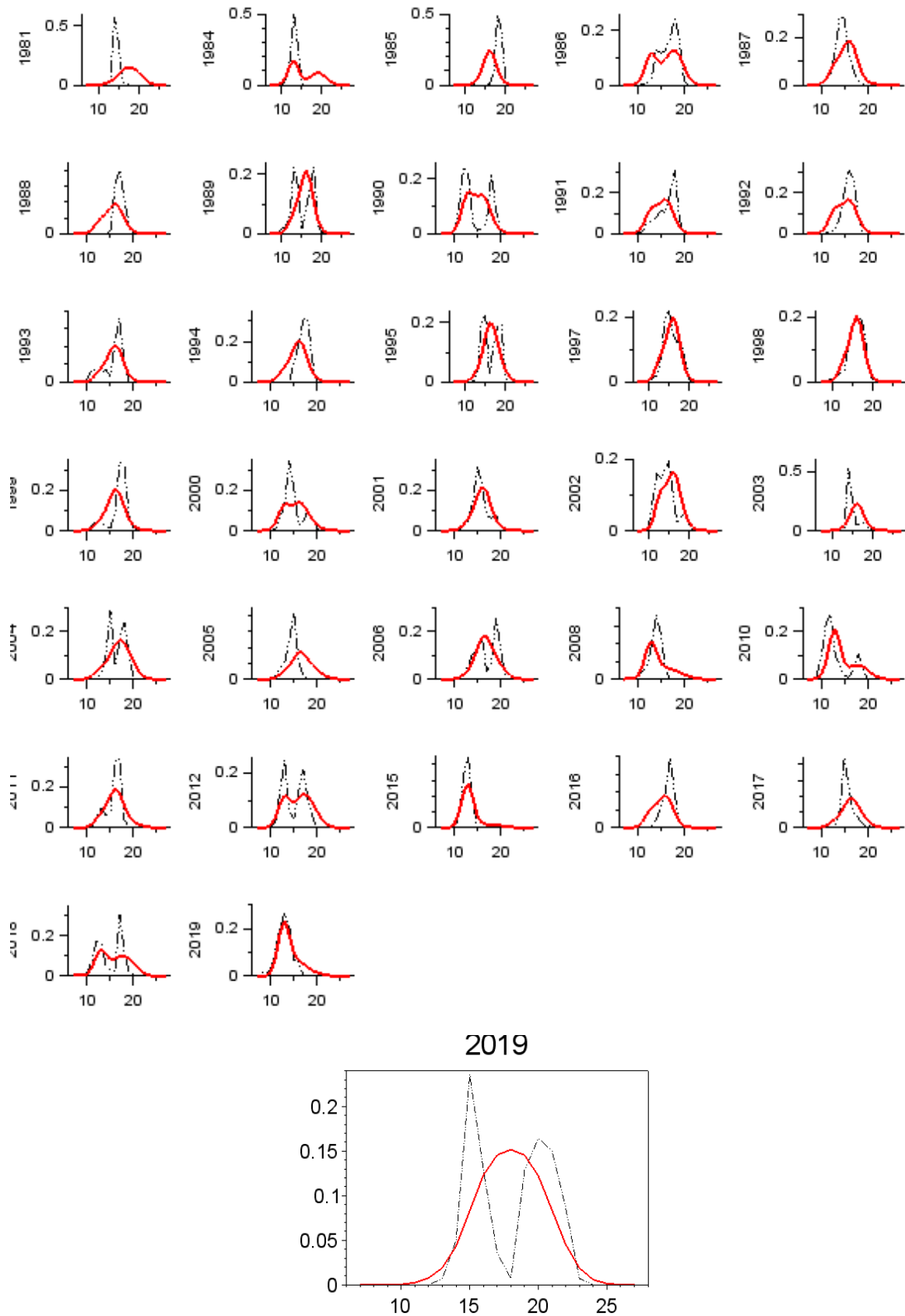
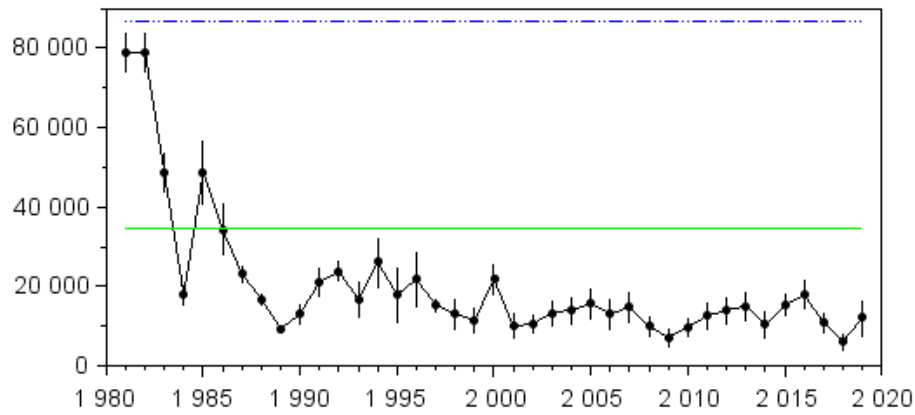


Figura ch2. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos de frecuencia de tallas de las capturas (arriba) y los cruceros (abajo). **CHUHUECO**

Biomasa desovante (t)



Reclutamiento (#)

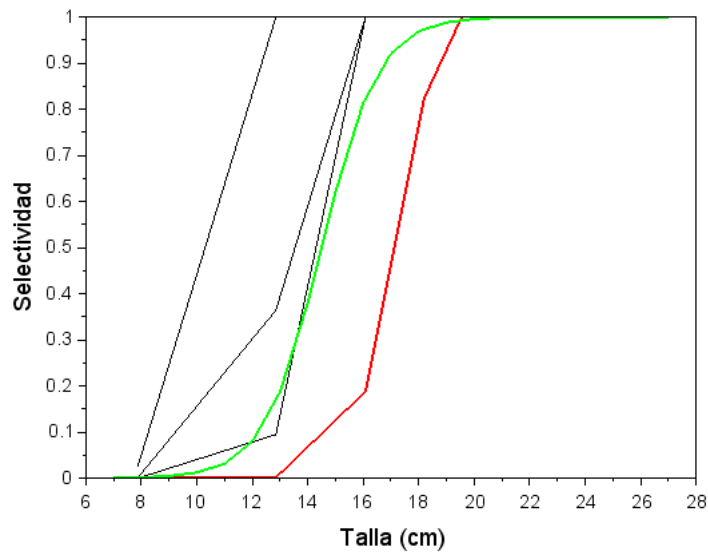
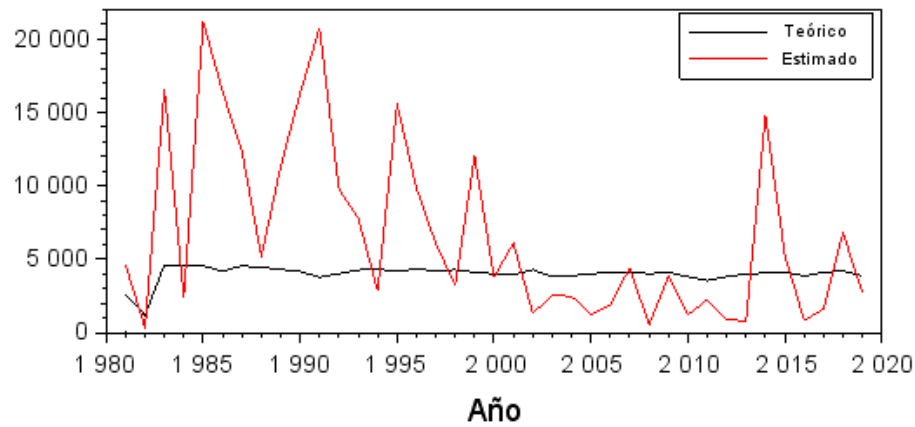


Figura ch3. Biomasa desovante con IC95% (líneas verticales). La línea horizontal azul es B0 y la línea verde es el objetivo 40%B0. Abajo: Bloques de selectividad. En rojo selectividad del crucero y en verde la proporción de madurez. **CHUHUECO**

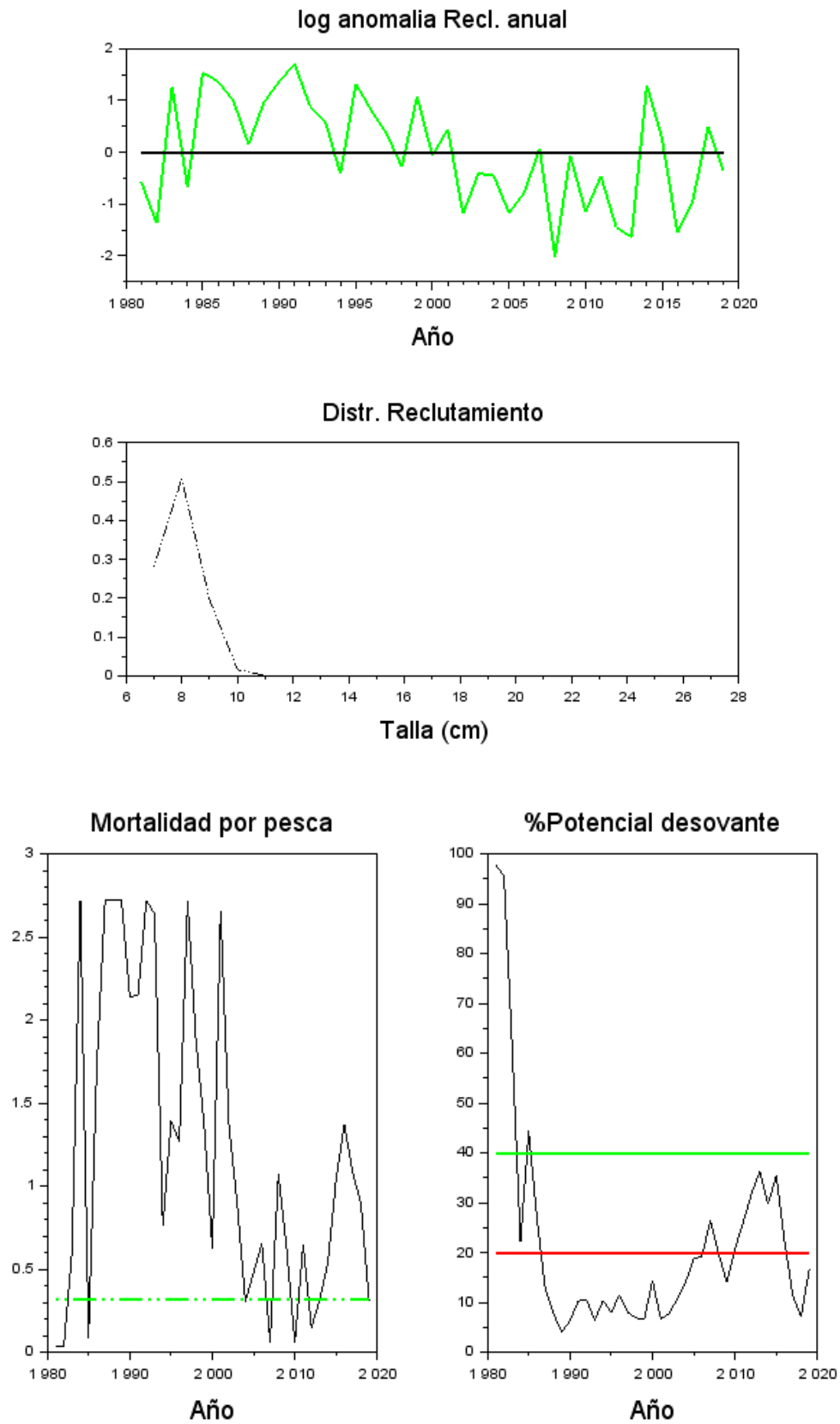


Figura ch4. Arriba: Desvíos logarítmicos anuales del reclutamiento y la distribución de tallas del reclutamiento. Abajo: Mortalidad por pesca anual y potencia desovante. La línea verde es el objetivo. **CHUHUECO**

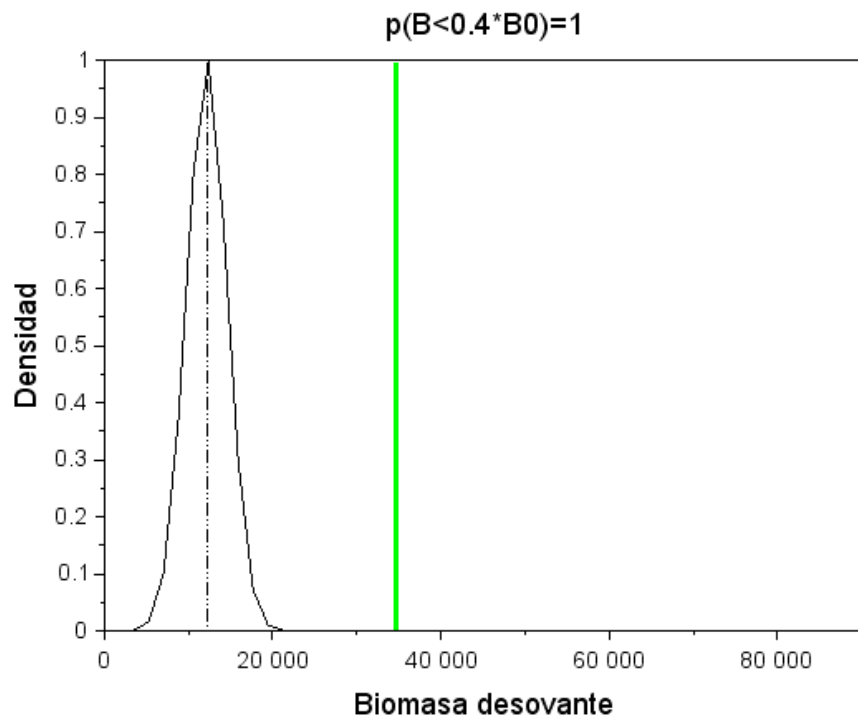
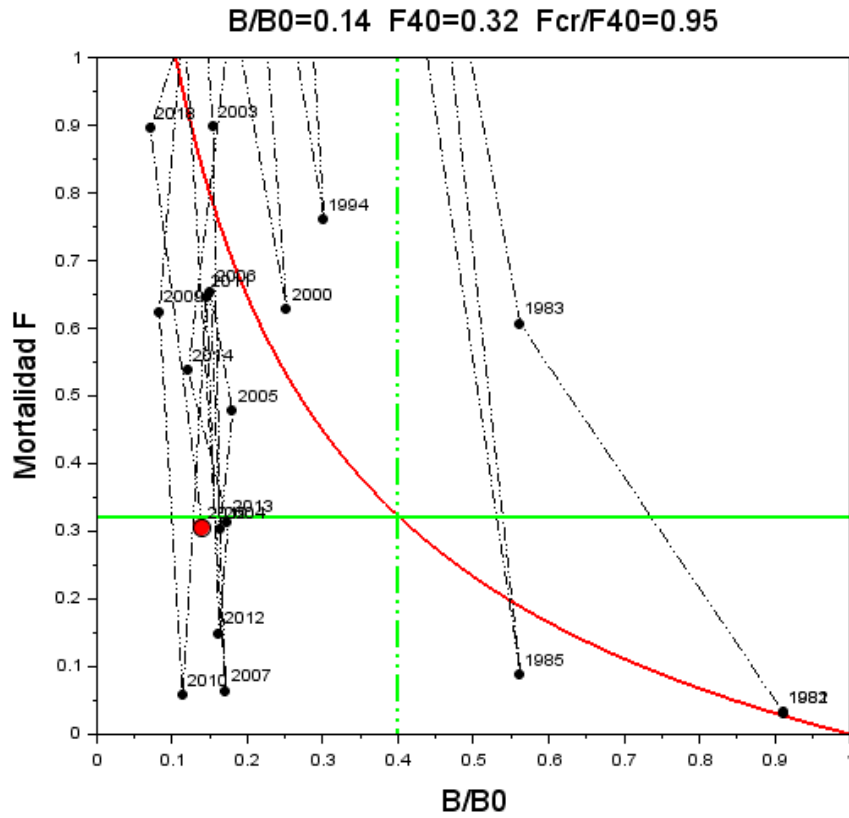


Figura ch5. Arriba: Diagrama de explotación de Kobe. EL círculo rojo es la condición actual. Abajo: Distribución de probabilidad de la biomasa desovante 2020, y riesgo de estar por debajo del PBR referencia (40%B0). **CHUHUECO**

Tabla ch1. Capturas, CPUE y biomasa acústica empleados en la evaluación de CHUHUECO

Año	Capturas(t)	CPUE	Biom. Acústica(t)
1981	2832	0	0
1982	2832	0	0
1983	40384	0	0
1984	54029	1.217	0
1985	5788	3.267	0
1986	74246	1.74	0
1987	126420	3.277	0
1988	84346	0.78	0
1989	63433	1.348	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	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	2.14	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

Tabla ch2. Estimaciones de reclutamiento, biomasa desovante, mortalidad por pesca (F) y proporción de biomasa virginal (B/B0) y Razón de Potencial Desovante (RPD) de **CHUHUECO**

Año	Reclutas (#)	Biomasa (t)	F	F/F40	B/B0	RPD
1981	4635	79010	0.031	0.097	0.912	0.978
1982	296	79011	0.031	0.096	0.912	0.956
1983	16594	48719	0.606	1.894	0.562	0.61
1984	2372	17882	2.718	8.495	0.206	0.222
1985	21180	48731	0.087	0.272	0.562	0.443
1986	16423	34384	1.728	5.399	0.397	0.268
1987	12335	23231	2.718	8.495	0.268	0.128
1988	5189	16850	2.718	8.495	0.194	0.077
1989	11331	9355	2.718	8.495	0.108	0.041
1990	16302	13170	2.14	6.687	0.152	0.063
1991	20765	21129	2.148	6.713	0.244	0.103
1992	9809	23891	2.718	8.495	0.276	0.105
1993	7774	16805	2.64	8.251	0.194	0.065
1994	2851	26161	0.759	2.373	0.302	0.103
1995	15589	17954	1.392	4.351	0.207	0.08
1996	9848	21797	1.264	3.951	0.252	0.114
1997	6051	15387	2.718	8.495	0.178	0.08
1998	3218	13092	1.885	5.89	0.151	0.069
1999	12028	11529	1.373	4.292	0.133	0.066
2000	3755	21865	0.627	1.959	0.252	0.143
2001	6110	10046	2.659	8.309	0.116	0.067
2002	1308	10672	1.373	4.291	0.123	0.077
2003	2539	13373	0.897	2.804	0.154	0.106
2004	2468	14196	0.303	0.948	0.164	0.14
2005	1243	15642	0.477	1.491	0.181	0.188
2006	1873	13110	0.654	2.043	0.151	0.192
2007	4411	14856	0.063	0.198	0.171	0.264
2008	534	9995	1.073	3.352	0.115	0.197
2009	3851	7228	0.623	1.948	0.083	0.141
2010	1212	9904	0.056	0.176	0.114	0.208
2011	2237	12625	0.646	2.019	0.146	0.261
2012	894	14114	0.148	0.463	0.163	0.318
2013	777	15119	0.313	0.978	0.175	0.363
2014	14819	10521	0.537	1.677	0.121	0.297
2015	5296	15255	1.043	3.26	0.176	0.354
2016	814	18034	1.371	4.284	0.208	0.223
2017	1611	10855	1.081	3.379	0.125	0.113
2018	6798	6193	0.895	2.796	0.071	0.071
2019	2720	12193	0.305	0.952	0.141	0.166

Tabla ch3. Biomasa desovante virginal (B0), biomasa desovante actual, proporción de biomasa virginal (B/B0) y Razón de Potencial Desovante (RPD) de **CHUHUECO** para 5 casos de análisis

Escenario	B0 (t)	Biomasa (t)	B/B0	RPD
S1	86635	12193	0.141	0.166
S2	126425	32408	0.256	0.360
S3	121630	41379	0.340	0.419
S4	88105	12373	0.140	0.171
S5	86705	12338	0.142	0.168

Tabla ch4. Variación de la log-verosimilitud para las diferentes fuentes de datos y error medido en 5 casos de escenarios de análisis de evaluación del recurso **CHUHUECO**

Escenario	CPUE	Acústica	Capturas	prop_Capt	prop_Cru	dev_R0
S1	8.0	0.1	3.5	1702.1	0.0	22.9
S2	28.4	0.8	0.8	1721.8	1.6	15.3
S3	6.8	0.8	0.0	0.0	1.1	0.0
S4	0.0	0.1	1.2	1640.4	1.2	18.4
S5	7.9	0.0	3.5	1702.3	0.0	22.8

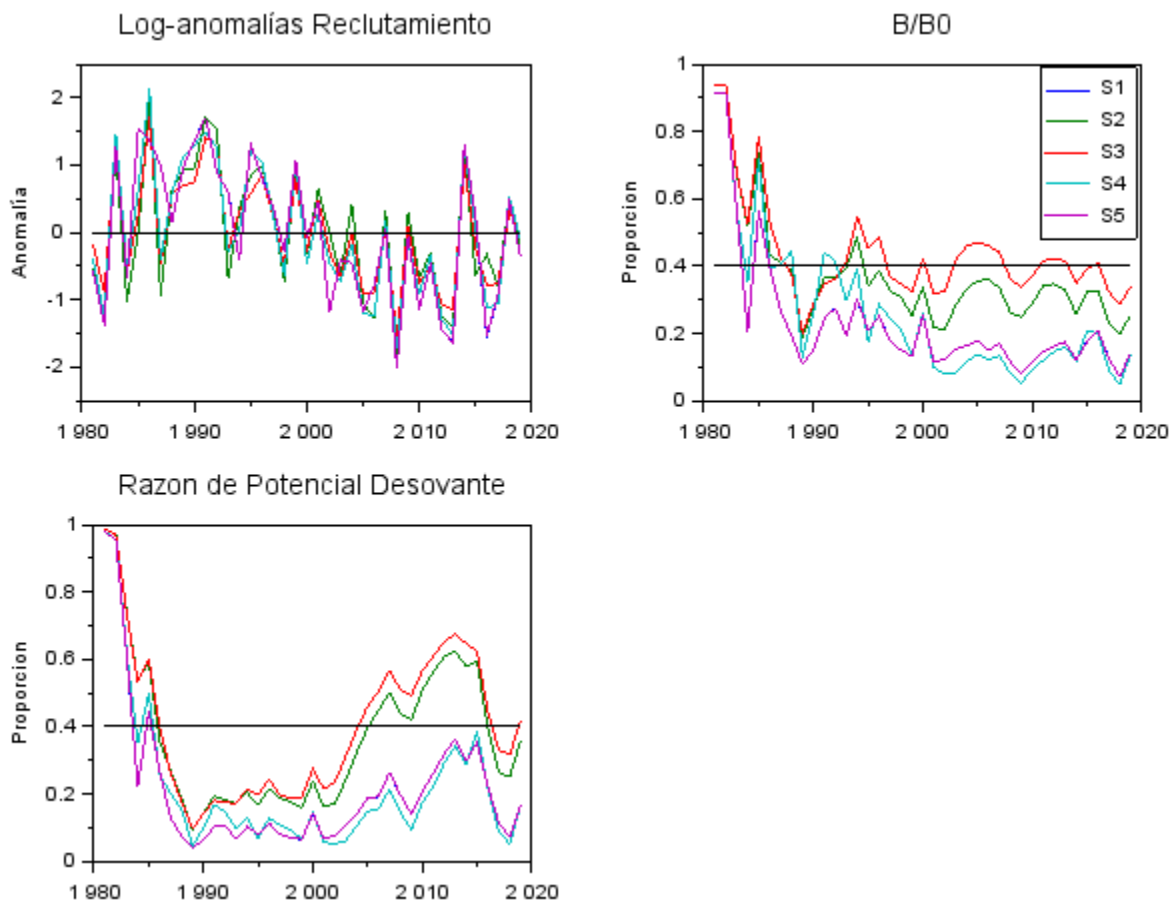


Figura ch6. Log anomalías de reclutamientos, proporción de la biomasa desovante virginal y razón de potencial reproductivo medidos en 5 casos de escenarios de análisis de evaluación del recurso **CHUHUECO**

4.6. MACARELA (*Scomber japonicus*)

La macarela (*Scomber japonicus*) es uno de los principales recursos pelágicos del Ecuador, y cuyo aporte promedio en los desembarques de los últimos cinco años ha sido del 26% en el conjunto de pequeños pelágicos. Las variaciones históricas de los índices de abundancia y la talla promedio de las capturas muestra ciertos ciclos relacionados con las fluctuaciones poblacionales, las cuales son reproducidas, en cuanto a las tendencias, por el modelo de evaluación de stock (**Figura m1**). Las composiciones de tallas de las capturas en algunos años muestran polimodalidad que el modelo no es capaz de reproducir por completo, destacándose por ejemplo la composición de tallas del crucero 2019 que es muy diferente a la registrada en la pesquería (unimodal). Dada esta situación y considerando que los datos de la pesquería son más abundantes y sistemáticos que los del crucero, la falta de ajuste a estos últimos datos debiera ser entendida como parte del error de observación (**Figura m2**).

La biomasa virginal de *S. japonicus* se estima en poco más de $B_0=400$ mil toneladas (**Tabla m2**), en torno a la cual, se han registrado notables variaciones producto de períodos de altos y bajos reclutamientos. De hecho, se estima que el período de gran abundancia 1980-1995 se habría generado por cinco grandes reclutamientos, los que por sobre el promedio de largo plazo, explican la expansión poblacional por sobre B_0 durante estos años (**Figura m3**). Esto determinó capturas que en promedio superaron las 200 mil toneladas. La posterior reducción de las capturas se origina por la reducción y estabilidad de los reclutamientos (individuos en torno a 12 cm) en torno a promedios normales que se mantienen hasta la actualidad (**Figura m3 y m4**). Durante este periodo y debido a la constante presión de pesca, las estimaciones poblacionales indican que la biomasa desovante de *S. japonicus*, ha fluctuado por debajo de la biomasa de referencia de largo plazo $40\%B_0=160$ mil toneladas (**Figura m3**). Por el contrario, la Razón de Potencial Desovante (RPD) muestra que la disminución de la escala poblacional se habría dado debido principalmente a reducciones en la escala del reclutamiento. En este sentido y producto de la reducción en la mortalidad por pesca (y capturas), la población al 2019 podría encontrarse en torno al 40% de aquella que hubiese existido sin explotación (**Figura m4**). El diagrama de Kobe ubica a este recurso en una condición de sobreexplotación (94% de probabilidad) si se consideran las referencias de largo plazo. Del mismo modo ubica a la mortalidad por pesca por debajo del valor $F40\%$ y, por ende, fuera de la zona de sobrepesca (**Figura m5**). De mantenerse el nivel actual de mortalidad por pesca, la población debiese registrar una rápida recuperación poblacional.

El análisis de sensibilidad de la evaluación de stock muestra consistencia y robustez en las estimaciones de los reclutamientos para las cinco hipótesis analizadas (**Figura m6**). La biomasa relativa B/B_0 muestra que solo en el escenario S3 se podría registrar una condición poblacional cercana al $40\%B_0$. En este escenario se reduce al 50% del peso estadístico de las composiciones de tallas de las capturas. Esta situación generaría una notable mejora en el ajuste del modelo al índice de abundancia CPUE y las capturas, denotando con esto cierta inconsistencia con las restantes piezas de información analizadas. El tratamiento estadístico de este escenario debiese ser examinado con mayor detalle previo a considerarlo como candidato de diagnóstico poblacional (**Tabla m3 y m4**). Los datos de Capturas, CPUE y biomasa acústica empleados en la evaluación de macarela, se encuentran registrados en la tabla m1.

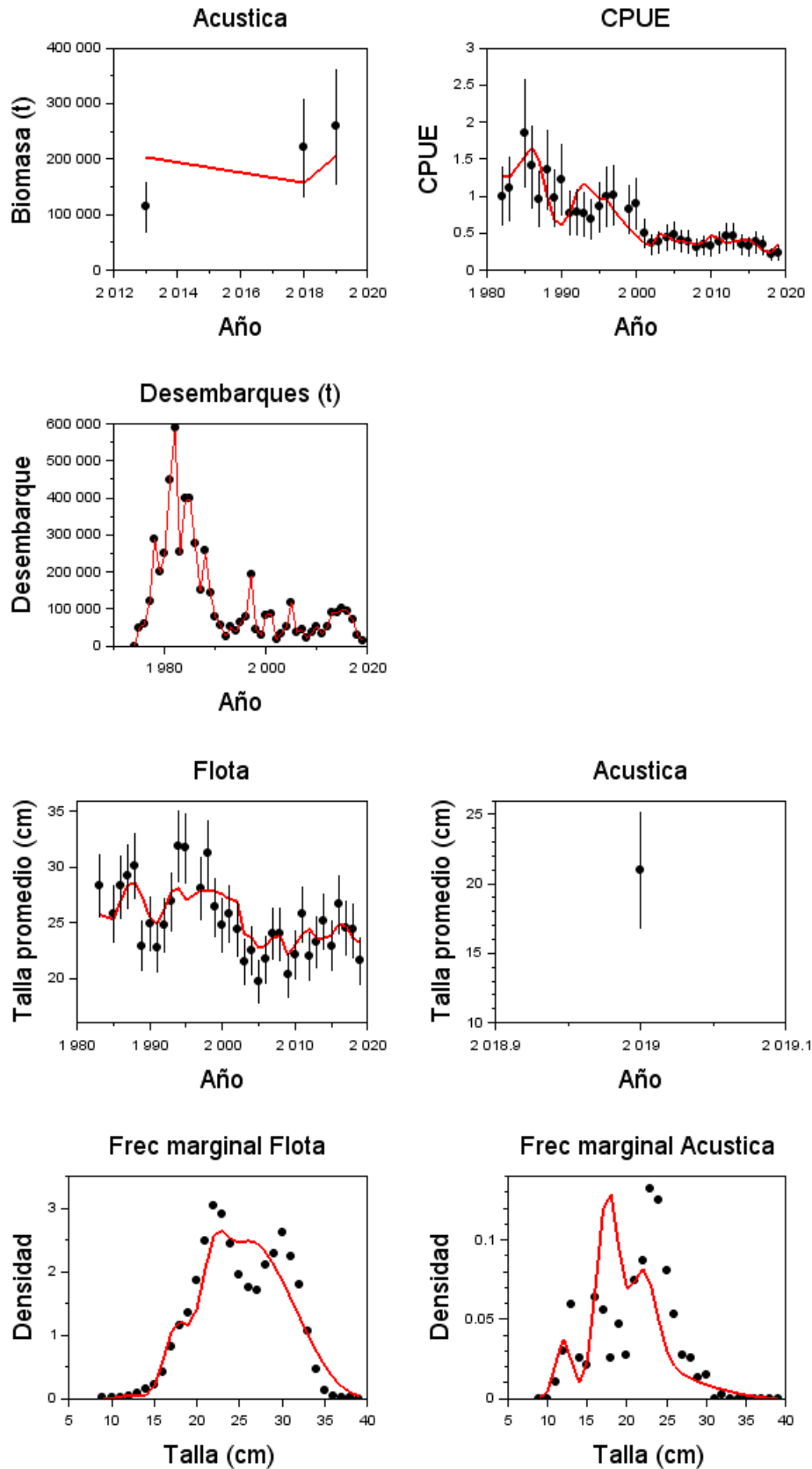


Figura m1. Ajuste del modelo de evaluación (línea roja) a los datos de biomasa acústica, CPUE, desembarques, talla promedio y frecuencias de tallas marginales. **MACARELA** 45

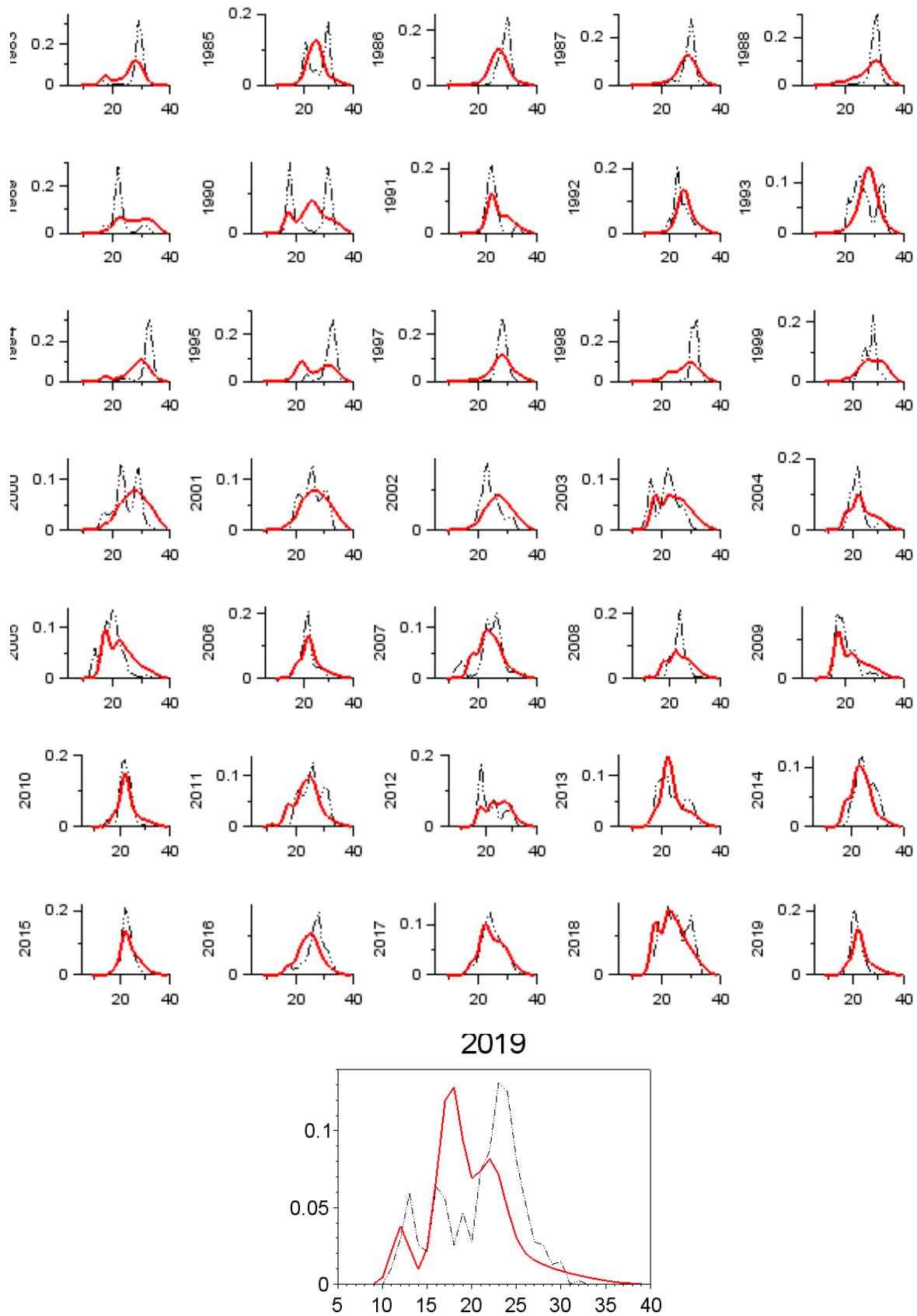


Figura m2. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos de frecuencia de tallas de las capturas (arriba) y los cruceros (abajo). **MACARELA**

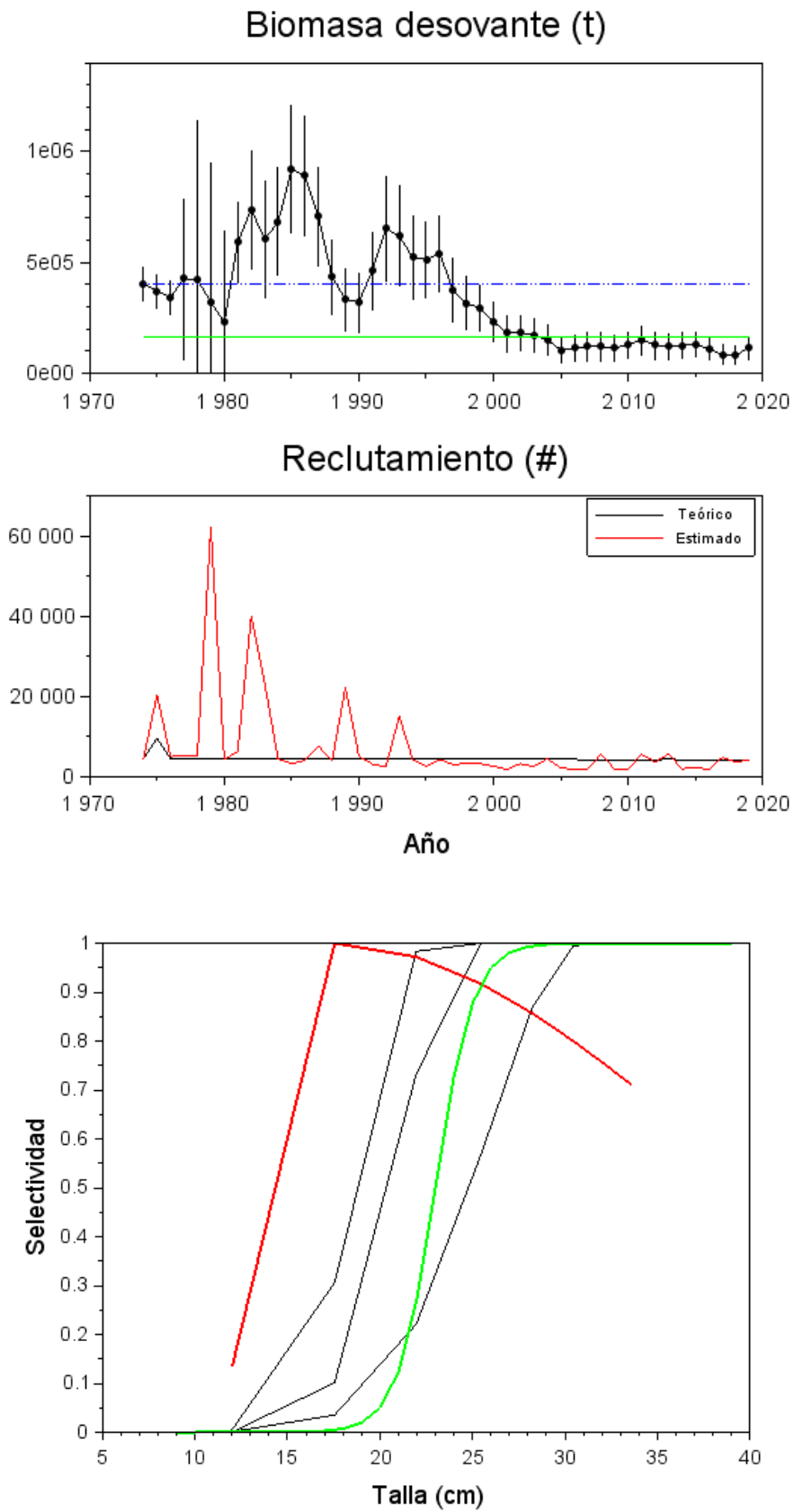


Figura m3. Biomasa desovante con IC95% (líneas verticales). La línea horizontal azul es B_0 y la línea verde es el objetivo 40% B_0 . Abajo: Bloques de selectividad. En rojo selectividad del crucero y en verde la proporción de madurez. **MACARELA**

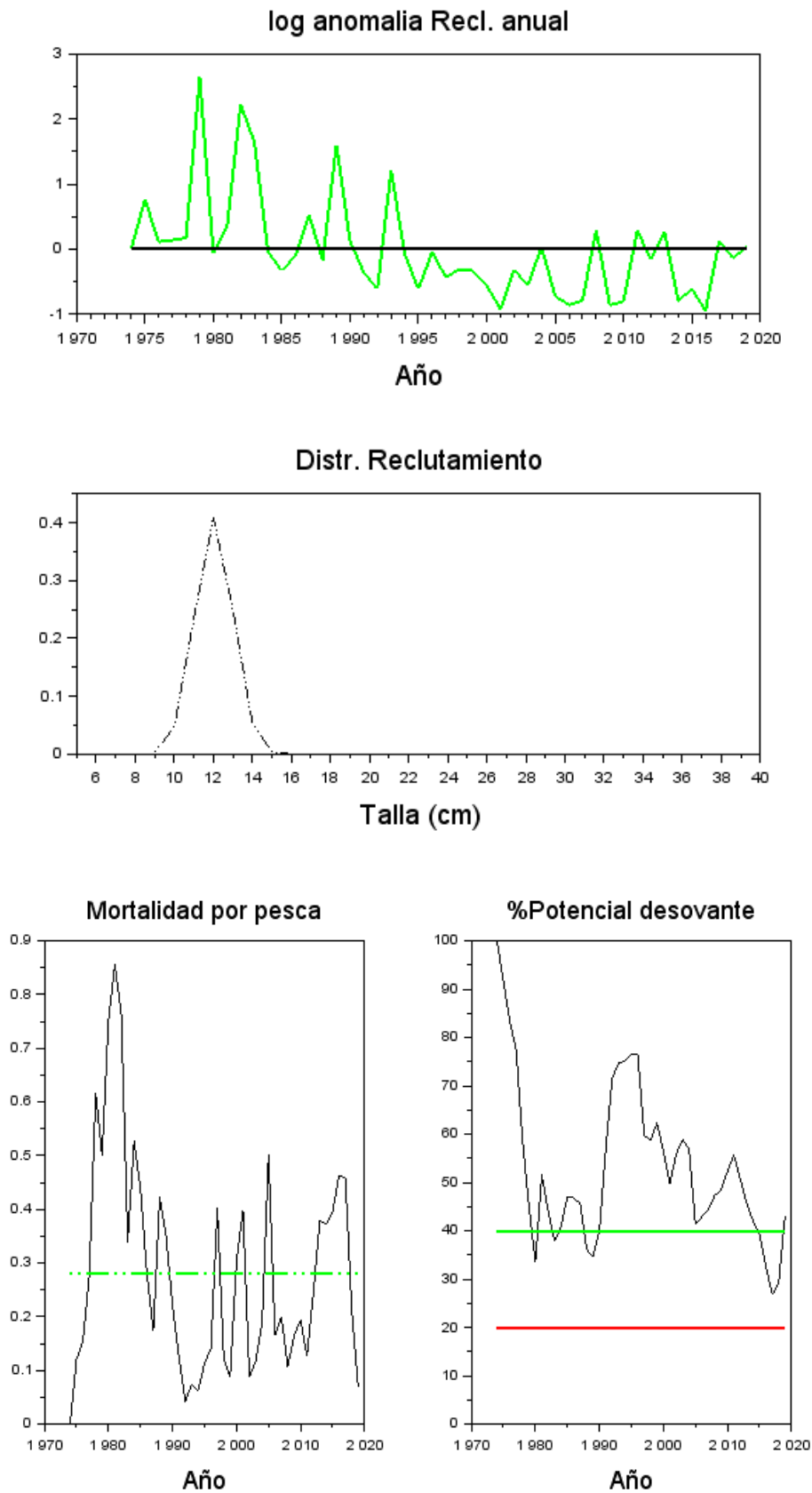


Figura m4. Arriba: Desvíos logarítmicos anuales del reclutamiento y la distribución de tallas del reclutamiento. Abajo: Mortalidad por pesca anual y potencia desovante. La línea verde es el objetivo. **MACARELA**

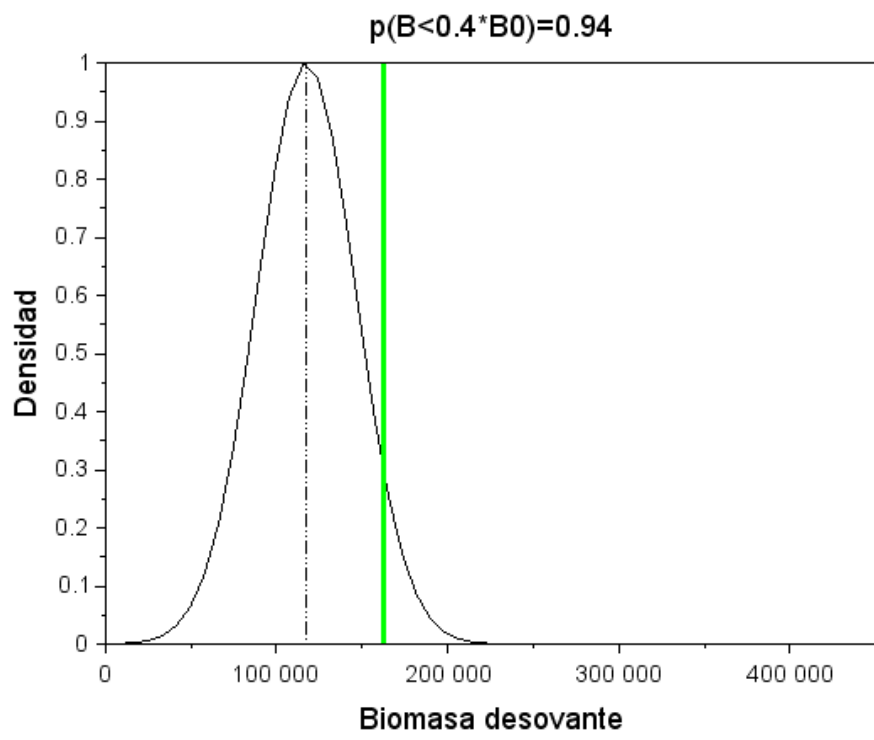
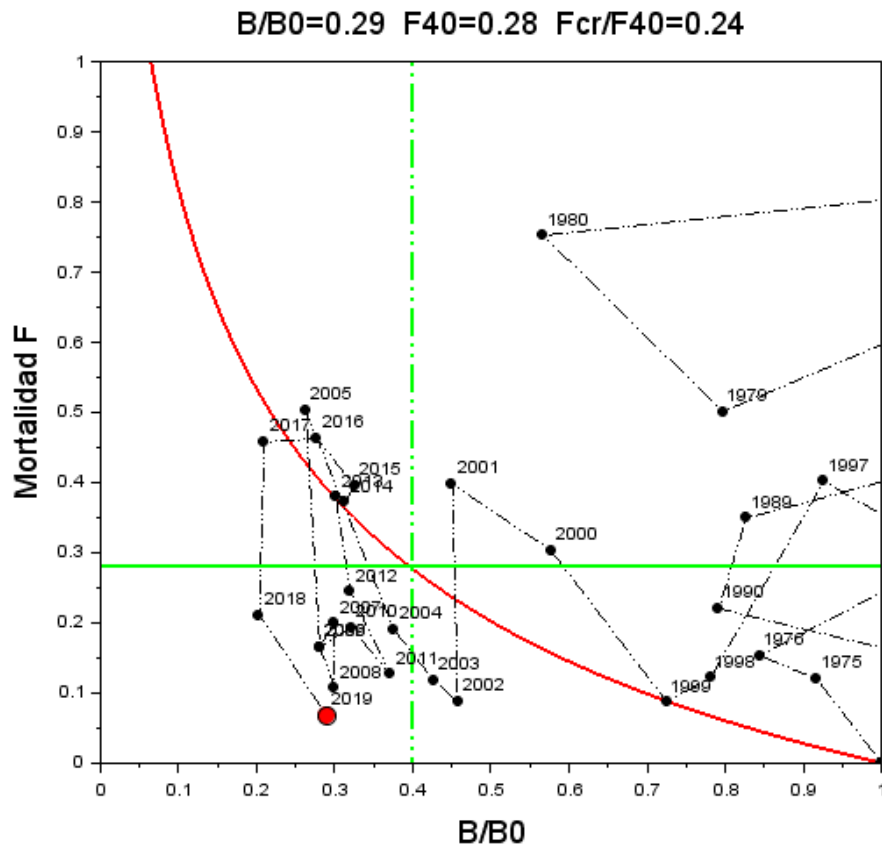


Figura m5. Arriba: Diagrama de explotación de Kobe. EL círculo rojo es la condición actual. Abajo: Distribución de probabilidad de la biomasa desovante 2020, y riesgo de estar por debajo del PBR referencia (40% B0).
MACARELA

Tabla m1. Capturas, CPUE y biomasa acústica empleados en la evaluación de **MACARELA**

Año	Capturas(t)	CPUE	Biom. Acústica(t)
1974	1	0	0
1975	49788	0	0
1976	59745	0	0
1977	119490	0	0
1978	288768	0	0
1979	199150	0	0
1980	248938	0	0
1981	448088	0	0
1982	589375	1	0
1983	252667	1.105	0
1984	396913	0	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	0.77	0
1992	25651	0.791	0
1993	50980	0.767	0
1994	38991	0.683	0
1995	63577	0.852	0
1996	79484	1	0
1997	192181	1.011	0
1998	44716	0	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	0.308	0
2009	36679	0.338	0
2010	52751	0.32	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

Tabla m2. Estimaciones de reclutamiento, biomasa desovante, mortalidad por pesca (F) y proporción de biomasa virginal (B/B0) y razón de potencial desovante (RPD) de **MACARELA**

Año	Reclutas (#)	Biomasa (t)	F	F/F40	B/B0	RPD
1974	4423	405183	0	0	1	1
1975	20368	371446	0.12	0.429	0.917	0.917
1976	4944	341926	0.153	0.547	0.844	0.834
1977	5061	428401	0.277	0.989	1.057	0.774
1978	5232	422718	0.617	2.204	1.043	0.586
1979	62202	322759	0.501	1.789	0.797	0.45
1980	4174	229673	0.753	2.688	0.567	0.335
1981	6187	591097	0.856	3.056	1.459	0.516
1982	39980	739771	0.763	2.724	1.826	0.441
1983	23219	604786	0.34	1.214	1.493	0.379
1984	4285	682598	0.527	1.881	1.685	0.408
1985	3201	918823	0.437	1.562	2.268	0.47
1986	4019	890033	0.28	1.001	2.197	0.468
1987	7632	705835	0.174	0.622	1.742	0.456
1988	3794	435550	0.423	1.511	1.075	0.361
1989	22230	335073	0.349	1.248	0.827	0.345
1990	5001	320696	0.22	0.787	0.791	0.4
1991	3073	465353	0.125	0.445	1.148	0.569
1992	2373	653112	0.042	0.15	1.612	0.716
1993	14925	620303	0.074	0.266	1.531	0.746
1994	4128	522124	0.063	0.223	1.289	0.752
1995	2412	513001	0.113	0.404	1.266	0.764
1996	4246	540552	0.141	0.504	1.334	0.764
1997	2892	375225	0.402	1.434	0.926	0.597
1998	3262	316514	0.122	0.437	0.781	0.587
1999	3155	293788	0.087	0.311	0.725	0.623
2000	2503	233618	0.304	1.084	0.577	0.564
2001	1736	182583	0.397	1.419	0.451	0.496
2002	3152	185412	0.087	0.312	0.458	0.559
2003	2445	172840	0.118	0.421	0.427	0.588
2004	4418	152296	0.19	0.679	0.376	0.569
2005	2072	106491	0.503	1.795	0.263	0.413
2006	1792	113863	0.165	0.589	0.281	0.429
2007	1852	121322	0.2	0.713	0.299	0.442
2008	5555	121612	0.107	0.382	0.3	0.473
2009	1756	113826	0.166	0.592	0.281	0.484
2010	1863	129912	0.193	0.69	0.321	0.523
2011	5484	150559	0.126	0.451	0.372	0.557
2012	3586	129695	0.244	0.872	0.32	0.507
2013	5535	122247	0.379	1.354	0.302	0.457
2014	1888	127087	0.372	1.328	0.314	0.42
2015	2248	131706	0.395	1.412	0.325	0.393
2016	1615	112499	0.463	1.652	0.278	0.326
2017	4757	85048	0.458	1.636	0.21	0.268
2018	3591	82527	0.211	0.754	0.204	0.292
2019	4135	117534	0.068	0.243	0.29	0.431

Tabla m3. Biomasa desovante virginal (B0), biomasa desovante actual, proporción de biomasa virginal (B/B0) y Razón de Potencial Desovante (RPD) de **MACARELA** para 5 casos de análisis

Escenario	B0 (t)	Biomasa (t)	B/B0	RPD
S1	405367	117455	0.290	0.431
S2	435300	91067.1	0.209	0.367
S3	611036	248325	0.406	0.625
S4	334064	107552	0.322	0.407
S5	394937	108671	0.275	0.412

Tabla m4. Variación de la log-verosimilitud para las diferentes fuentes de datos y error medidos en 5 casos de escenarios de análisis de evaluación del recurso **MACARELA**

Escenario	CPUE	Acústica	Capturas	prop_Capt	prop_Cru	dev_R0
S1	13.1	1.3	0.3	1430.8	0.0	13.1
S2	15.1	1.5	0.4	1429.7	0.0	15.1
S3	0.3	1.0	0.0	0.0	79.3	0.3
S4	0.0	0.6	0.2	1401.6	78.6	0.0
S5	13.2	0.0	0.3	1430.2	78.9	13.2

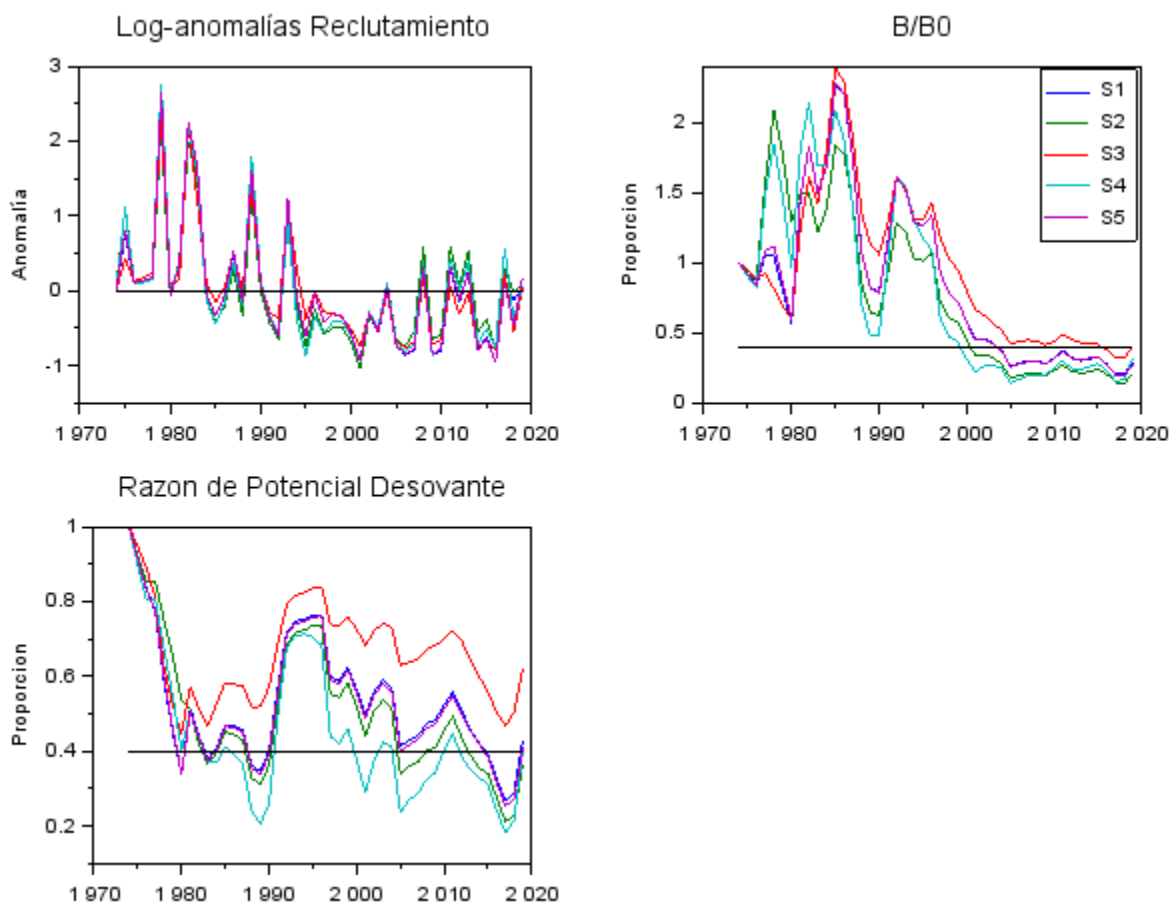


Figura m6. Log anomalías de reclutamientos, proporción de la biomasa desovante virginal y razón de potencial reproductivo medidos en 5 casos de escenarios de análisis de evaluación del recurso **MACARELA**

4.7. PICUDILLO (*Decapterus macrosomma*)

La pesquería de picudillo *Decapterus macrosomma* es reciente y generada en las últimas dos décadas. La magnitud de las capturas se incrementó rápidamente y sobrepasó en algunos años las 40 mil toneladas, explicadas principalmente por incrementos poblacionales. Sin embargo, la pesquería ha decaído notablemente de 70 mil toneladas el 2016 a poco más de 4 mil toneladas el 2019 (**Tabla pi1**). El modelo de evaluación reproduce medianamente la señal de abundancia relativa CPUE caracterizada por su sostenida reducción en los últimos cuatro años, y con mejor ajuste a la talla promedio de las capturas producto de cambios en el patrón de explotación (**Figura pi1**). Cabe destacar que el ajuste del modelo a la composición de tallas del crucero 2019 es deficiente, y esto se debe a que durante el crucero no se registra presencia significativa de individuos mayores a 20 cm. La presencia de estos individuos es más significativa en las capturas, por lo cual esta situación denota inconsistencia entre las piezas de información, y por ende pone en cuestionamiento el aporte de esta información (composiciones de talla acústica) en el modelo de evaluación (**Figura pi1 y pi2**).

Producto del desarrollo explosivo de esta pesquería, se estima que la biomasa inicial el año 2004 y estimada en 51 mil toneladas, disminuyó rápidamente y cayó por debajo de la biomasa de referencia ($40\%B_0=20$ mil toneladas) el 2008 (**Tabla pi2**). Desde ese entonces la población ha fluctuado por debajo de la biomasa objetivo, y al 2019 se estima en torno a las 8 mil toneladas. Los reclutamientos de este recurso han sido erráticos con tres valores destacables por sobre la media de 2008, 2014 y 2016 (**Figura pi3**) y muy ligados con los eventos de máximas capturas antes destacado. Los reclutamientos en este recurso corresponden a individuos con talla promedio en torno a 15 cm de longitud.

El alto nivel de capturas habría generado valores de mortalidad por pesca muy por sobre el valor de referencia, explicando por ende la condición poblacional (**Figura pi3**). La caída de las capturas hacia el 2019 habría producido uno de los niveles más bajos de mortalidad por pesca, comparable a los inicios de la pesquería. No obstante, las altas tasas de explotación a las que ha estado sometido este recurso explicarían en general, el hecho que la Razón de Potencial Desovante (RPD) al 2019 se encuentre reducido por debajo del 10% del potencial que hubiese existido sin pesca. Lo anterior significa que, como consecuencias de la alta explotación de años previos, se ha producido una reducción notable en la presencia de peces desovantes (grandes) en la población. De acuerdo con esto y del diagrama de Kobe, se estima que *Decapterus macrosomma*, presentaría un 100% de probabilidad de sobreexplotación dada una biomasa reducida al 14% de B_0 , pero sin sobrepesca ($F < F_{40\%}$) (**Figura pi5**).

Los análisis de sensibilidad indican que en todos los casos analizados la población se encuentra deprimida, con niveles de reducción entre un 13% y 20% de B_0 (**Tabla pi3**). Los escenarios son muy consistentes entre ellos tanto en la variabilidad interanual como de las magnitudes de las estimaciones de biomasa (**Figura pi6**), y corroboran el estado de situación del recurso.

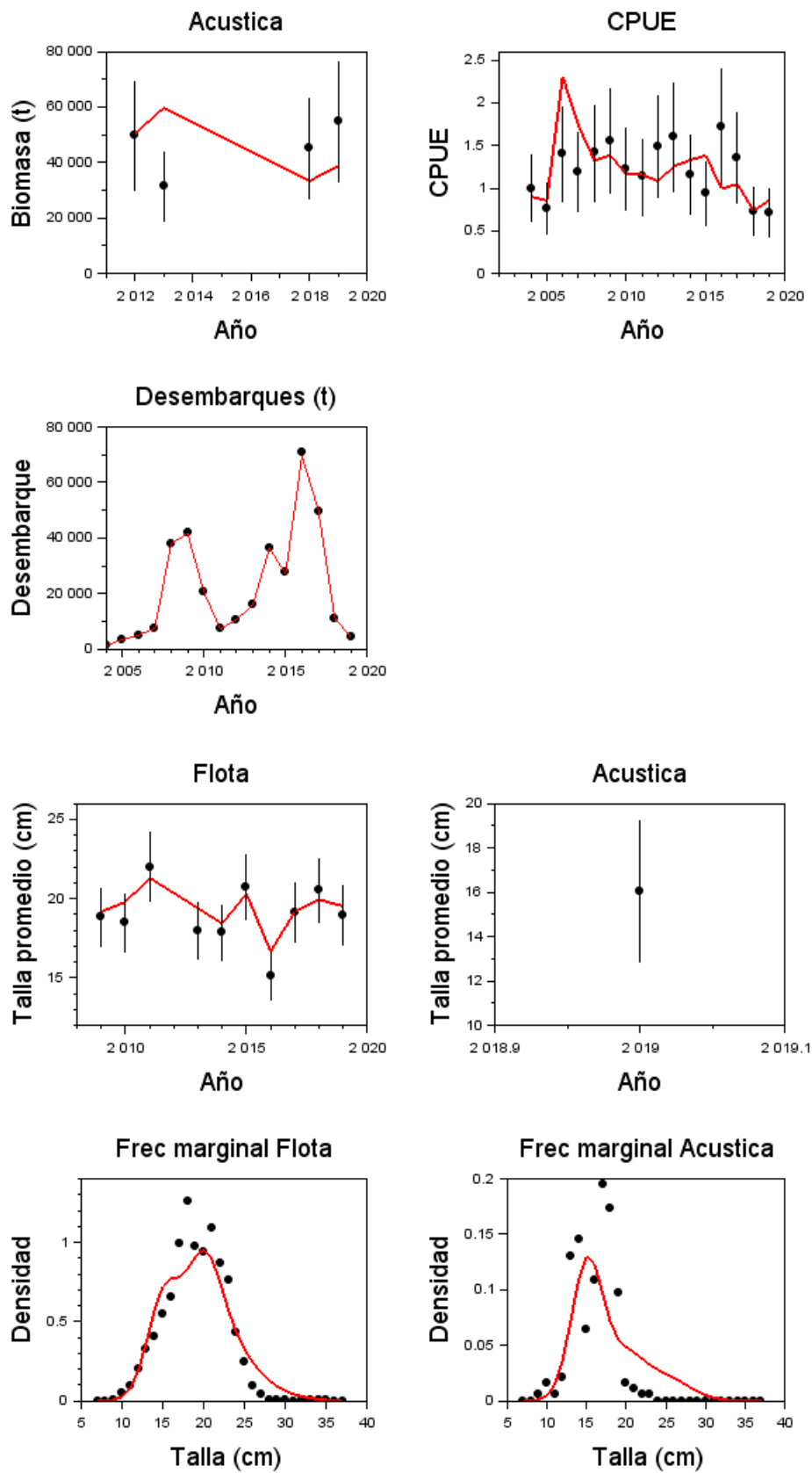


Figura pi1. Ajuste del modelo de evaluación (línea roja) a los datos de biomasa acústica, CPUE, desembarques, talla promedio y frecuencias de tallas marginales. **PICUDILLO**

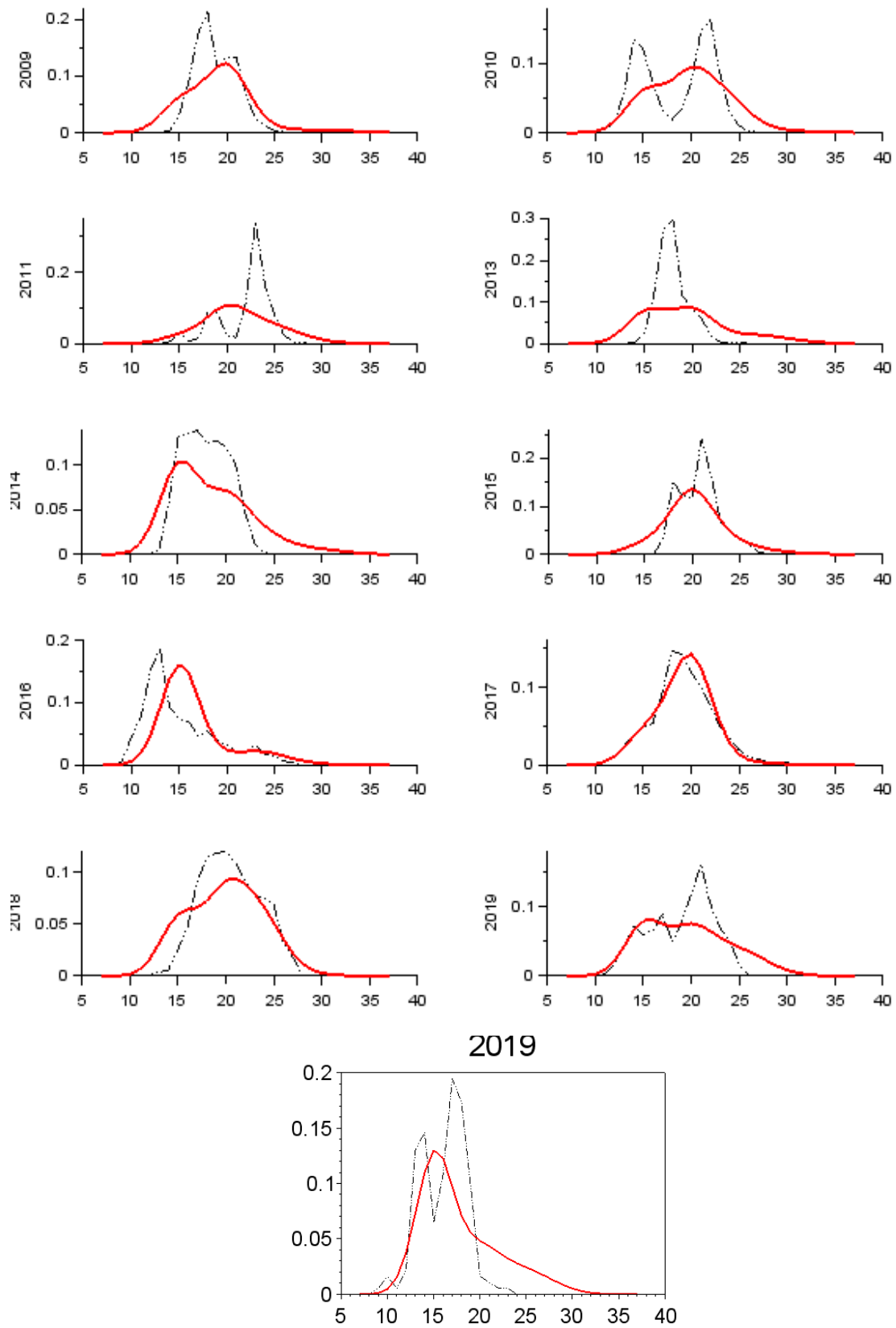


Figura pi2. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos de frecuencia de tallas de las capturas (arriba) y los cruceros (abajo). **PICUDILLO**

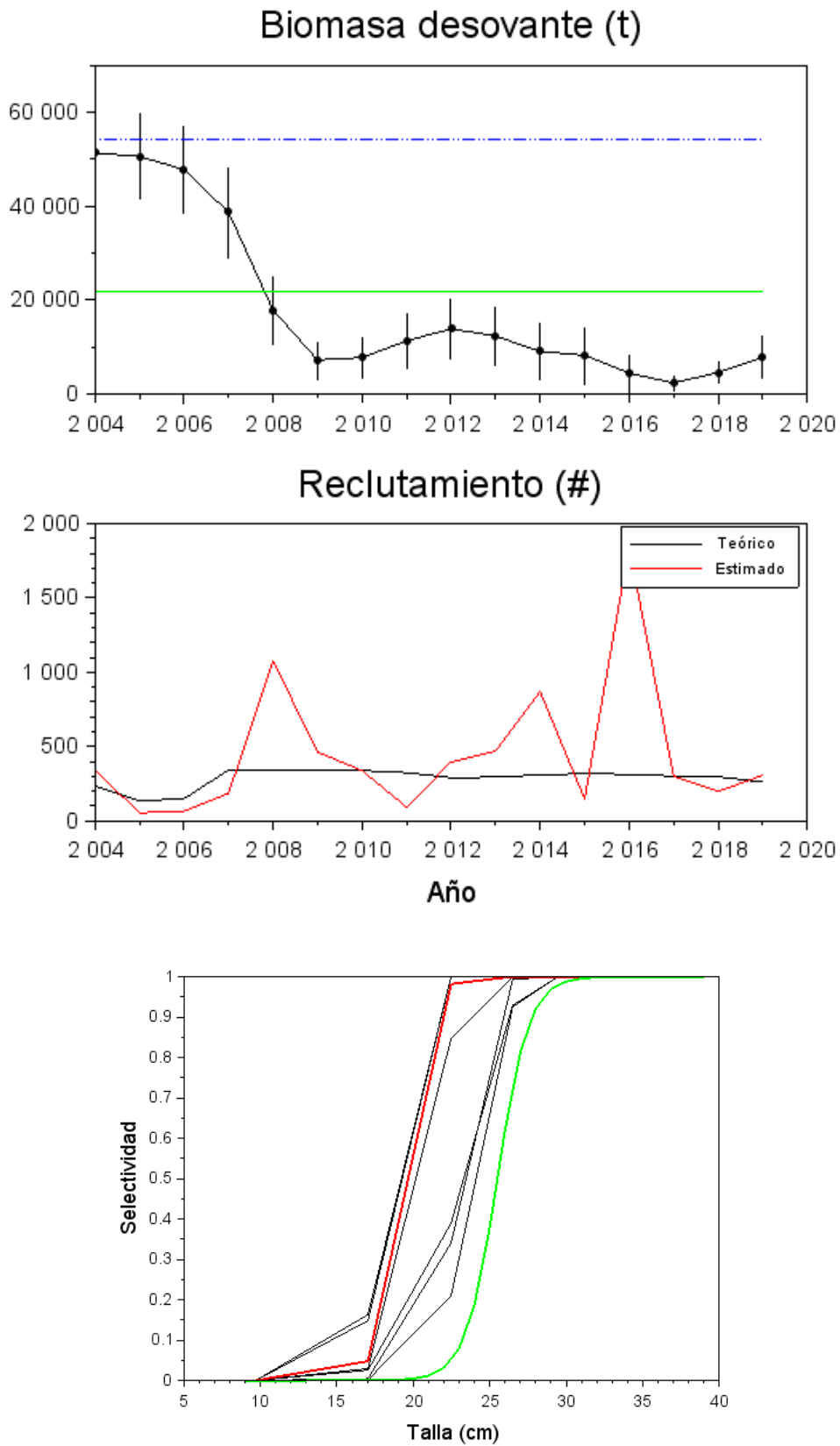


Figura pi3. Biomasa desovante con IC95% (líneas verticales). La línea horizontal azul es B0 y la línea verde es el objetivo 40%B0. Abajo: Bloques de selectividad. En rojo selectividad del crucero y en verde la proporción de madurez. **PICUDILLO**

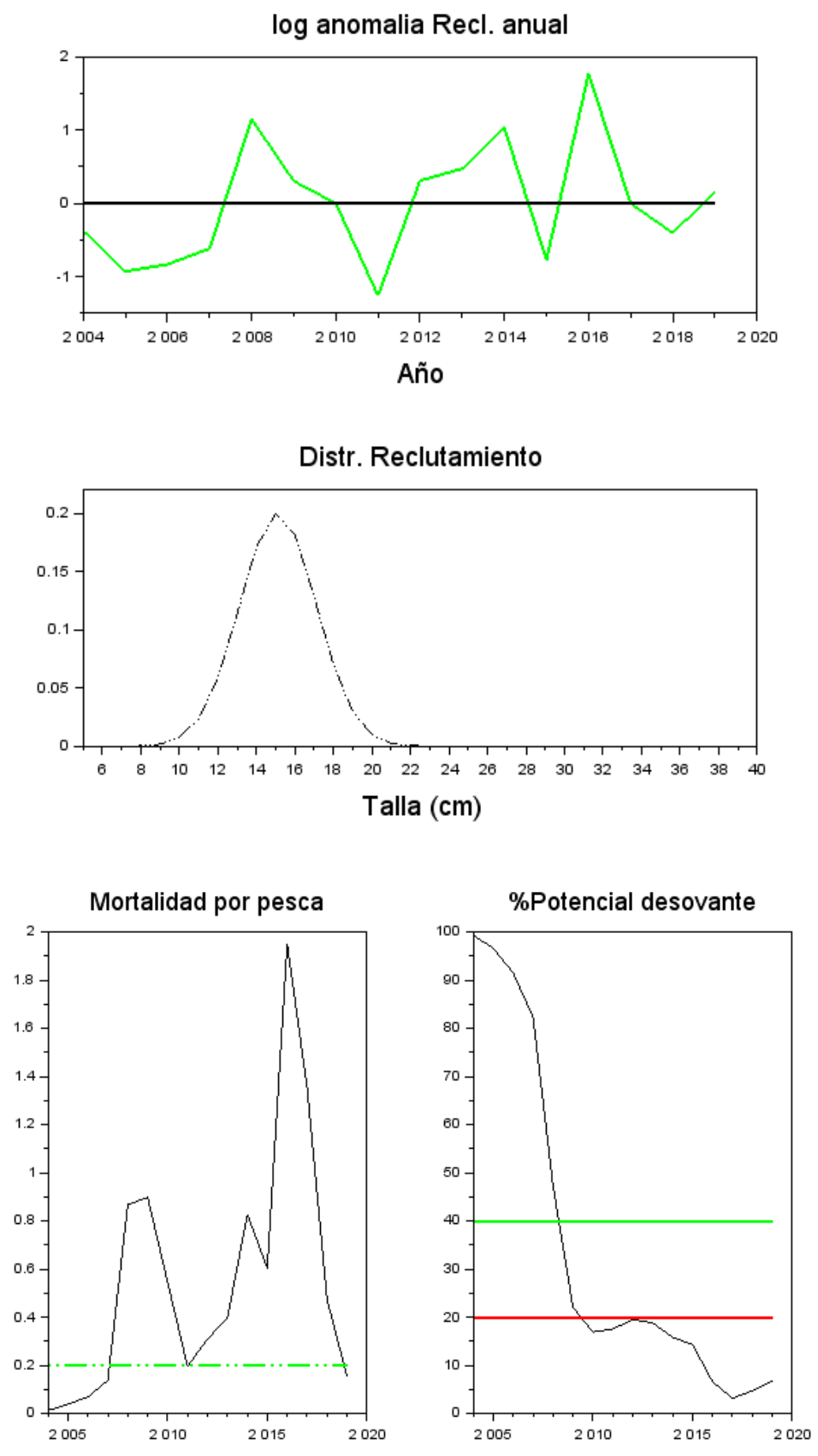


Figura pi4. Arriba: Desvíos logarítmicos anuales del reclutamiento y la distribución de tallas del reclutamiento. Abajo: Mortalidad por pesca anual y potencia desovante. La línea verde es el objetivo. **PICUDILLO**

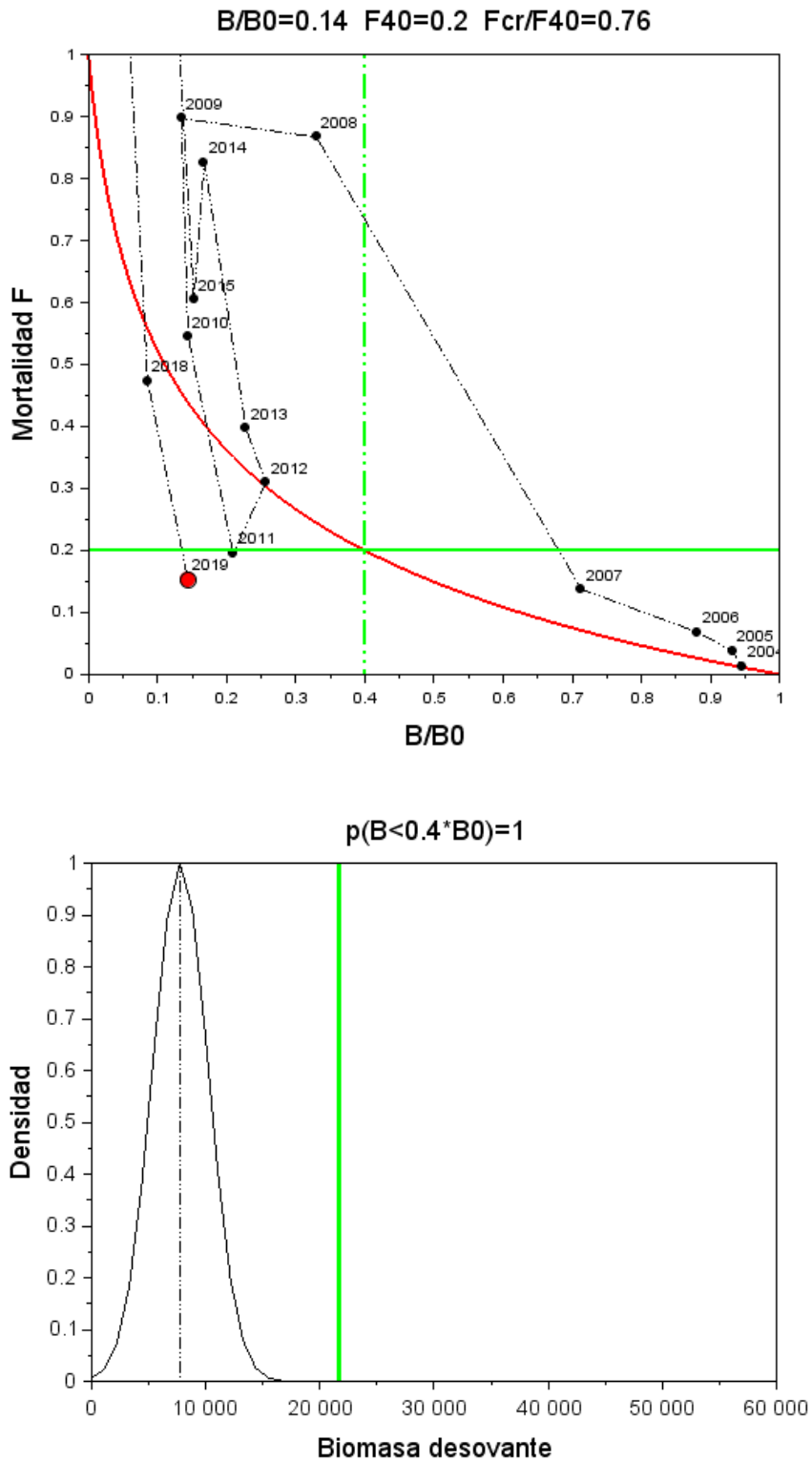


Figura pi5. Arriba: Diagrama de explotación de Kobe. EL círculo rojo es la condición actual. Abajo: Distribución de probabilidad de la biomasa desovante 2020, y riesgo de estar por debajo del PBR referencia (40%B0). **PICUDILLO**

Tabla pi1. Capturas, CPUE y biomasa acústica empleados en la evaluación de **PICUDILLO**

Año	Capturas(t)	CPUE	Biom. Acústica(t)
2004	1207	1	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	1.16	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

Tabla pi2. Estimaciones de reclutamiento, biomasa desovante, mortalidad por pesca (F) y proporción de biomasa virginal (B/B0) y razón de potencial desovante (RPD) de **PICUDILLO**

Año	Reclutas (#)	Biomasa (t)	F	F/F40	B/B0	RPD
2004	342	51302	0.013	0.063	0.946	0.993
2005	53	50551	0.038	0.189	0.932	0.966
2006	65	47770	0.068	0.342	0.881	0.915
2007	184	38692	0.137	0.686	0.713	0.823
2008	1078	17890	0.867	4.335	0.33	0.473
2009	462	7292	0.897	4.485	0.134	0.221
2010	338	7818	0.545	2.723	0.144	0.169
2011	92	11357	0.195	0.977	0.209	0.175
2012	396	13917	0.309	1.544	0.257	0.195
2013	471	12373	0.396	1.981	0.228	0.188
2014	869	9092	0.826	4.129	0.168	0.158
2015	146	8271	0.604	3.022	0.152	0.143
2016	1839	4482	1.95	9.751	0.083	0.066
2017	300	2396	1.352	6.759	0.044	0.031
2018	198	4636	0.473	2.366	0.085	0.047
2019	306	7798	0.153	0.764	0.144	0.068

Tabla pi3. Biomasa desovante virginal (B0), biomasa desovante actual, proporción de biomasa virginal (B/B0) y Razón de Potencial Desovante (RPD) de **PICUDILLO** para 5 casos de análisis

Escenario	B0 (t)	Biomasa (t)	B/B0	RPD
S1	54248	7798	0.144	0.068
S2	74112	14797	0.200	0.134
S3	63270	12157	0.192	0.104
S4	59210	6639	0.112	0.062
S5	53281	7045	0.132	0.062

Tabla pi4. Variación de la log-verosimilitud para las diferentes fuentes de datos y error medido en 5 casos de escenarios de análisis de evaluación del recurso **PICUDILLO**

Escenario	CPUE	Acústica	Capturas	prop_Capt	prop_Cru	dev_R0
S1	6.4	1.8	0.1	511.4	0.0	6.7
S2	7.8	2.0	0.1	519.9	2.5	4.0
S3	2.9	1.4	0.0	0.0	0.1	0.0
S4	0.0	1.6	0.1	505.9	0.0	2.9
S5	6.3	0.0	0.1	510.8	0.1	7.0

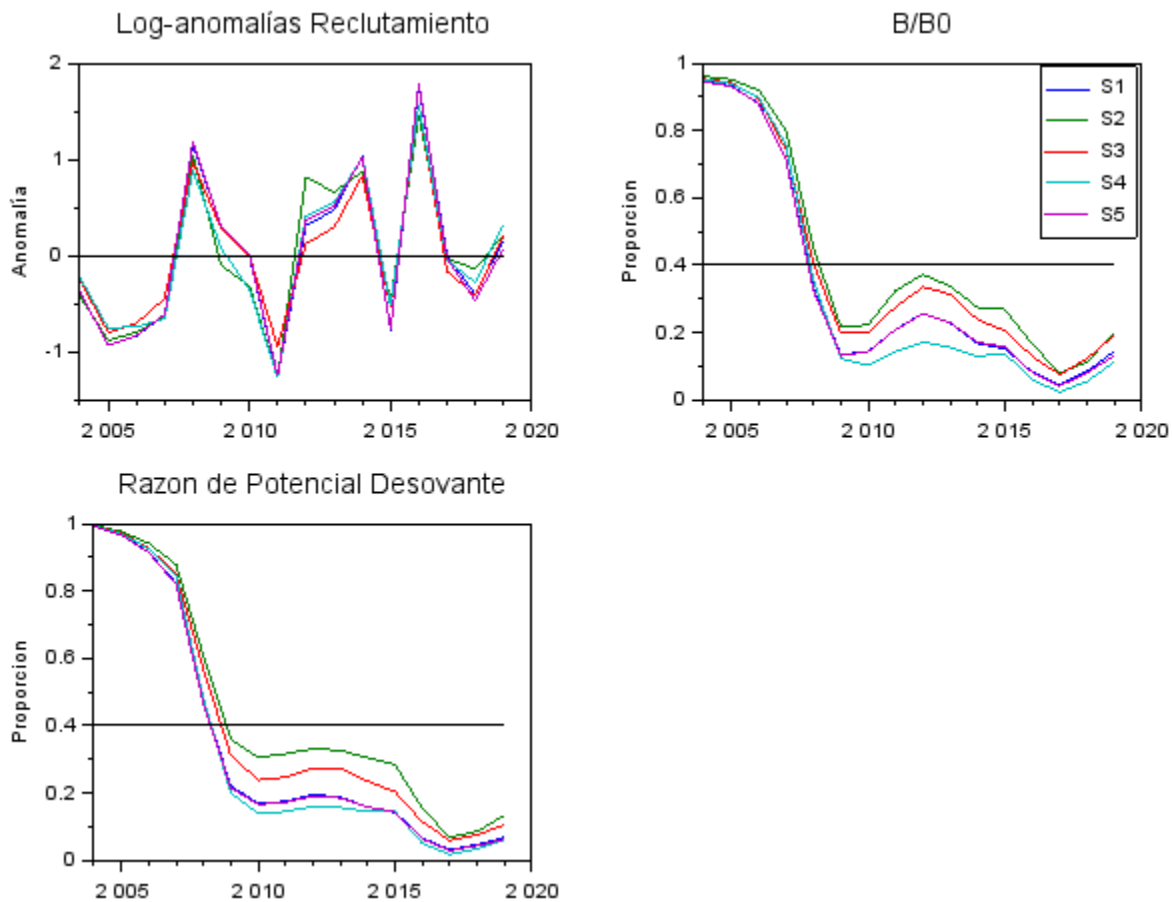


Figura pi6. Log anomalías de reclutamientos, proporción de la biomasa desovante virginal y razón de potencial reproductivo medidos en 5 casos de escenarios de análisis de evaluación del recurso **PICUDILLO**

4.8. PINCHAGUA (*Opisthonema* spp.)

Con excepción de la biomasa acústica, el ajuste del modelo a los datos de CPUE desembarques y composiciones de tallas de capturas y cruceros acústicos se aprecia adecuado. De acuerdo con toda la información analizada, las observaciones acústicas no deberían haber mostrado un incremento durante la última década, sino más bien una ligera estabilidad en torno a las 50 mil toneladas (**Figura p1**). Del mismo modo, las estimaciones de 130 mil toneladas de biomasa acústica de 1996 parecen sobreestimadas para lo que era la pesquería y rendimientos de la época (**Tabla p1**). Los datos de CPUE muestran una sostenida declinación en forma de ciclos de alta frecuencia que el modelo reproduce adecuadamente. Este patrón en las variaciones de la CPUE se observa también, pero con menos acento, en la talla promedio de las capturas (**Figura p1**). La dinámica interanual de la pesquería muestra composiciones de tallas variables y permanentemente impactadas por el ingreso de reclutas, lo cual se refleja por la presencia de modas en torno a los 15 cm (**Figura p2 y p4**).

La población de *Opisthonema* spp, y al igual que en otros recursos pelágicos históricos, ha tenido grandes cambios en sus escalas de biomasa producto de los reclutamientos. Se estima que durante la década de los ochenta se registraron grandes reclutamientos, los que generaron un crecimiento en biomasa por sobre el valor virginal de $B_0=197$ mil toneladas (**Figura p3 y p4**). Estos reclutamientos permitieron sostener capturas altas durante toda la década, alcanzando máximos de poco más de 300 mil toneladas en 1985 (**Tabla p1**). Durante la década de los 90 y debido al volumen de capturas y bajos reclutamientos, la biomasa de pinchagua se redujo y desde el 2000 ha oscilado ligeramente por debajo del objetivo de manejo. Cabe destacar que, desde fines de los 90, este recurso habría ingresado a un régimen de baja abundancia gatillada principalmente por anomalías negativas en los reclutamientos (**Figura p4**).

La biomasa al 2019 se estima en 82 mil toneladas lo cual equivale al 41% de B_0 (**Tabla p2**). Además de esto, desde el 2010 se ha registrado una disminución sostenida en la mortalidad por pesca por debajo del nivel de referencia F40%. Esta situación ha permitido un incremento en el potencial desovante que llega al 62% del que hubiese existido sin pesca (**Figura p4**). La posición relativa de la biomasa y mortalidad por pesca en el diagrama de Kobe, muestra que la pinchagua no presentaría síntomas de sobrepesca, en tanto el riesgo de sobreexplotación llegaría al 10% (**Figura p5**). La mortalidad por pesca se ubica a menos de la mitad del valor máximo F40%, razón por la cual la recuperación poblacional se debiese acentuar con $\%B_0$ superiores al 40%.

Por su parte, el análisis de sensibilidad muestra una notable consistencia en la estimación de la escala de los reclutamientos para los cinco escenarios, coincidiendo en el escenario de baja abundancia desde fines de los 90 (**Figura p6**). Al igual que en otros casos analizados, al reducir la relevancia de las composiciones de tallas de las capturas (S3) en el modelo, se aprecia un mejor ajuste de la CPUE, lo cual se refleja por el valor de 13.2 en la variación de la log-verosimilitud (**Tabla p4**). En este escenario y no obstante las bajas capturas de pinchagua, la población podría encontrarse en incluso un mejor estado poblacional del informado por el escenario base (S1) (**Tabla p3 y Figura p6**).

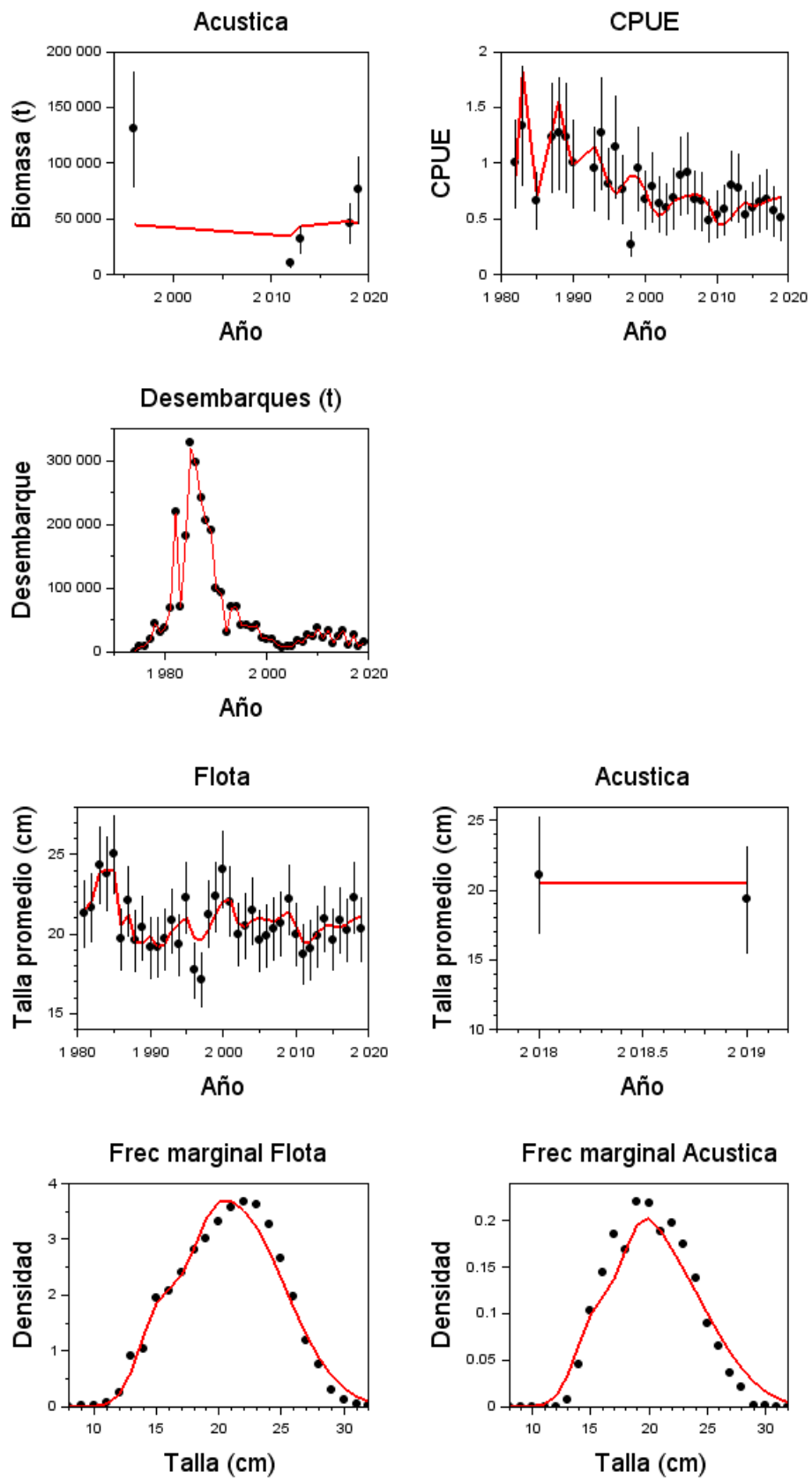


Figura p1. Ajuste del modelo de evaluación (línea roja) a los datos de biomasa acústica, CPUE, desembarques, talla promedio y frecuencias de tallas marginales. **PINCHAGUA**

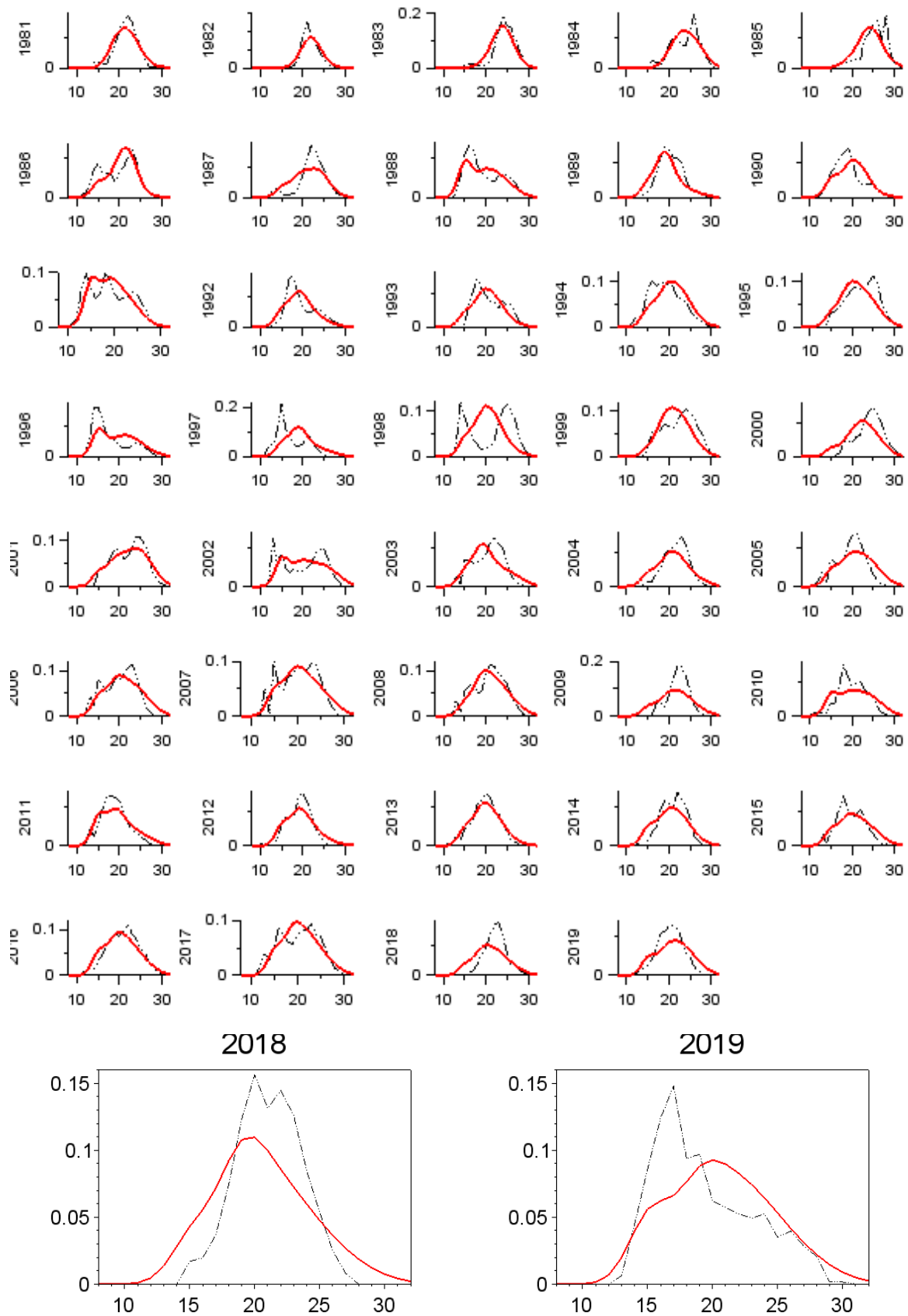


Figura p2. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos de frecuencia de tallas de las capturas (arriba) y los cruceros (abajo). **PINCHAGUA**

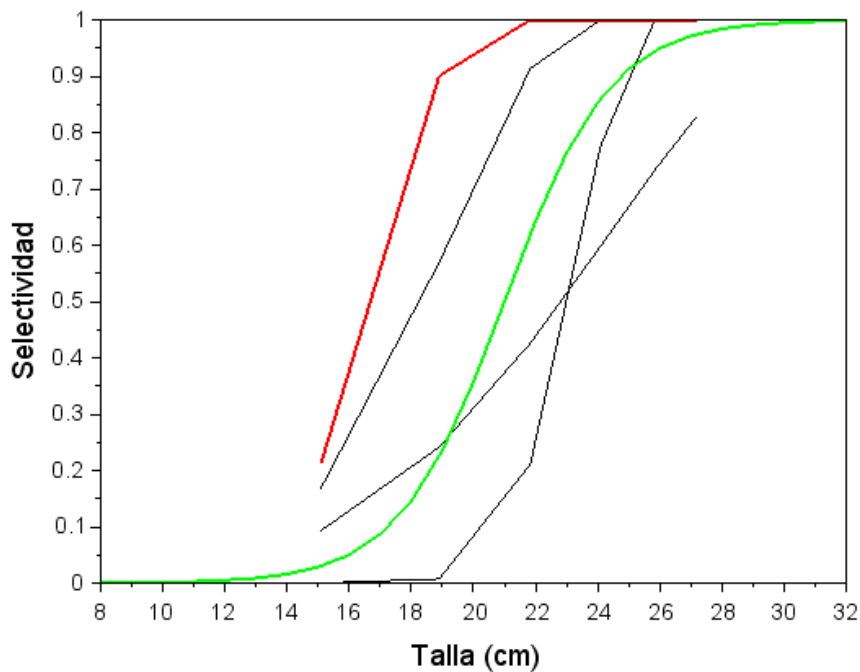
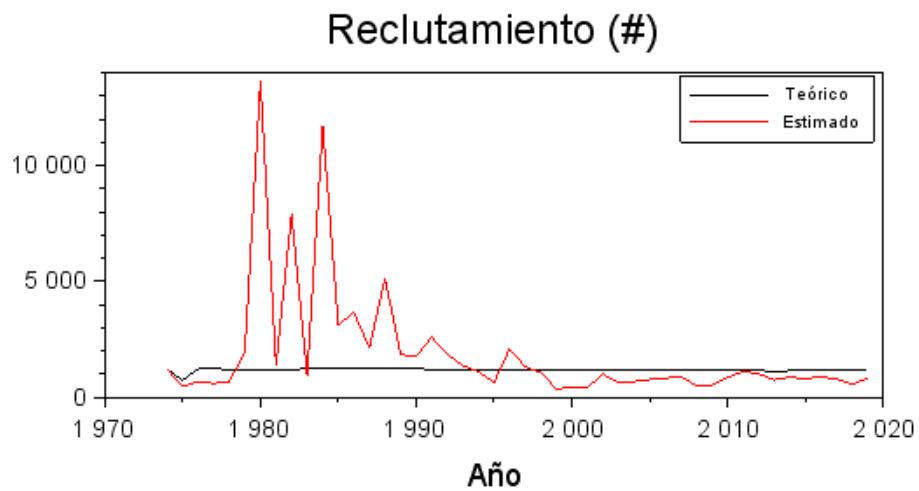
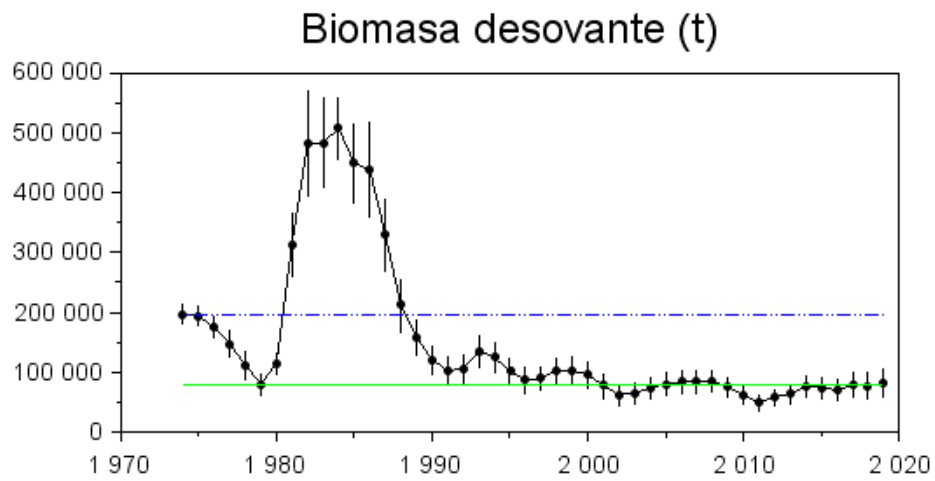


Figura p3. Biomasa desovante con IC95% (líneas verticales). La línea horizontal azul es B0 y la línea verde es el objetivo 40%B0. Abajo: Bloques de selectividad. En rojo selectividad del crucero y en verde la proporción de madurez. **PINCHAGUA** 54

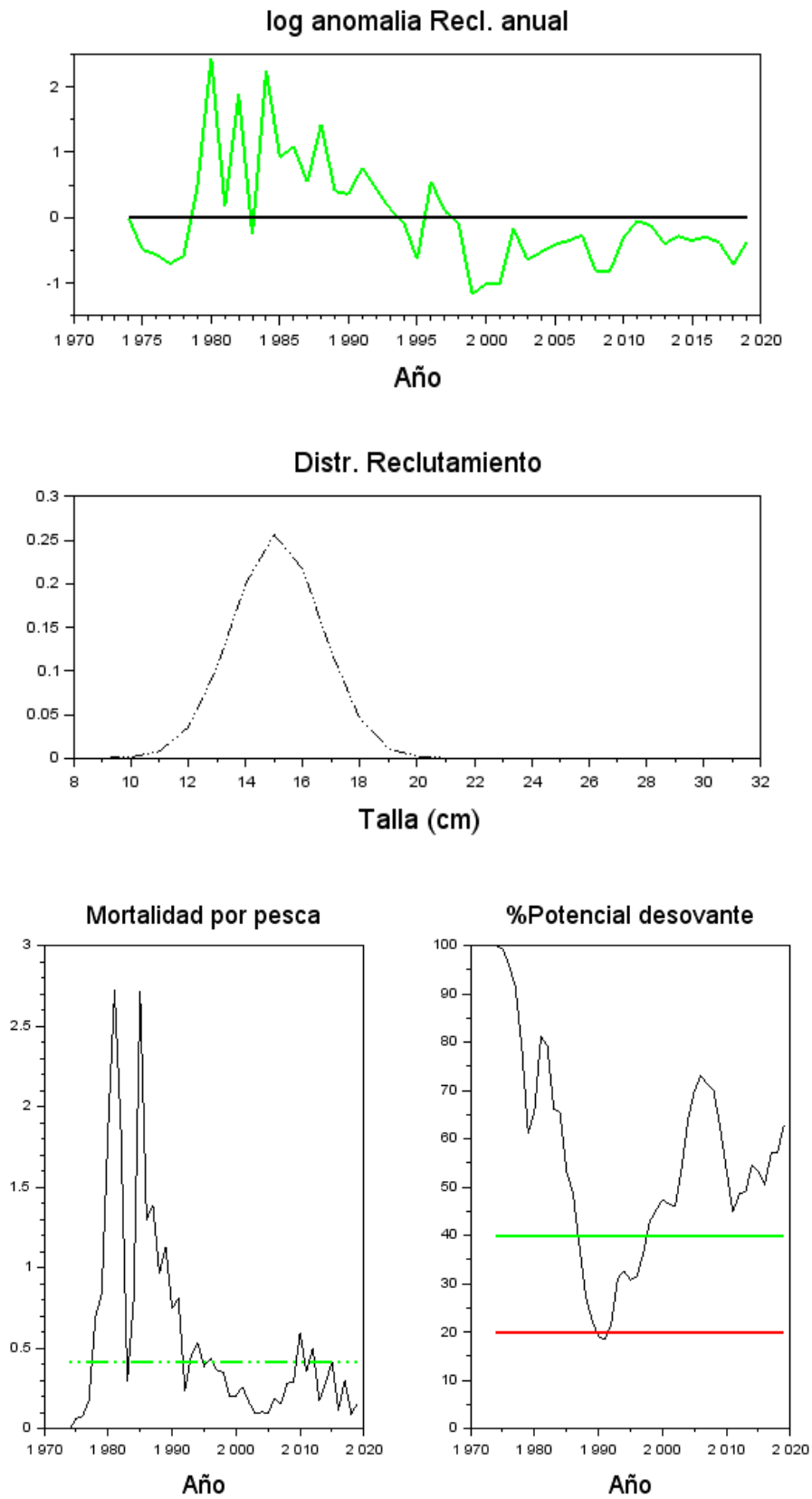


Figura p4. Arriba: Desvíos logarítmicos anuales del reclutamiento y la distribución de tallas del reclutamiento. Abajo: Mortalidad por pesca anual y potencia desovante. La línea verde es el objetivo. **PINCHAGUA**

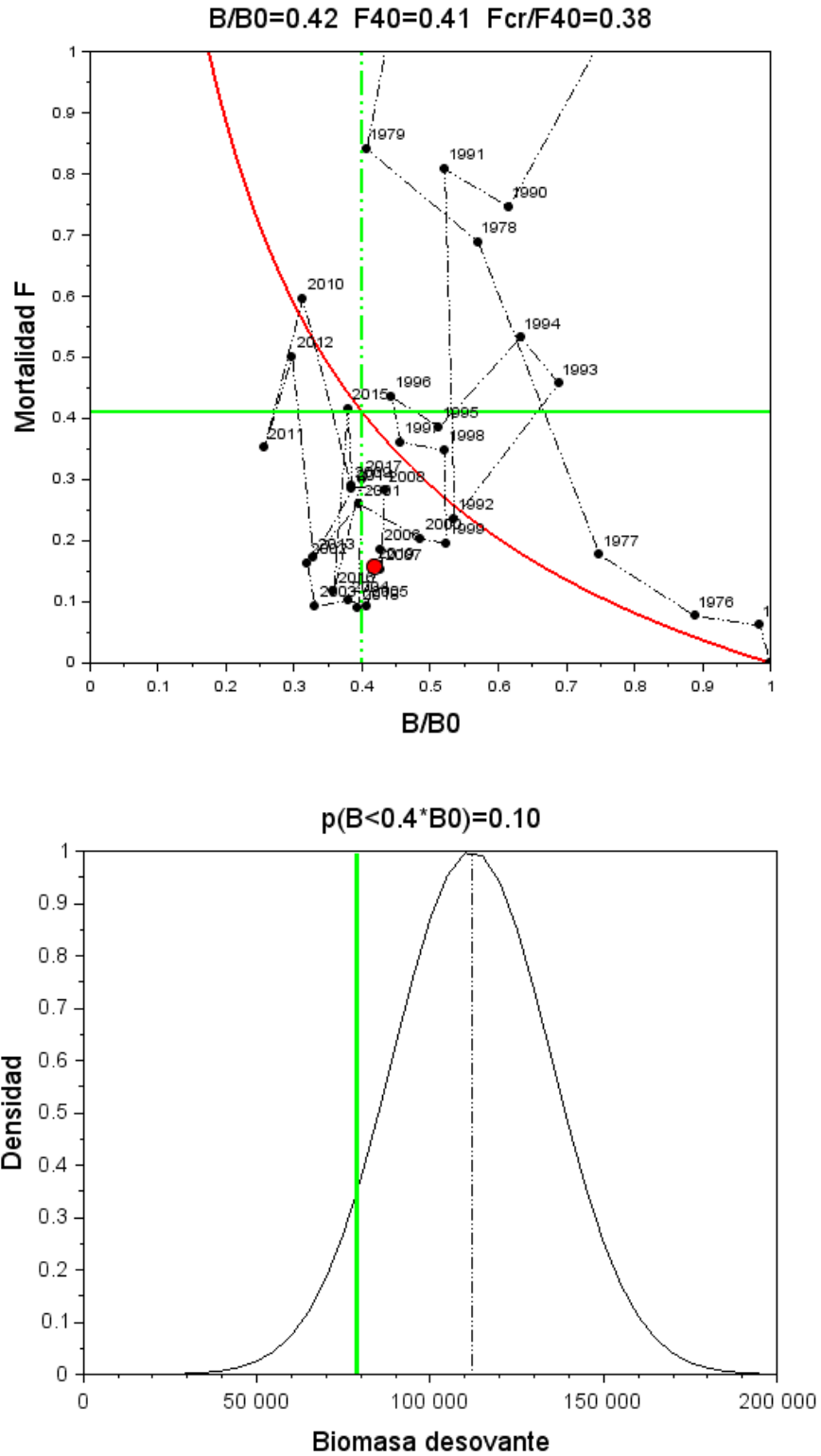


Figura p5. Arriba: Diagrama de explotación de Kobe. EL círculo rojo es la condición actual. Abajo: Distribución de probabilidad de la biomasa desovante 2020, y riesgo de estar por debajo del PBR referencia (40%B0). **PINCHAGUA**

Tabla p1. Capturas, CPUE y biomasa acústica empleados en la evaluación de PINCHAGUA

Año	Capturas(t)	CPUE	Biom. Acústica(t)
1974	0	0	0
1975	7599	0	0
1976	9119	0	0
1977	18237	0	0
1978	44074	0	0
1979	30396	0	0
1980	37994	0	0
1981	68390	0	0
1982	219849	1	0
1983	69155	1.337	0
1984	182074	0	0
1985	328074	0.664	0
1986	297721	0	0
1987	240577	1.229	0
1988	206766	1.269	0
1989	189789	1.232	0
1990	98632	1	0
1991	91622	0	0
1992	31016	0	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	0.58	0
2012	33089	0.795	10200
2013	13191	0.776	31600
2014	23799	0.54	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

Tabla p2. Estimaciones de reclutamiento, biomasa desovante, mortalidad por pesca (F) y proporción de biomasa virginal (B/B0) y razón de potencial desovante (RPD) de PINCHAGUA

Año	Reclutas (#)	Biomasa (t)	F	F/F40	B/B0	RPD
1974	1220	197267	0	0	1	1
1975	454	193982	0.061	0.149	0.983	0.993
1976	692	175260	0.077	0.188	0.888	0.96
1977	601	147729	0.177	0.431	0.749	0.915
1978	679	112523	0.689	1.68	0.57	0.791
1979	1960	80255	0.84	2.05	0.407	0.611
1980	13667	114841	1.875	4.574	0.582	0.658
1981	1393	313769	2.718	6.63	1.591	0.811
1982	7899	482292	1.854	4.521	2.445	0.792
1983	946	483230	0.292	0.711	2.45	0.662
1984	11715	507283	0.805	1.963	2.572	0.654
1985	3128	448803	2.718	6.63	2.275	0.532
1986	3659	438530	1.298	3.167	2.223	0.489
1987	2131	329342	1.389	3.389	1.67	0.381
1988	5141	212050	0.964	2.351	1.075	0.274
1989	1847	158521	1.126	2.745	0.804	0.224
1990	1754	121407	0.746	1.819	0.615	0.19
1991	2591	102885	0.808	1.97	0.522	0.185
1992	1868	105717	0.236	0.575	0.536	0.217
1993	1363	135909	0.457	1.115	0.689	0.311
1994	1108	124815	0.532	1.298	0.633	0.326
1995	636	101222	0.386	0.941	0.513	0.307
1996	2083	87359	0.435	1.061	0.443	0.314
1997	1315	90164	0.36	0.879	0.457	0.362
1998	1072	102905	0.348	0.849	0.522	0.428
1999	365	103135	0.196	0.478	0.523	0.451
2000	434	95930	0.203	0.495	0.486	0.474
2001	428	78201	0.26	0.633	0.396	0.465
2002	1001	62969	0.163	0.398	0.319	0.46
2003	616	65360	0.092	0.225	0.331	0.538
2004	678	74778	0.102	0.249	0.379	0.639
2005	765	80385	0.093	0.227	0.407	0.699
2006	820	84187	0.186	0.454	0.427	0.731
2007	892	84403	0.153	0.373	0.428	0.714
2008	513	85433	0.282	0.687	0.433	0.7
2009	513	75664	0.29	0.707	0.384	0.624
2010	864	61690	0.596	1.454	0.313	0.536
2011	1111	50575	0.352	0.857	0.256	0.448
2012	1016	58631	0.5	1.221	0.297	0.485
2013	756	64901	0.171	0.418	0.329	0.49
2014	864	76039	0.284	0.693	0.385	0.546
2015	811	74792	0.415	1.013	0.379	0.532
2016	876	70627	0.116	0.283	0.358	0.506
2017	791	78748	0.3	0.731	0.399	0.569
2018	566	77781	0.089	0.218	0.394	0.571
2019	815	82362	0.156	0.381	0.418	0.629

Tabla p3. Biomasa desovante virginal (B0), biomasa desovante actual, proporción de biomasa virginal (B/B0) y Razón de Potencial Desovante (RPD) de PINCHAGUA para 5 casos de análisis

Escenario	B0 (t)	Biomasa (t)	B/B0	RPD
S1	197268	82362	0.418	0.629
S2	244506	74154	0.303	0.604
S3	414846	270288	0.652	0.852
S4	182213	75251	0.413	0.604
S5	196718	80661	0.410	0.626

Tabla p4. Variación de la log-verosimilitud para las diferentes fuentes de datos y error medido en 5 casos de escenarios de análisis de evaluación del recurso PINCHAGUA

Escenario	CPUE	Acústica	Capturas	prop_Capt	prop_Cru	dev_R0
S1	20.2	8.7	0.7	4179.3	0.5	30.1
S2	19.9	8.0	0.7	4183.8	0.3	17.6
S3	13.2	8.7	0.0	0.0	1.0	0.0
S4	0.0	6.5	0.7	4165.1	0.0	36.3
S5	19.1	0.0	0.6	4179.1	0.4	30.5

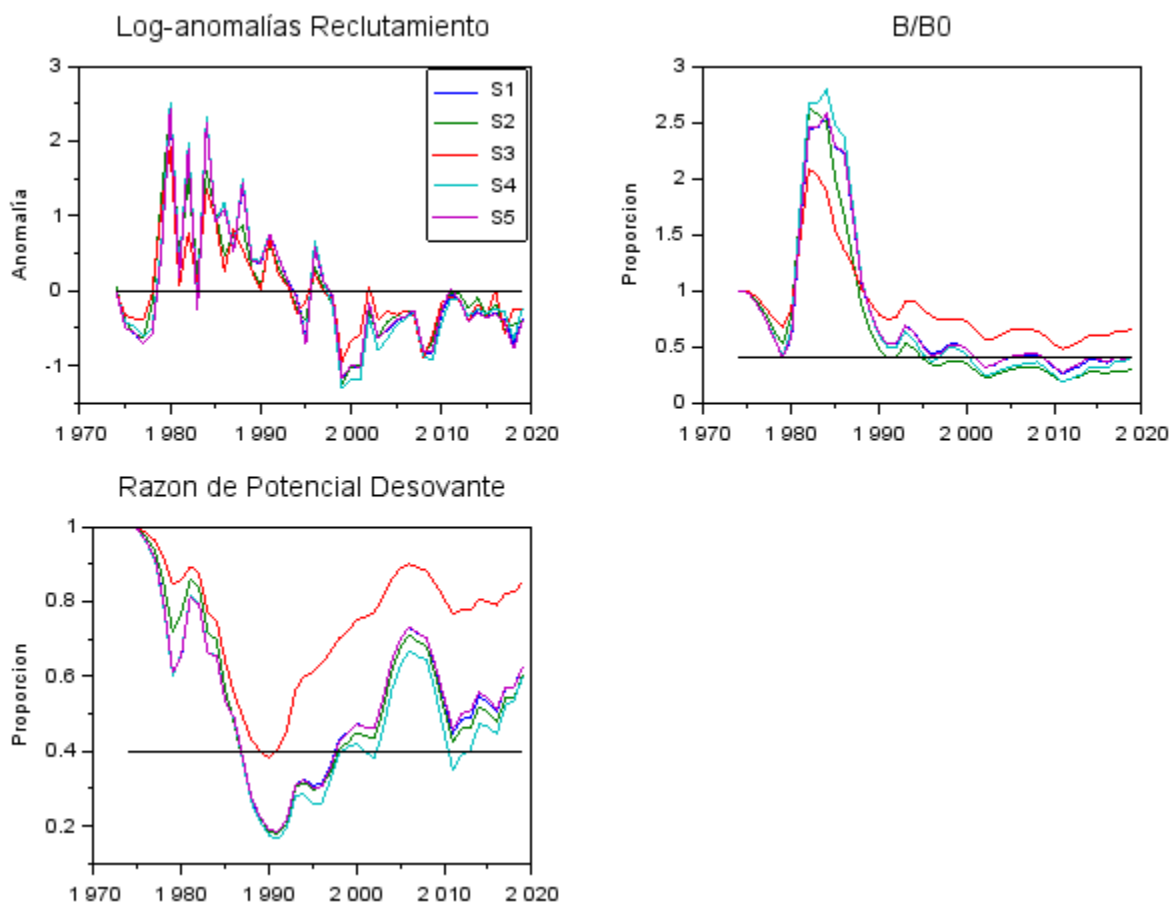


Figura p6. Log anomalías de reclutamientos, proporción de la biomasa desovante virginal y razón de potencial reproductivo medidos en 5 casos de escenarios de análisis de evaluación del recurso PINCHAGUA

4.9. SARDINA REDONDA (*Etrumeus teres*)

La sardina redonda ha sido capturada en el Ecuador principalmente a partir de la década de los 90. El ajuste del modelo muestra afinidad con la señal de CPUE, caracterizada por un período de grandes rendimientos de pesca registrado durante toda esa década (**Figura s1**). Tanto el rendimiento de pesca como la talla promedio ha disminuido, y esto se ha hecho más notable desde fines de los 90. Las dos estimaciones de biomasa acústica 2018-2019 son similares no obstante el modelo indica que debiese haber incrementado (**Figura s1**). El ajuste del modelo destaca por reproducir las composiciones de tallas de las capturas y cruceros, tanto interanuales como en la frecuencia marginal total de todos los años analizados (**Figura s1 y s2**). Exceptuando ciertos años en los cuales las composiciones de tallas fueron bimodales, en la mayoría de los años se advierten frecuencias de tallas unimodales, lo cual sugiere que el reclutamiento es muy acotado en su distribución de tamaños y posee baja dispersión (**Figura s4**).

La gran productividad de la sardina redonda durante los 90, con capturas que promediaron 30 mil toneladas (**Tabla s1**), habría estado explicada por dos grandes reclutamientos ocurridos en 1991 y 1993. Durante esa década, la biomasa podría haber superado incluso su valor virginal ($B_0=14,4$ mil toneladas), llegando incluso a las 40 mil toneladas. (**Tabla s2**). El aumento poblacional de ese entonces fue percibido rápidamente por la pesquería, y sumado al aumento explosivo de las capturas y la caída de los reclutamientos, generó una rápida disminución de la biomasa con valores que durante toda la década de los 2000 y presente, ha oscilado por debajo del valor de referencia $40\%B_0$ (**Figura s3**). La biomasa al 2019 se estima en poco menos de 4 mil toneladas (**Tabla s2**). De igual forma, los resultados muestran que el período de anomalías de bajos reclutamientos podría estar disminuyendo, considerando la tendencia positiva de las anomalías entre el 2005 y el 2015 (**Figura s4**). No obstante, durante los últimos años la mortalidad por pesca ha sido muy alta debido al bajo tamaño de la población. Se estima que solo en el 2019 la mortalidad por pesca habría disminuido por debajo del valor de referencia $F40\%$, explicado por capturas que alcanzaron 1,4 mil toneladas y equivalentes al 10% de lo registrado el 2014-15.

El diagnóstico poblacional basado en el diagrama de Kobe, muestra que *Etrumeus teres* se encontraría a un 27% de la condición virginal y por ende en la zona de sobreexplotación (100% de probabilidad) (**Figura s5**). No obstante, la mortalidad por pesca se ubicaría por debajo del valor de referencia $F40\%$ y por ende sin sobrepesca. De mantenerse estas condiciones se debería registrar una rápida recuperación en la biomasa y rendimientos. El diagnóstico del recurso se ratifica en cualquier escenario de sensibilidad, con reducciones del stock que para el año más reciente van desde el $8\%B_0$ (S3) al $28\%B_0$ (S1) (**Tabla s3**). Lo anterior muestra que los resultados son robustos a la incertidumbre estructural basada en los supuestos realizados (**Figura s6**).

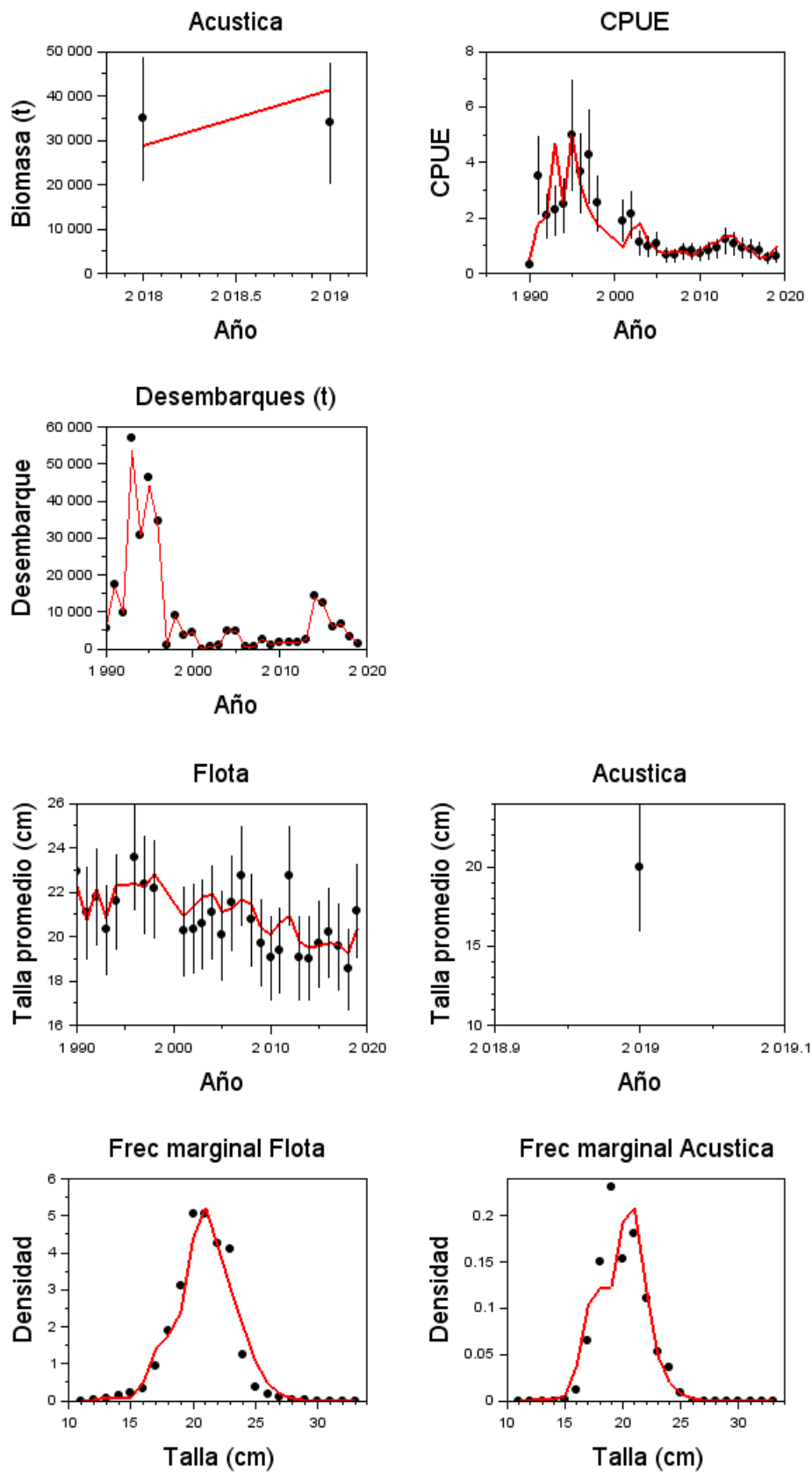


Figura s1. Ajuste del modelo de evaluación (línea roja) a los datos de biomasa acústica, CPUE, Desembarques, Talla promedio y frecuencias de tallas marginales. **SARDINA REDONDA**

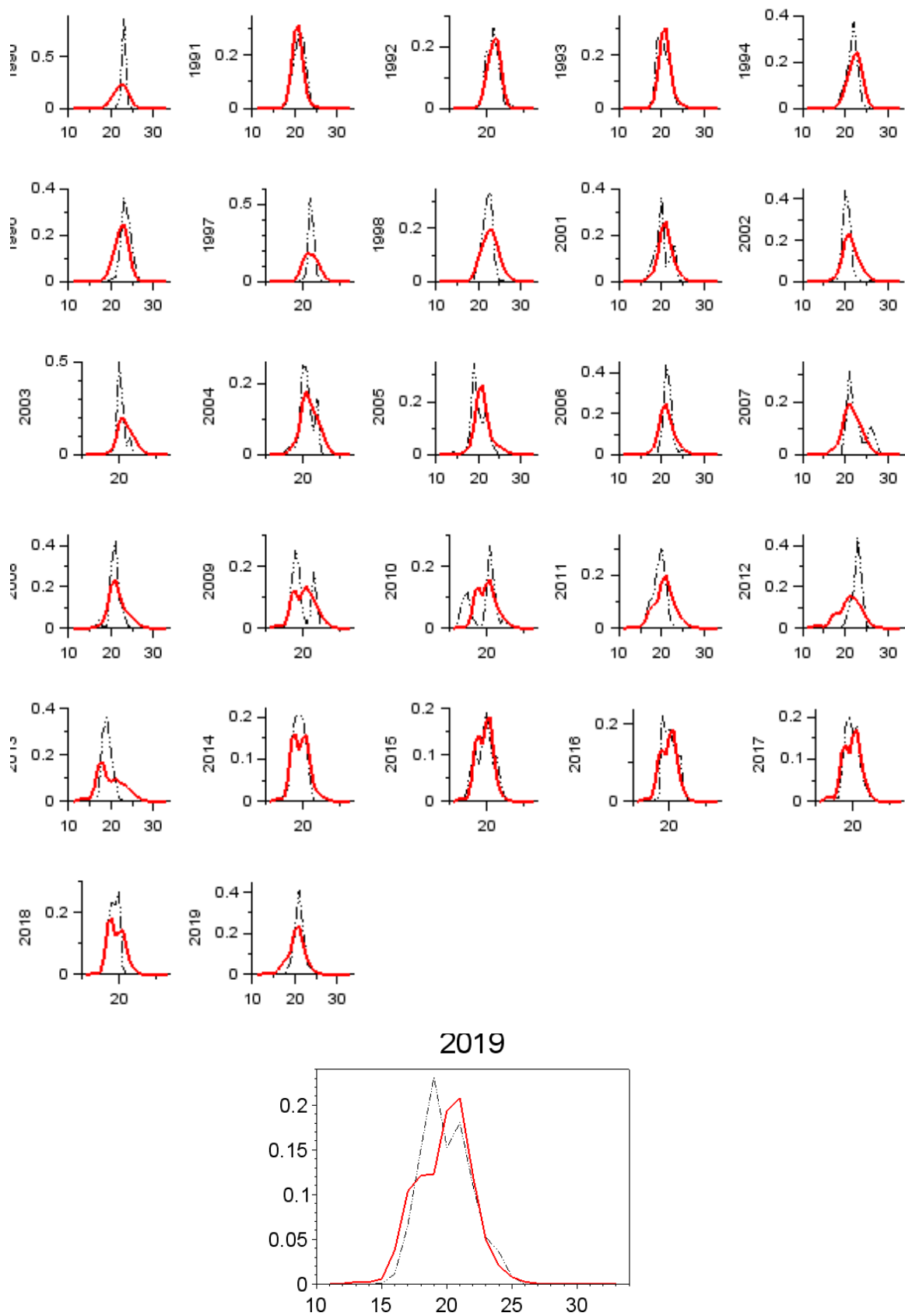


Figura s2. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos de frecuencia de tallas de las capturas (arriba) y los cruceros (abajo). **SARDINA REDONDA**

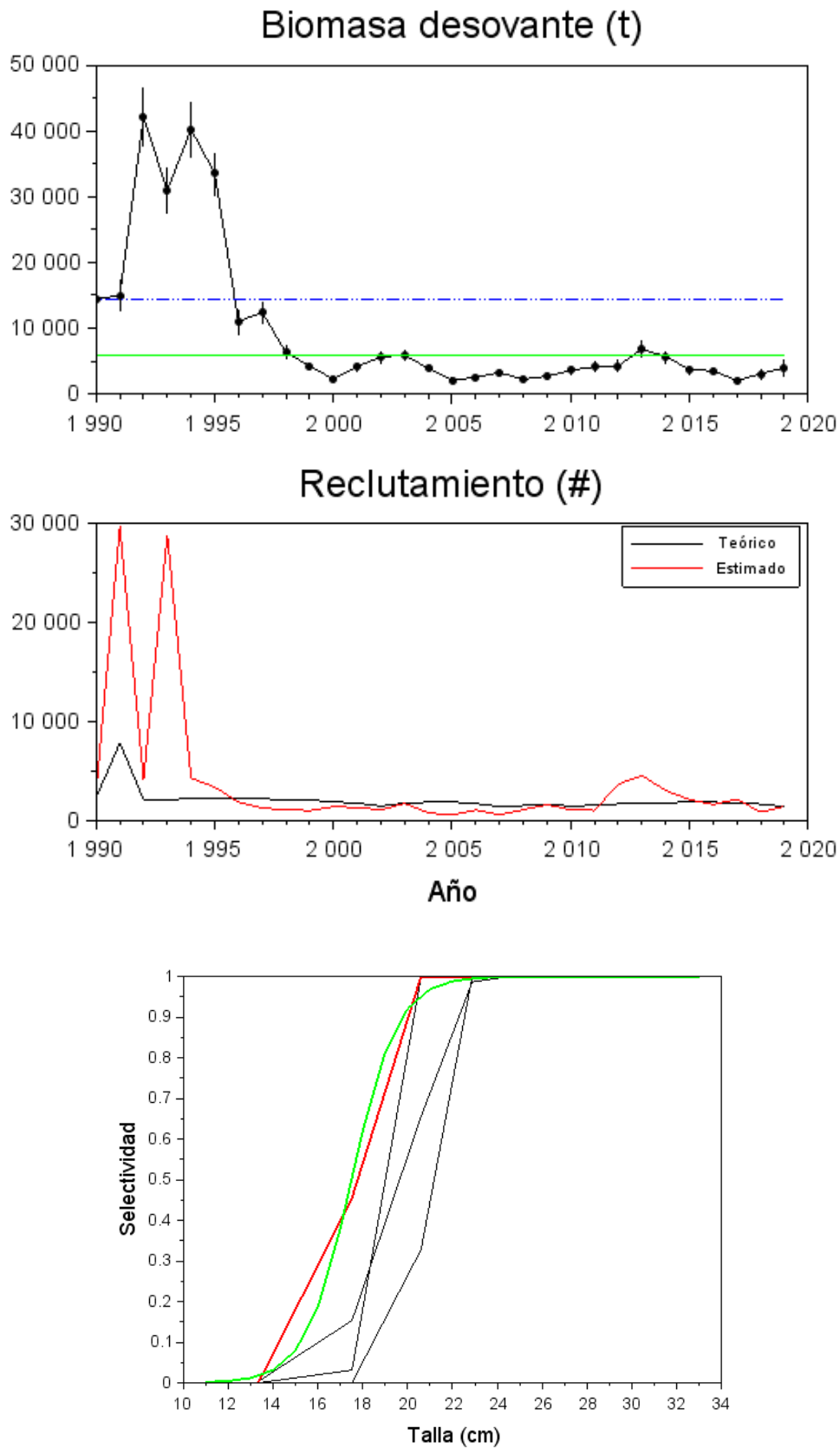


Figura s3. Biomasa desovante con IC95% (líneas verticales). La línea horizontal azul es B0 y la línea verde es el objetivo 40%B0. Abajo: Bloques de selectividad. En rojo selectividad del crucero y en verde la proporción de madurez. **SARDINA REDONDA**

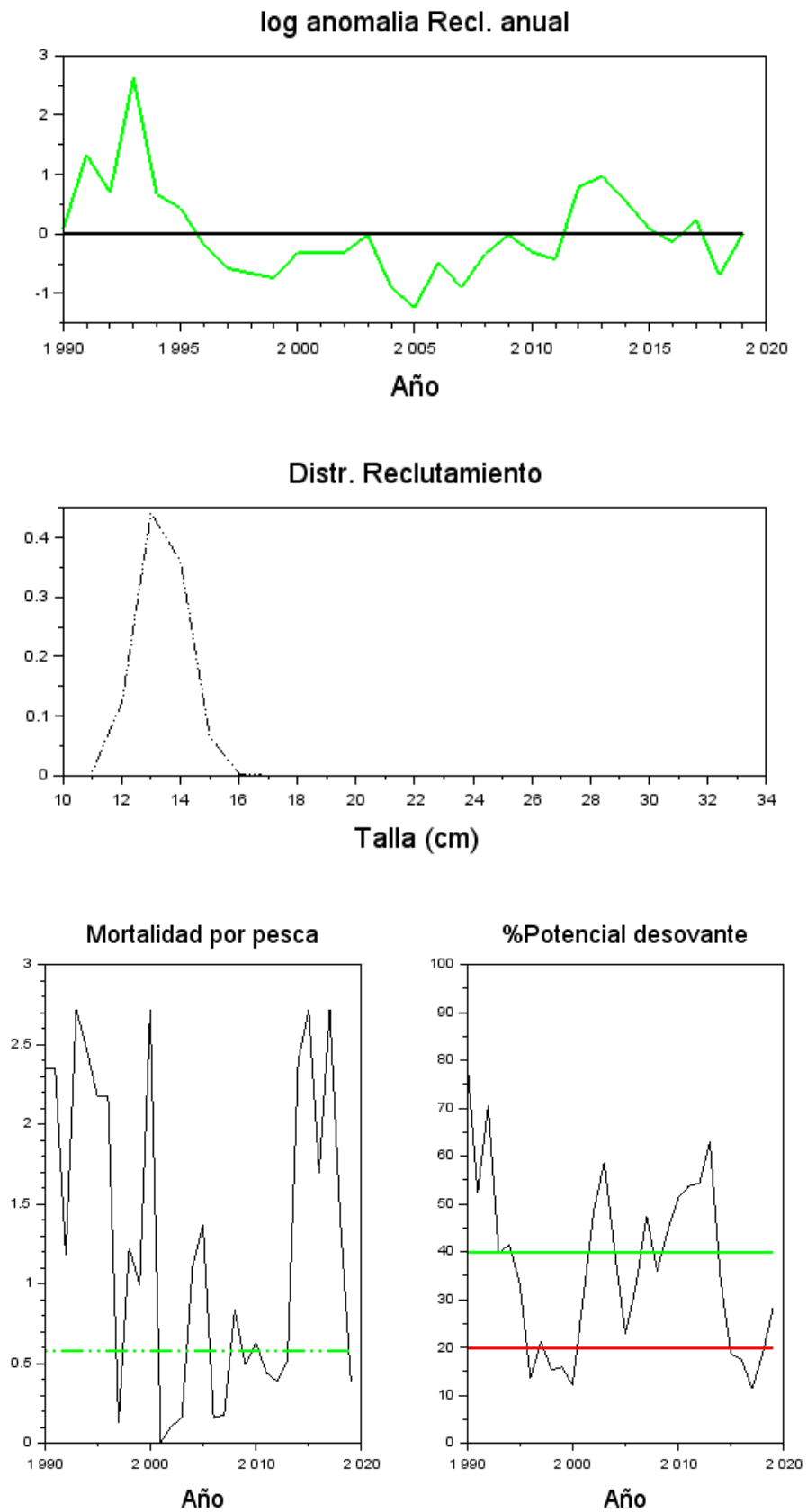


Figura s4. Arriba: Desvíos logarítmicos anuales del reclutamiento y la distribución de tallas del reclutamiento. Abajo: Mortalidad por pesca anual y potencia desovante. La línea verde es el objetivo. **SARDINA REDONDA**

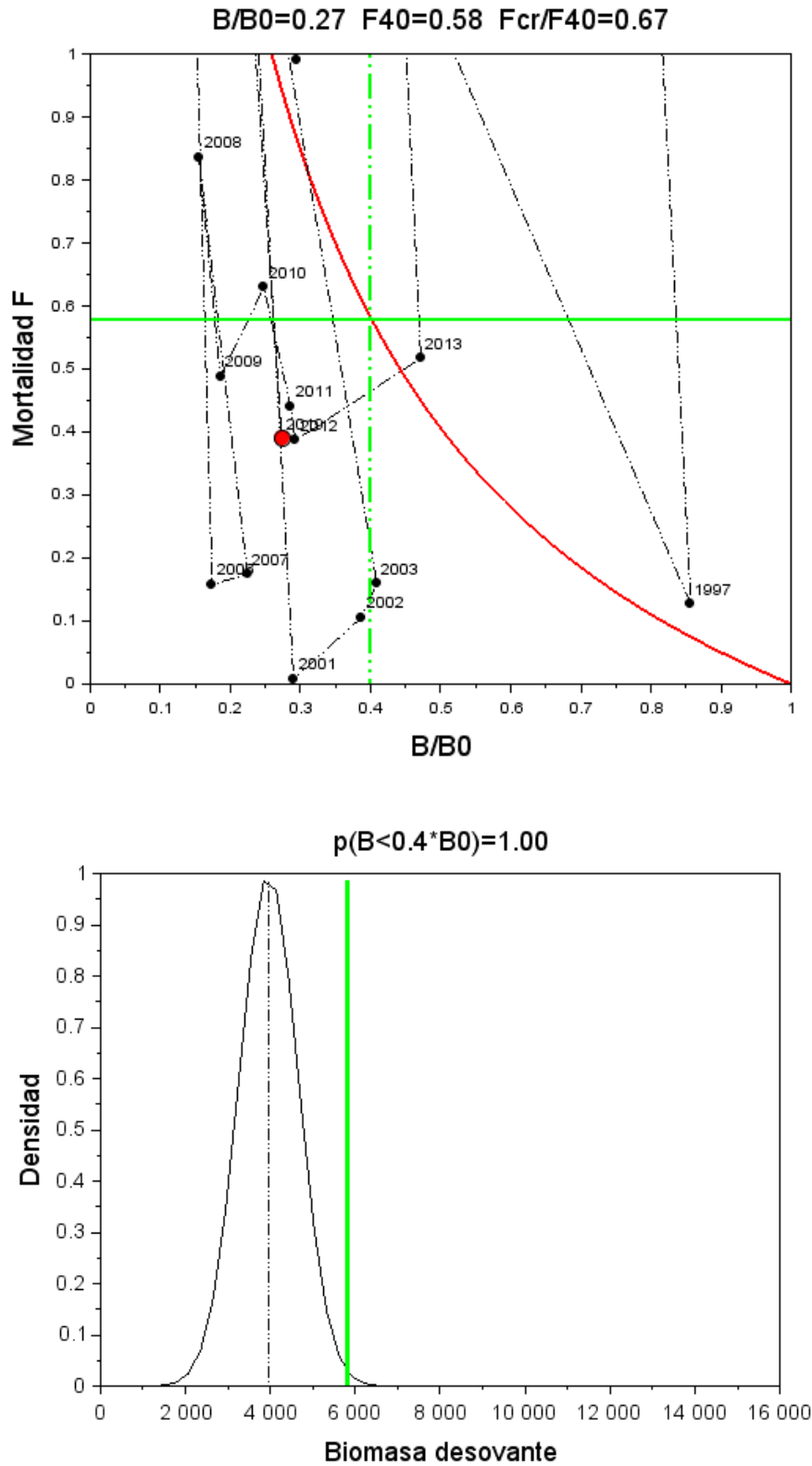


Figura s5. Arriba: Diagrama de explotación de Kobe. EL círculo rojo es la condición actual. Abajo: Distribución de probabilidad de la biomasa desovante 2020, y riesgo de estar por debajo del PBR referencia (40%B0). **SARDINA REDONDA**

Tabla s1. Capturas, CPUE y biomasa acústica empleados en la evaluación de **SARDINA REDONDA**

Año	Capturas(t)	CPUE	Biom.
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	3.64	0
1997	1095	4.246	0
1998	8873	2.525	0
1999	3636	0	0
2000	4415	0	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	0.93	0
2016	5974	0.889	0
2017	6841	0.817	0
2018	3324	0.577	35000
2019	1434	0.634	34000

Tabla s2. Estimaciones de reclutamiento, biomasa desovante, mortalidad por pesca (F) y proporción de biomasa virginal (B/B0) y razón de potencial desovante (RPD) de **SARDINA REDONDA**

Año	Reclutas (#)	Biomasa (t)	F	F/F40	B/B0	RPD
1990	2881	14435	2.346	4.044	0.996	0.801
1991	29668	14986	2.351	4.053	1.034	0.523
1992	4147	42049	1.178	2.032	2.901	0.706
1993	28803	30937	2.718	4.687	2.134	0.396
1994	4242	40249	2.463	4.246	2.776	0.415
1995	3357	33507	2.172	3.745	2.311	0.332
1996	1812	11052	2.174	3.748	0.762	0.136
1997	1224	12418	0.127	0.218	0.857	0.211
1998	1042	6283	1.223	2.109	0.433	0.154
1999	975	4282	0.991	1.709	0.295	0.158
2000	1365	2255	2.718	4.687	0.156	0.122
2001	1277	4207	0.008	0.013	0.29	0.303
2002	1047	5608	0.105	0.182	0.387	0.485
2003	1687	5929	0.159	0.275	0.409	0.587
2004	741	3877	1.104	1.903	0.267	0.397
2005	534	2084	1.367	2.356	0.144	0.228
2006	1037	2525	0.158	0.273	0.174	0.329
2007	566	3255	0.174	0.301	0.225	0.474
2008	1059	2254	0.836	1.441	0.155	0.36
2009	1578	2696	0.488	0.842	0.186	0.443
2010	1055	3594	0.629	1.085	0.248	0.512
2011	988	4146	0.44	0.759	0.286	0.537
2012	3643	4244	0.387	0.667	0.293	0.543
2013	4520	6838	0.517	0.892	0.472	0.63
2014	3000	5679	2.389	4.118	0.392	0.343
2015	2075	3746	2.718	4.687	0.258	0.186
2016	1592	3495	1.696	2.925	0.241	0.175
2017	2130	2050	2.718	4.687	0.141	0.114
2018	818	3062	1.403	2.419	0.211	0.188
2019	1384	3964	0.389	0.671	0.273	0.284

Tabla s3. Biomasa desovante virginal (B0), biomasa desovante actual, proporción de biomasa virginal (B/B0) y Razón de Potencial Desovante (RPD) de **SARDINA REDONDA** para 5 casos de análisis.

Escenario	B0 (t)	Biomasa (t)	B/B0	RPD
S1	14497	3964	0.273	0.284
S2	17309	3685	0.213	0.270
S3	17442	1448	0.083	0.129
S4	15180	5235	0.345	0.343
S5	14511	3980	0.274	0.285

Tabla s4. Variación de la log-verosimilitud para las diferentes fuentes de datos y error medidos en 5 casos de escenarios de análisis de evaluación del recurso **SARDINA REDONDA**

Escenario	CPUE	Acústica	Capturas	prop_Capt	prop_Cru	dev_R0
S1	17.3	0.2	1.4	1285.7	1.1	6.5
S2	17.1	0.1	1.4	1284.7	1.0	0.0
S3	5.9	0.1	2.8	0.0	0.0	12.8
S4	0.0	0.1	0.0	1274.4	0.9	0.6
S5	17.2	0.0	1.4	1286.0	1.0	6.2

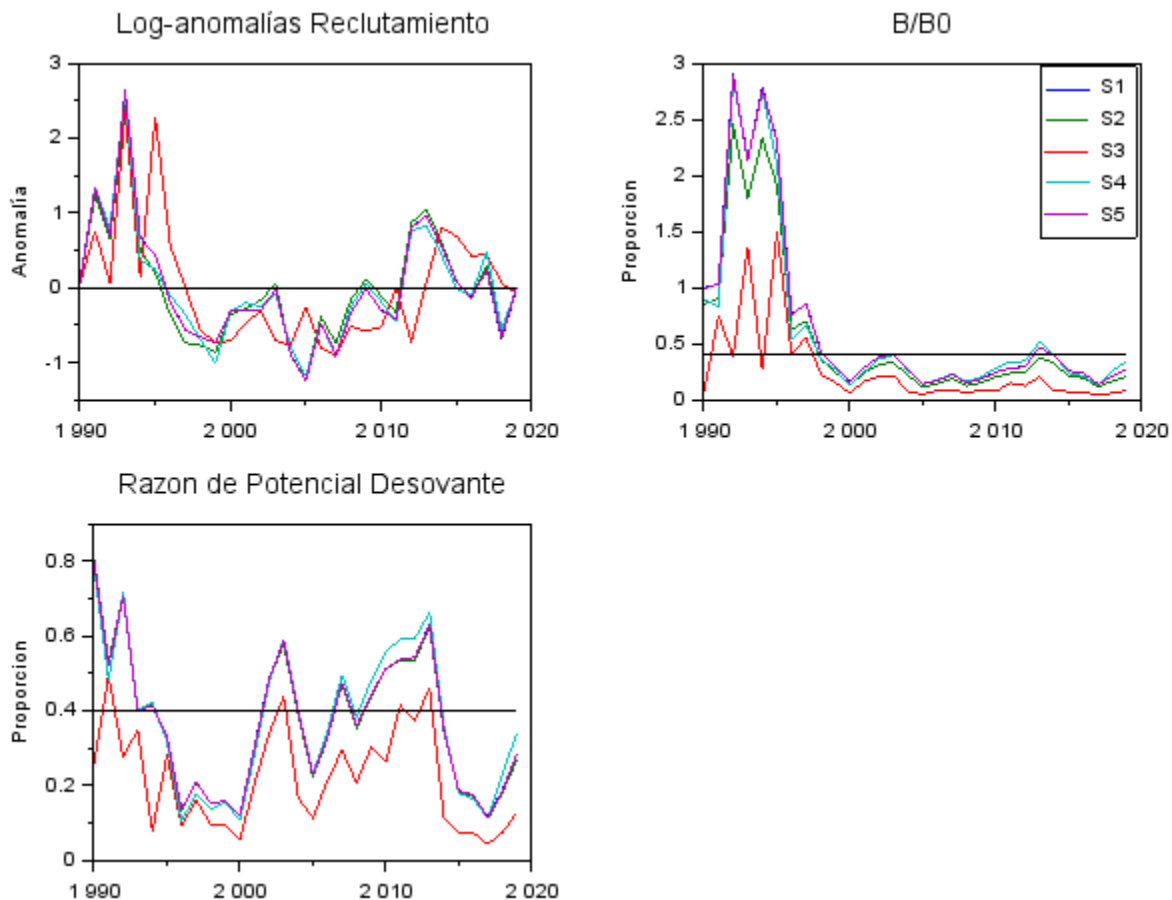


Figura s6. Log anomalías de reclutamientos, proporción de la biomasa desovante virginal y razón de potencial reproductivo medidos en 5 casos de escenarios de análisis de evaluación del recurso **SARDINA REDONDA**

5. CONCLUSIONES

En esta actualización de la evaluación de stock se incluyeron diversas sugerencias vertidas en la revisión de pares realizada por Minte-Vera (2019). De ellas destacan la incorporación de las series de biomasa acústica y sus composiciones de tallas y el modelo estadístico de evaluación de stock fue mejorado para hacerlo más flexible en la incorporación de mayor volumen de información. El modelo integrado MESTOCK esta vez fue aplicado a seis especies, incorporando al conjunto de especies analizadas el 2019 los recursos Picudillo y Sardina redonda. Del mismo modo, se realizó la evaluación de stock de Corbata y Trompeta mediante un modelo de biomasa dinámica de Schaefer (MBD), esto aprovechando el contraste observado en las series de capturas y CPUE. De esta forma, solo una de las especies fue evaluada mediante el modelo de data-pobre LBPA (ex MODACT).

Conforme a lo mencionado, en este estudio las series de biomasa acústica fueron empleadas como índice relativo, y por ende, representan una proporción de la biomasa verdadera. 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. El razonamiento detrás es que, si la biomasa acústica fuese una representación absoluta de la biomasa poblacional, y esta fuese sobreestimada, los análisis no permitirían establecer relaciones entre las capturas y la alteración de los rasgos biológicos (talla promedio) y otros índices de abundancia más consistentes temporalmente como es la CPUE.

Por otra parte, y a falta de mayor conocimiento sobre la distribución y dinámica de algunos recursos de interés, y de datos que permitan corroborar lo contrario, en la evaluación se supuso que las poblaciones analizadas constituyen unidades poblacionales cerradas en aguas ecuatorianas. En este escenario las capturas son las principales responsables en la disminución de la biomasa desovante por medio de la remoción de los individuos más grandes. La aplicación de los distintos enfoques metodológicos permitió explorar la consistencia de los datos disponibles y respecto de distintas hipótesis. Esta incertidumbre estructural fue explorada en la forma de escenarios de análisis, y en varios de estos recursos se pudo advertir que los datos son informativos respecto de los procesos poblacionales. Corroborando lo destacado por Canales et al. (2019), uno de los resultados más notables es el hecho que, algunas de las poblaciones de pelágicos pequeños han sufrido reducciones naturales producto de cambios en la escala del reclutamiento. Estos cambios fueron observados en Macarela, Chuhueco, Pinchagua y Sardina redonda, coincidiendo que un régimen de baja productividad se habría iniciado desde fines de los 90. En la mayoría de los casos analizados e independientemente de los supuestos y modelos de análisis, los resultados mostraron que estos recursos se mantienen deprimidas y en proceso de sobreexplotación. No obstante, y debido a la reducción de las capturas el proceso de sobrepesca se ha reducido y ha generado una recuperación relativa de los stocks.

En efecto, los resultados mostraron que las poblaciones de pelágicos pequeños del Ecuador muestran en general una mejoría respecto de lo informado por Canales et al. (2019), traducida en el aumento de la proporción de biomasa virginal y en la reducción de la mortalidad por pesca respecto de la mortalidad por pesca de referencia. El indicador de sobreexplotación B/B_0 muestra que, en promedio, entre el 2017 y el 2019 las poblaciones mejoraron de 0.18 a 0.32, en tanto que el índice de sobrepesca F/F_{40} se redujo de 1.26 a 0.67. Las especies que se consideran sin sobreexplotación corresponden a Botella, Pinchagua, Trompeta y Corbata, en tanto que las

restantes especies, aunque sobreexplotadas se consideran en proceso de recuperación y sin sobrepesca ($F/F_{40\%}<1$). Una excepción es el Roncador, el cual además mantiene su estado de sobrepesca. No obstante, los resultados de esta última especie deberían ser atendidos de manera referencial, pues la información disponible es insuficiente para un acabo análisis de diagnóstico poblacional.

Por otro lado, y no obstante la variabilidad en los resultados de la evaluación de stock de un año al otro debido a la actualización de datos, y con el fin de asegurar la recuperación de estas poblaciones, se sugiere dentro de lo posible mantener reducido el nivel de esfuerzo de pesca y aprovechar proporcionalmente los niveles de productividad de estos recursos. Esto significa no incrementar excesivamente las capturas frente a una mayor abundancia y mantener la vigilancia de los indicadores poblacionales. La permanente evaluación y cautela en los incrementos de capturas permitirán generar los excedentes productivos necesarios para la recuperación de corto plazo en la biomasa de estos recursos.

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. 2016. Evaluación de stock. Procesamiento y análisis. C. M. Canales. In: Evaluación directa del recurso juliana (*Tawera gayi*) en el mar interior de Chiloé e Islas desiertas, región de Los Lagos. Informe Final. Proyecto FIPA 2014-20. Instituto de Fomento Pesquero. 304 p.
- 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. 2015. Informe de Curso-Taller “Re-visión 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. 2015. Revisión de la Evaluación de Stock de Pez Palo (*Percophis brasiliensis*) en el ecosistema costero bonaerense al norte de los 39° S. Argentina. Informe Final Curso-Taller. INIDEP, Mar del Plata, Argentina, 5-10 julio 2015: 41 pp.
- Canales, C. M. Peralta y V. Jurado 2014. Evaluación de la Población de Pinchagua (*Ophistonema* sp) en aguas Ecuatorianas. *Boletín Especial Año 4 N°3*, Instituto Nacional de Pesca del Ecuador INP, ISSN 1390-6690): 50 pp.
- Canales, C. M. , N. A. Adasme, L. A. Cubillos, M. J. Cuevas, and N. Sanchez. 2018. Long-time spatio-temporal variations in anchovy (*Engraulis ringens*) biological traits off northern Chile: an adaptive response to long-term environmental change?. *ICES Journal of Marine Science*, 75 (6): 1908–1923.
- Canales, C. M., N. Barahona, P. Araya, J. Cavieres, G. Muñoz, C. Techeira, 2013. Evaluación de la población de almeja (*Venus antiqua*) explotada en la bahía de Ancud, Chiloé, 1965-2011. Reporte Técnico Instituto de Fomento Pesquero, Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas, 2013: 48 pp.
- Canales, C. M., C. Hurtado, C. Techeira. 2018. Implementing a model for data-poor fisheries based on steepness of the stock-recruitment relationship, natural mortality and local perception of population depletion. The case of the kelp *Lessonia berteroana* on coasts of north-central Chile. *Fisheries Research* 198 (2018) 31–42.
- 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.

- Froese, R. and D. Pauly. Editores. 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>.
- Hurtado, M. 2019. Oceanografía. Instituto Nacional de Pesca Ecuador. Presentación pptx. 7pp.
- HYCOM. 2019. http://ncss.hycom.org/thredds/ncss/grid/GLBa0.08/expt_91.2/dataset.html.
- INOCAR. 2015. Atlas Marino Costero del Ecuador
- Jurado, V. 2019. Programa Peces Pelágicos Pequeños. Instituto Nacional de Pesca Ecuador. Presentación pptx. 9pp.
- 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.
- 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.
- Romero, A y M. Hurtado 2019. Evaluación poblacional de Peces Pelágicos Pequeños por métodos directos (Cruceros de prospección Hidroacústica). Instituto Nacional de Pesca Ecuador. Presentación pptx. 20pp.

ANEXO A. MODELOS LINEALES GENERALIZADOS (GLM) AJUSTADO A LOS DATOS DE BITÁCORAS DE PESCA DE PELÁGICOS PEQUEÑOS DEL ECUADOR

Se estimaron índices de abundancia a partir de la información operacional de la flota. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es una medida de abundancia relativa pero es 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 se concentran 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 pesquerías 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 (ε): 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.

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

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

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 = bot)
```

Deviance Residuals:

```
  Min    1Q  Median    3Q   Max
-2.8170 -0.7148  0.0053  0.7233  3.1666
```

Coefficients:

	Estimate	Std.Error	tvalue	Pr(> t)	
(Intercept)	2.54834	0.52233	4.879	1.07E-06	***
Zona2	0.30016	0.16633	1.805	0.0711	.
Zona3	0.14645	0.16592	0.883	0.3774	
Year1990	-0.44738	0.56629	-0.79	0.4295	
Year1992	-0.08127	0.63919	-0.127	0.8988	
Year1997	-0.03666	0.58592	-0.063	0.9501	
Year1999	0.38707	0.50918	0.76	0.4471	
Year2001	0.72361	1.10712	0.654	0.5134	
Year2002	-0.56729	0.62115	-0.913	0.3611	
Year2003	-0.48397	0.51355	-0.942	0.346	
Year2004	-0.5286	0.49637	-1.065	0.2869	
Year2005	-0.56804	0.49857	-1.139	0.2546	
Year2006	-0.67982	0.49662	-1.369	0.171	
Year2007	-0.56729	0.4961	-1.144	0.2528	
Year2008	-0.69083	0.49622	-1.392	0.1639	
Year2009	-0.5344	0.49579	-1.078	0.2811	
Year2010	-0.73906	0.49573	-1.491	0.136	
Year2011	-0.47823	0.49566	-0.965	0.3346	
Year2012	-0.10823	0.49571	-0.218	0.8272	
Year2013	-0.54363	0.49601	-1.096	0.2731	
Year2014	-0.6143	0.49589	-1.239	0.2154	
Year2015	-0.52686	0.49572	-1.063	0.2879	
Year2016	-0.46003	0.49577	-0.928	0.3535	
Year2017	-0.60692	0.49569	-1.224	0.2208	
Year2018	-0.74103	0.49565	-1.495	0.1349	
Year2019	-0.67947	0.49571	-1.371	0.1705	
buque2	0.39233	0.01953	20.092	<2.00E-16	***
buque3	0.52223	0.02103	24.828	<2.00E-16	***
buque4	0.66452	0.02418	27.479	<2.00E-16	***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9805469)

Null deviance: 25837 on 24656 degrees of freedom
 Residual deviance: 24149 on 24628 degrees of freedom
 AIC: 69520

Number of Fisher Scoring iterations: 2

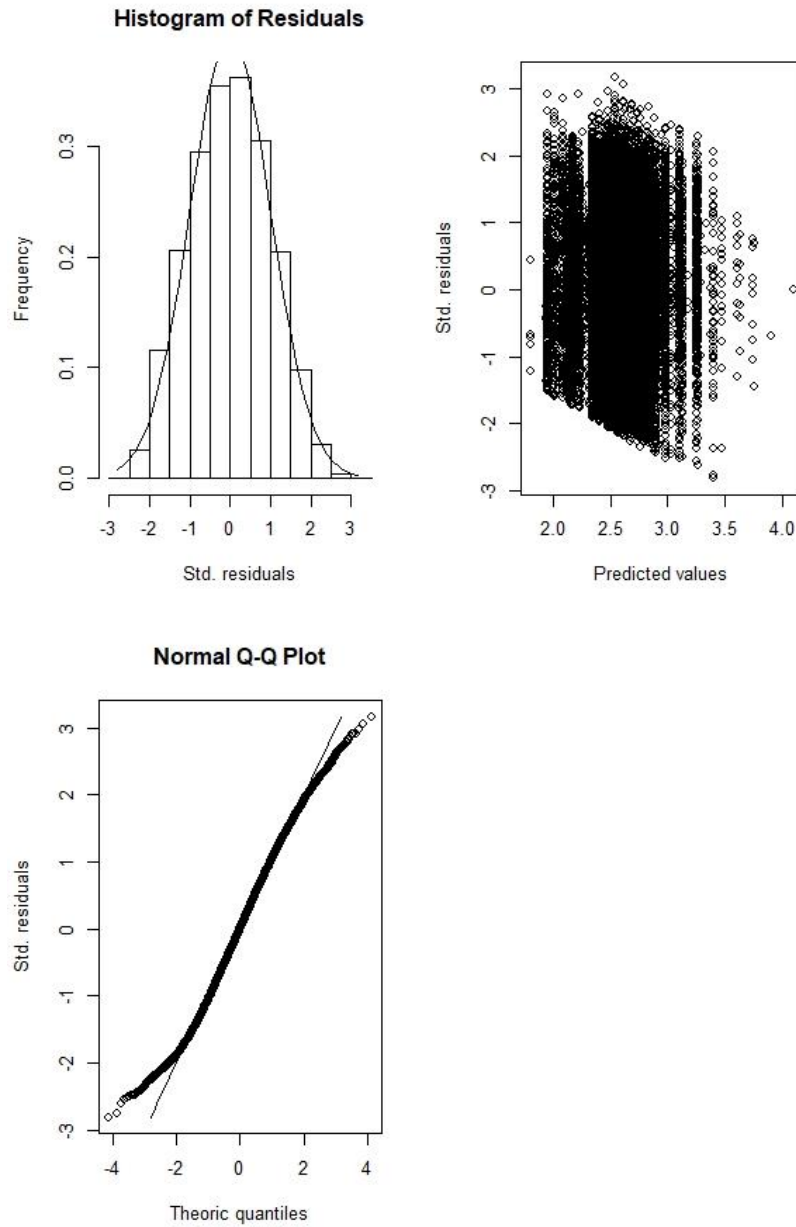


Figura A1. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Botella.**

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 = ceten)

Deviance Residuals:

Min IQ Median 3Q Max
-3.6223 -0.6309 0.0924 0.6878 2.4532

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	3.1925262	0.6846988	4.663	3.20E-06	***
Zona2	-0.890851	0.2708506	-3.289	0.00101	**
Zona3	-0.5795291	0.2631352	-2.202	0.02768	*
Year1984	0.1967939	1.1710334	0.168	0.86655	
Year1985	1.1840032	0.8058001	1.469	0.1418	
Year1986	0.5539621	0.7337266	0.755	0.45029	
Year1987	1.1868698	0.7118248	1.667	0.09551	
Year1988	-0.2486871	0.8774448	-0.283	0.77687	
Year1989	0.2986251	0.7375459	0.405	0.68558	
Year1990	0.0499845	0.7477146	0.067	0.9467	
Year1991	0.0837838	0.7303669	0.115	0.90868	
Year1992	0.0931196	0.7479727	0.124	0.90093	
Year1993	0.8771158	0.738069	1.188	0.23474	
Year1994	0.2403421	0.833456	0.288	0.77308	
Year1995	1.0861357	0.7870748	1.38	0.16766	
Year1997	0.4589175	0.691058	0.664	0.50667	
Year1998	0.126284	0.6919226	0.183	0.85519	
Year1999	0.4992831	0.7086763	0.705	0.48114	
Year2000	0.6306914	0.7379437	0.855	0.39278	
Year2001	0.3623834	0.6938491	0.522	0.6015	
Year2002	0.7608322	0.7336452	1.037	0.29976	
Year2003	1.0626998	0.7375986	1.441	0.14972	
Year2004	0.2931546	0.6941701	0.422	0.67282	
Year2005	0.2100645	0.6864116	0.306	0.75959	
Year2006	0.358037	0.6863429	0.522	0.60193	
Year2007	0.3412289	0.697889	0.489	0.6249	
Year2008	1.3405474	0.6870188	1.951	0.05108	
Year2009	-0.0009286	0.6879359	-0.001	0.99892	
Year2010	0.0977479	0.7115424	0.137	0.89074	
Year2011	0.4408747	0.6864812	0.642	0.52076	
Year2012	0.3874514	0.6876562	0.563	0.57316	
Year2013	0.4493967	0.6877088	0.653	0.51348	
Year2014	0.1817552	0.6899457	0.263	0.79223	
Year2015	0.4277597	0.6864907	0.623	0.53324	
Year2016	0.6659634	0.685452	0.972	0.33131	
Year2017	0.7935778	0.6849968	1.159	0.24671	
Year2018	-0.0088224	0.6878726	-0.013	0.98977	
Year2019	0.1538684	0.6872441	0.224	0.82285	
buque2	0.1859412	0.0347901	5.345	9.47E-08	***
buque3	0.361933	0.039779	9.099	< 2e-16	***
buque4	0.402612	0.0586764	6.862	7.65E-12	***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9025069)

Null deviance: 5089.7 on 4963 degrees of freedom
Residual deviance: 4443.0 on 4923 degrees of freedom
AIC: 13621

Number of Fisher Scoring iterations: 2

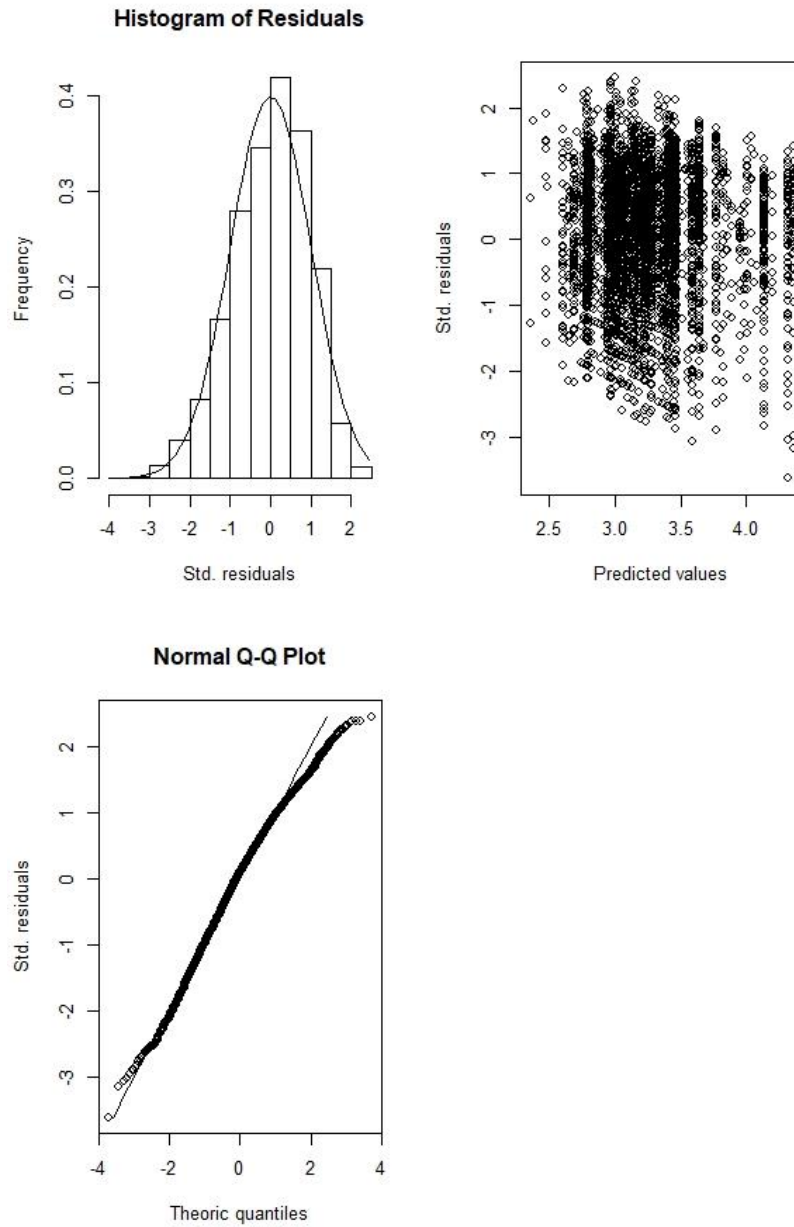


Figura A2. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Chuhueco.**

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 = corb)
```

Deviance Residuals:

```
Min      1Q  Median      3Q      Max
-2.79716 -0.71221  0.05601  0.74017  2.62610
```

Coefficients:

	Estimate	Std.Error	tvalue	Pr(> t)	
(Intercept)	2.807771	0.533432	5.264	1.48E-07	***
Zona2	0.125497	0.498967	0.252	0.801428	
Zona3	0.214315	0.49782	0.431	0.666847	
Year2005	0.049701	0.245134	0.203	0.839337	
Year2006	-0.816036	0.25314	-3.224	0.001274	**
Year2007	-0.242205	0.300394	-0.806	0.420115	
Year2008	-0.647316	0.306688	-2.111	0.034853	*
Year2009	-0.43397	0.207931	-2.087	0.036934	*
Year2010	-0.217869	0.220979	-0.986	0.32422	
Year2011	-0.275626	0.212554	-1.297	0.194786	
Year2012	-0.005405	0.193869	-0.028	0.977757	
Year2013	-0.247731	0.191583	-1.293	0.196048	
Year2014	-0.451332	0.19656	-2.296	0.02171	*
Year2015	-0.752824	0.202499	-3.718	0.000203	***
Year2016	0.026267	0.191364	0.137	0.89083	
Year2017	-0.35611	0.192331	-1.852	0.064153	.
Year2018	-0.878501	0.199102	-4.412	1.05E-05	***
Year2019	-0.779593	0.22463	-3.471	0.000524	***
buque2	0.199618	0.039169	5.096	3.60E-07	***
buque3	0.344444	0.041657	8.269	<2.00E-16	***
buque4	0.317015	0.065961	4.806	1.59E-06	***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9849364)

```
Null deviance: 5092.1 on 4760 degrees of freedom
Residual deviance: 4668.6 on 4740 degrees of freedom
AIC: 13462
```

Number of Fisher Scoring iterations: 2

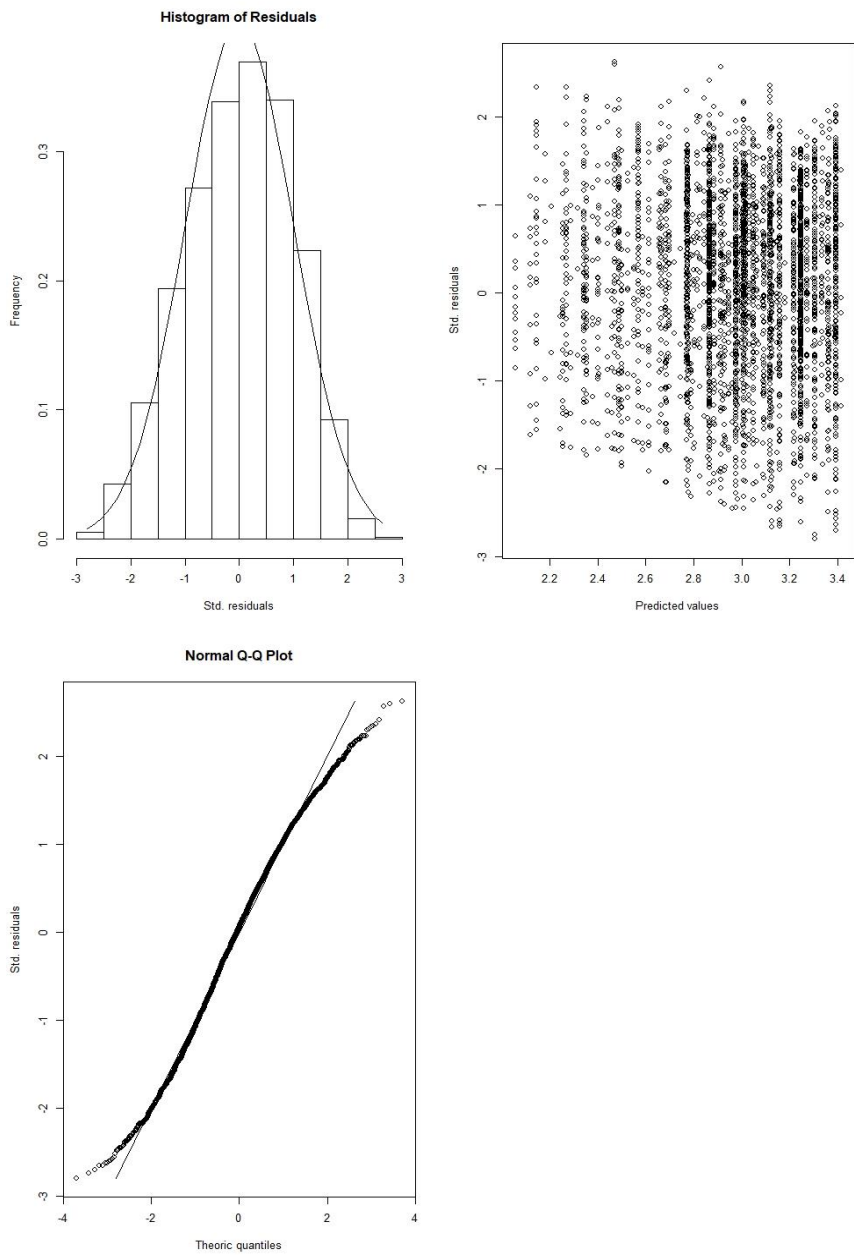


Figura A3. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Corbata**

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 = mac)
```

Deviance Residuals:

```
Min    1Q  Median    3Q   Max
-3.1589 -0.7412  0.0338  0.7577  3.1794
```

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	3.13969	0.20268	15.491	< 2e-16	***
Zona2	0.49241	0.19349	2.545	0.010935	*
Zona3	0.31863	0.19316	1.65	0.099045	.
Year1983	0.09935	0.13458	0.738	0.460358	
Year1985	0.61738	0.09493	6.504	7.96E-11	***
Year1986	0.33824	0.10015	3.377	0.000733	***
Year1987	-0.03872	0.11786	-0.329	0.742501	
Year1988	0.30572	0.11363	2.69	0.007139	**
Year1989	-0.02633	0.11634	-0.226	0.820941	
Year1990	0.20362	0.14189	1.435	0.151279	
Year1991	-0.26161	0.13123	-1.994	0.046205	*
Year1992	-0.23459	0.20819	-1.127	0.259835	
Year1993	-0.26523	0.21517	-1.233	0.217698	
Year1994	-0.38079	0.23191	-1.642	0.100606	
Year1995	-0.16037	0.17844	-0.899	0.368797	
Year1997	0.01119	0.0973	0.115	0.90847	
Year1998	1.61717	1.03801	1.558	0.119254	
Year1999	-0.18933	0.25423	-0.745	0.456454	
Year2000	-0.10652	0.10626	-1.002	0.316156	
Year2001	-0.68196	0.13459	-5.067	4.07E-07	***
Year2002	-1.02524	0.16412	-6.247	4.25E-10	***
Year2003	-0.97955	0.15898	-6.162	7.29E-10	***
Year2004	-0.81682	0.0761	-10.733	< 2e-16	***
Year2005	-0.75033	0.07336	-10.228	< 2e-16	***
Year2006	-0.92324	0.07657	-12.058	< 2e-16	***
Year2007	-0.95651	0.07628	-12.539	< 2e-16	***
Year2008	-1.17741	0.07756	-15.18	< 2e-16	***
Year2009	-1.08367	0.07613	-14.234	< 2e-16	***
Year2010	-1.14056	0.07464	-15.282	< 2e-16	***
Year2011	-0.95919	0.07766	-12.351	< 2e-16	***
Year2012	-0.77434	0.07551	-10.255	< 2e-16	***
Year2013	-0.76414	0.07406	-10.318	< 2e-16	***
Year2014	-1.05622	0.0746	-14.158	< 2e-16	***
Year2015	-1.13538	0.07357	-15.433	< 2e-16	***
Year2016	-0.95131	0.07381	-12.888	< 2e-16	***
Year2017	-1.0839	0.07474	-14.502	< 2e-16	***
Year2018	-1.55135	0.07699	-20.149	< 2e-16	***
Year2019	-1.43184	0.07772	-18.422	< 2e-16	***
buque2	0.22675	0.02561	8.855	< 2e-16	***
buque3	0.45451	0.02642	17.201	< 2e-16	***
buque4	0.59815	0.02789	21.444	< 2e-16	***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 1.07229)

Null deviance: 37688 on 30508 degrees of freedom
 Residual deviance: 32671 on 30468 degrees of freedom
 AIC: 88753

Number of Fisher Scoring iterations: 2

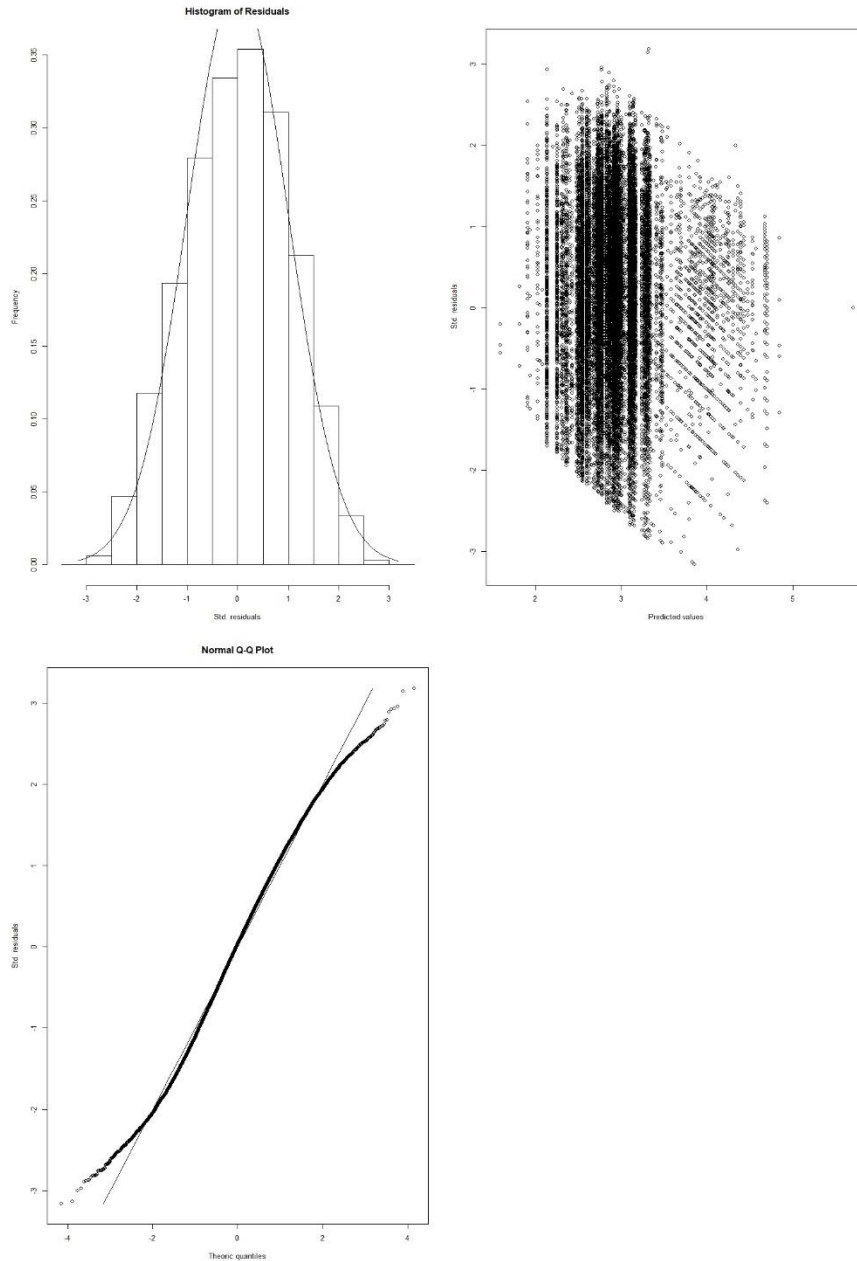


Figura A4. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Macarela**

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 = pic)
```

Deviance Residuals:

```
   Min      1Q  Median      3Q      Max
-2.66799 -0.73410  0.00328  0.73928  2.83324
```

Coefficients:

	Estimate	Std.Error	tvalue	Pr(> t)	
(Intercept)	1.69326	0.24766	6.837	8.48E-12	***
Zona2	0.30747	0.21617	1.422	0.154959	
Zona3	0.12452	0.21607	0.576	0.564425	
Year2005	-0.26508	0.18901	-1.402	0.160797	
Year2006	0.33906	0.14261	2.378	0.017444	*
Year2007	0.17311	0.13424	1.29	0.197229	
Year2008	0.34579	0.12815	2.698	0.006979	**
Year2009	0.44255	0.12788	3.461	0.000541	***
Year2010	0.19688	0.12966	1.518	0.128952	
Year2011	0.12453	0.13488	0.923	0.355864	
Year2012	0.40175	0.13407	2.997	0.002735	**
Year2013	0.46868	0.13343	3.513	0.000445	***
Year2014	0.14831	0.13177	1.126	0.260365	
Year2015	-0.06413	0.13003	-0.493	0.621906	
Year2016	0.54107	0.12804	4.226	2.40E-05	***
Year2017	0.30485	0.12861	2.37	0.017791	*
Year2018	-0.31846	0.13154	-2.421	0.015494	*
Year2019	-0.33436	0.13531	-2.471	0.013485	*
buque2	0.45873	0.03689	12.435	<2.00E-16	***
buque3	0.59489	0.03828	15.541	<2.00E-16	***
buque4	0.72785	0.04116	17.682	<2.00E-16	***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 1.038381)

Null deviance: 13516 on 11893 degrees of freedom

Residual deviance: 12329 on 11873 degrees of freedom

AIC: 34225

Number of Fisher Scoring iterations: 2

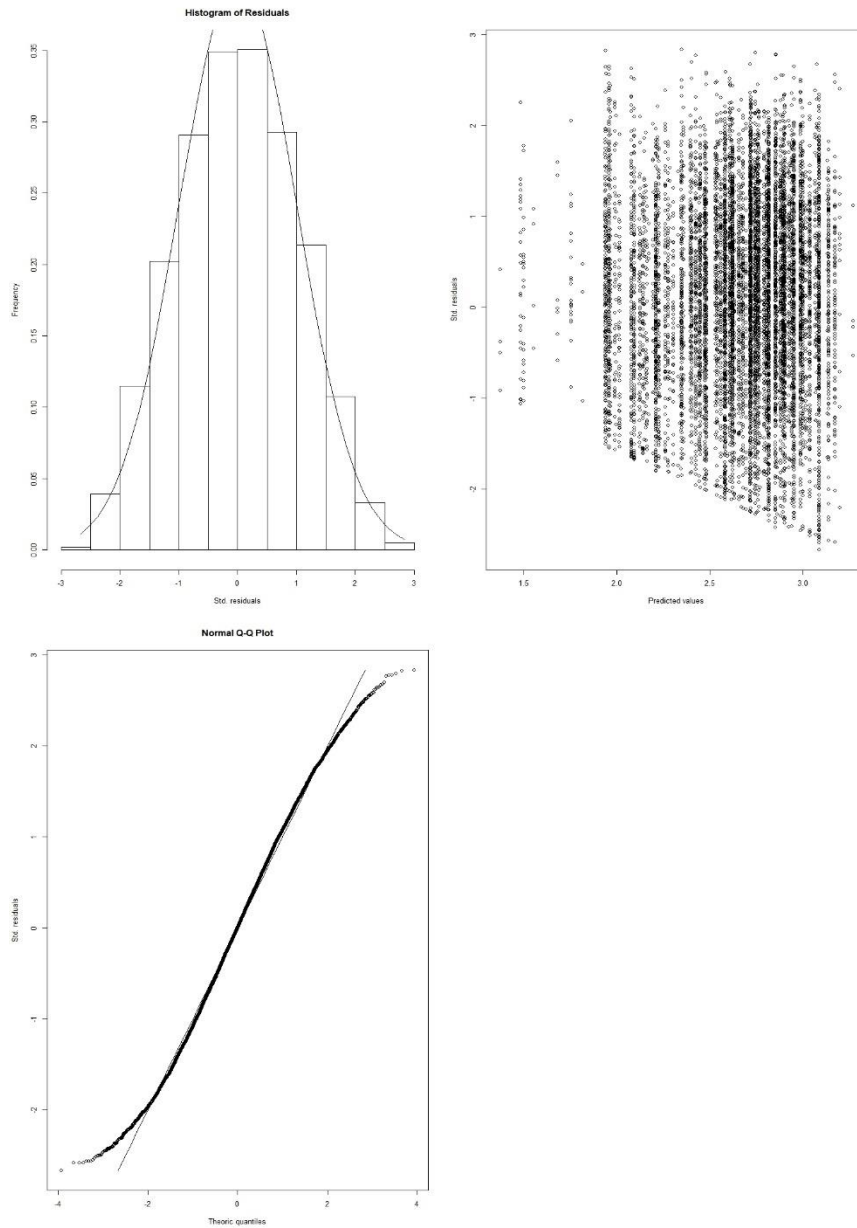


Figura A5. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Picudillo**

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 = pinch)

Deviance Residuals:

Min 1Q Median 3Q Max
 -2.4958 -0.6592 -0.0944 0.5631 4.0856

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	1.571351	0.083075	18.915	< 2e-16	***
Zona2	0.252068	0.06652	3.789	0.000153	***
Zona3	0.382721	0.054554	7.015	2.67E-12	***
Year1983	0.344533	0.17695	1.947	0.051596	.
Year1985	-0.26277	0.194425	-1.352	0.176603	.
Year1987	0.260707	0.13061	1.996	0.045993	*
Year1988	0.28336	0.151069	1.876	0.060767	.
Year1989	0.396748	0.129755	3.058	0.002245	**
Year1990	0.103058	0.151701	0.679	0.496955	.
Year1993	-0.001979	0.172102	-0.011	0.990826	.
Year1994	0.161773	0.18993	0.852	0.394404	.
Year1995	-0.187801	0.154669	-1.214	0.224736	.
Year1996	0.543526	0.110242	4.93	8.54E-07	***
Year1997	-0.125896	0.126528	-0.995	0.319792	.
Year1998	-1.260925	0.932603	-1.352	0.176435	.
Year1999	-0.121691	0.138053	-0.881	0.378109	.
Year2001	-0.250682	0.15025	-1.668	0.095306	.
Year2002	-0.48127	0.161436	-2.981	0.002888	**
Year2003	-0.549637	0.160338	-3.428	0.000614	***
Year2004	-0.359355	0.114273	-3.145	0.001675	**
Year2005	-0.080749	0.112867	-0.715	0.474382	.
Year2006	-0.192145	0.094183	-2.04	0.041402	*
Year2007	-0.552904	0.090712	-6.095	1.19E-09	***
Year2008	-0.637038	0.105202	-6.055	1.53E-09	***
Year2009	-0.589943	0.116617	-5.059	4.40E-07	***
Year2010	-0.666776	0.110588	-6.029	1.79E-09	***
Year2011	-0.553547	0.102228	-5.415	6.49E-08	***
Year2012	-0.140645	0.123628	-1.138	0.255334	.
Year2013	-0.176018	0.106682	-1.65	0.099035	.
Year2014	-0.481033	0.126167	-3.813	0.00014	***
Year2015	-0.430602	0.107251	-4.015	6.05E-05	***
Year2016	-0.399274	0.096271	-4.147	3.43E-05	***
Year2017	-0.344956	0.103294	-3.34	0.000847	***
Year2018	-0.572609	0.101093	-5.664	1.58E-08	***
Year2019	-0.699408	0.097841	-7.148	1.04E-12	***
buque2	0.837761	0.040543	20.664	< 2e-16	***
buque3	0.743313	0.042291	17.576	< 2e-16	***
buque4	1.236877	0.07034	17.584	< 2e-16	***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.8633702)

Null deviance: 4792.3 on 4108 degrees of freedom
 Residual deviance: 3514.8 on 4071 degrees of freedom
 AIC: 11097

Number of Fisher Scoring iterations: 2

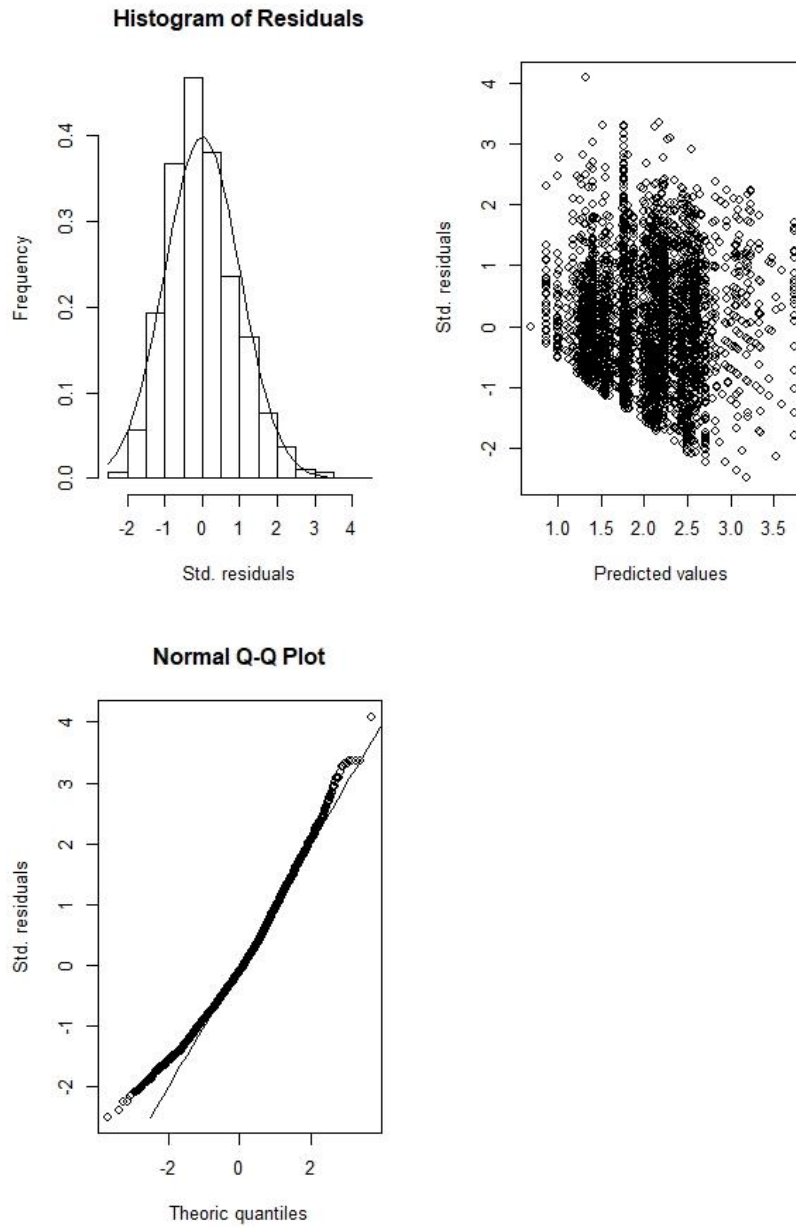


Figura A6. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Pinchagua**

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 = sar)

Deviance Residuals:

Min 1Q Median 3Q Max
 -2.76521 -0.70259 -0.01123 0.69100 2.86368

Coefficients:

	Estimate	Std.Error	tvalue	Pr(> t)	
(Intercept)	1.40936	1.37847	1.022	0.30668	
Zona2	0.93942	0.9741	0.964	0.33493	
Zona3	0.59773	0.97394	0.614	0.53945	
Year1990	-1.11893	1.37393	-0.814	0.41549	
Year1991	1.262	0.98134	1.286	0.19855	
Year1992	0.72999	0.98708	0.74	0.45964	
Year1993	0.82895	1.02422	0.809	0.41839	
Year1994	0.90449	0.99561	0.908	0.36371	
Year1995	1.61066	1.18947	1.354	0.17582	
Year1996	1.29211	1.04901	1.232	0.21815	
Year1997	1.44601	1.06477	1.358	0.17456	
Year1998	0.92611	1.03883	0.891	0.37275	
Year2001	0.64599	1.06449	0.607	0.544	
Year2002	0.75728	1.19031	0.636	0.5247	
Year2003	0.10756	1.19007	0.09	0.92799	
Year2004	-0.03904	0.9742	-0.04	0.96804	
Year2005	0.07492	0.97366	0.077	0.93867	
Year2006	-0.37754	0.98914	-0.382	0.70272	
Year2007	-0.43211	0.98387	-0.439	0.66056	
Year2008	-0.21716	0.9743	-0.223	0.82364	
Year2009	-0.23126	0.97771	-0.237	0.81304	
Year2010	-0.32971	0.97526	-0.338	0.73534	
Year2011	-0.19623	0.97542	-0.201	0.84058	
Year2012	-0.10603	0.97653	-0.109	0.91355	
Year2013	0.19309	0.97591	0.198	0.84317	
Year2014	0.07276	0.9735	0.075	0.94042	
Year2015	-0.07286	0.97304	-0.075	0.94032	
Year2016	-0.11775	0.97378	-0.121	0.90376	
Year2017	-0.20232	0.97342	-0.208	0.83537	
Year2018	-0.54973	0.9741	-0.564	0.57257	
Year2019	-0.45548	0.97538	-0.467	0.64055	
buque2	0.23898	0.0816	2.929	0.00343	**
buque3	0.37958	0.08102	4.685	2.94E-06	***
buque4	0.59383	0.09352	6.35	2.53E-10	***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9429002)

Null deviance: 2947.5 on 2688 degrees of freedom
 Residual deviance: 2503.4 on 2655 degrees of freedom
 AIC: 7508.7

Number of Fisher Scoring iterations: 2

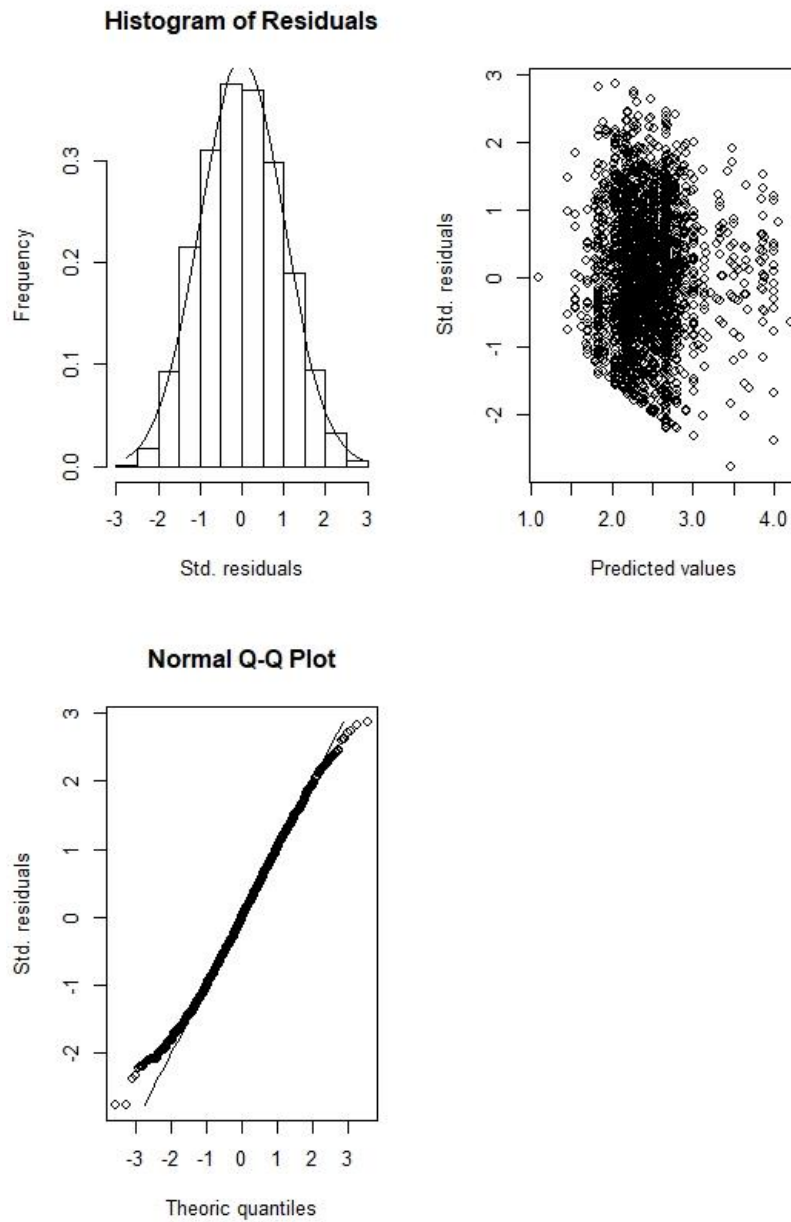


Figura A7. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Sardina Redonda**

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 = tromp)
```

Deviance Residuals:

```
   Min      1Q  Median      3Q      Max
-2.55604 -0.69892  0.03067  0.69706  2.88475
```

Coefficients:

	Estimate	Std.Error	tvalue	Pr(> t)	
(Intercept)	2.349741	0.259615	9.051	<2.00E-16	***
Zona2	0.098457	0.251192	0.392	0.69511	
Zona3	0.047639	0.250387	0.19	0.84911	
Year2005	-0.08804	0.137091	-0.642	0.52078	
Year2006	0.003519	0.085203	0.041	0.96706	
Year2007	-0.244496	0.206691	-1.183	0.23692	
Year2008	-0.167498	0.10687	-1.567	0.11713	
Year2009	-0.155499	0.089876	-1.73	0.08368	.
Year2010	-0.036445	0.094403	-0.386	0.69948	
Year2011	-0.297587	0.091973	-3.236	0.00122	**
Year2012	0.092575	0.102631	0.902	0.36711	
Year2013	-0.276065	0.09936	-2.778	0.00549	**
Year2014	-0.368073	0.118414	-3.108	0.0019	**
Year2015	-0.417531	0.09304	-4.488	7.42E-06	***
Year2016	-0.021751	0.081532	-0.267	0.78966	
Year2017	-0.60279	0.104413	-5.773	8.41E-09	***
Year2018	-0.690705	0.103881	-6.649	3.38E-11	***
Year2019	-0.900356	0.103363	-8.711	<2.00E-16	***
buque2	0.424516	0.040335	10.525	<2.00E-16	***
buque3	0.513616	0.046752	10.986	<2.00E-16	***
buque4	0.637831	0.062173	10.259	<2.00E-16	***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9160646)

Null deviance: 3838.2 on 3776 degrees of freedom

Residual deviance: 3440.7 on 3756 degrees of freedom

AIC: 10410

Number of Fisher Scoring iterations: 2

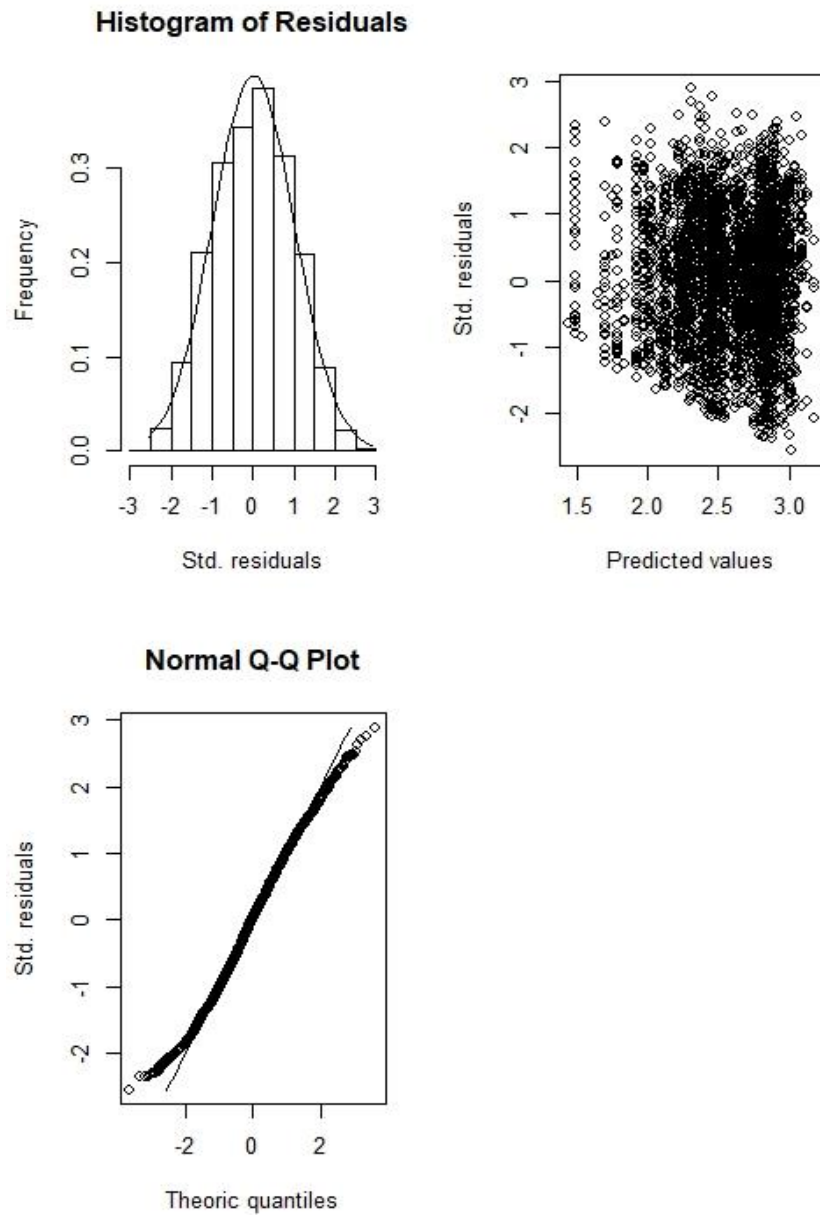


Figura A8. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Trompeta**

ANEXO B ECUACIONES GENERALES DE LOS MODELOS DE EVALUACION UTILIZADOS

1. modelo LBPA

Proceso	Ecuación
<u>Sobrevivencia</u> <i>a</i> es la edad A+= Edad grupo plus	$N_a \begin{cases} R0 & a = 1 \\ N_{a-1}S_{a-1} & a > 1 \\ N_A/(1 - S_A) & a = A + \end{cases}$ $S_a = \exp(-Z_a)$
<u>Mortalidad total</u> F_t es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento. M es la mortalidad natural anual y Ψ la selectividad	$Z_a = M + F_{cr}\Psi_a$
<u>Selectividad</u> Donde L50 es la talla al 50% de selectividad y Δ el parámetro de dispersión.	$\Psi_a = P_{l,a} \left(1 + \exp(-\log(19) \left[\frac{L - A50}{\Delta} \right]) \right)^{-1}$
<u>Capturas estimadas en edad</u>	$\hat{C}_a = \frac{F_a}{Z_a} N_a (1 - S_a)$
<u>Capturas estimadas por longitudes</u>	$\hat{C}_l = P_{l,a} C_a$
<u>Probabilidad de la Longitud a la edad</u> Donde: l es la Longitud, L_{00} y k los parámetros de crecimiento (k anual), σ la desviación de la talla a la edad	$P_{l,a} = \int_{l_1}^{l_2} \exp\left\{-\frac{1}{2\sigma_a^2}(l - L_a)^2\right\} dl$ $L_a = L_{00}(1 - e^{-k}) + e^{-k}L_{a-1}$ $\sigma_a = a + bL_a$
<u>Rendimiento en peso</u> w_l es el peso teórico a la Longitud supuesto invariante entre años	$\hat{Y} = \sum_l C_l w_l$
<u>Biomasa desovante</u> O_l corresponde a la ojiva de madurez sexual a la talla. dt es la fracción del año del período de desove	$BD_t = \sum_l P_{l,a} (N_{a,t}) w_l O_l e^{-dtZ_{t,a}}$
<u>Proporción de longitudes en la captura</u>	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
<p><u>Función objetivo</u> Corresponde al negativo de las sumas de log-verosimilitud multinomial penalizada</p>	$ll = -500 \sum_y \lambda_y \sum_l p_{l,y} \log(\hat{p}_l) + \sum_j \left(\frac{\log(\theta_j) - \log(\hat{\theta}_j)}{\sigma_\theta} \right)^2$

2. modelo MESTOCKL

Proceso	Ecuación
<p><u>Sobrevivencia</u> a es la edad y t es el año A+= Edad grupo plus</p>	$N_{a,t} = N_{a-1,t-1} S_{a-1,t-1}$ $N_{A+,t} = N_{A-1,t-1} S_{A-1,t-1} + N_{A,t-1} S_{A,t-1}$ $S_{a,t} = \exp(-Z_{a,t})$
<p><u>Mortalidad total</u> F_t es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento. M es la mortalidad natural anual y Ψ la selectividad</p>	$Z_{a,t} = M + F_t \psi_a$
<p><u>Selectividad</u> Donde A50 es la edad al 50% de retención y σ el parámetro de dispersión.</p>	$\psi_{a,t} = \begin{cases} \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_1^2}(a - A50)^2\right] & a < A50 \\ \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_2^2}(a - A50)^2\right] & a \geq A50 \end{cases}$
<p><u>Población inicial</u></p>	$N_{a=1,t=1} = R_0$ $N_{a,t=1} = N_{a-1,t=1} e^{-Z_{a,t=1}}$ $N_{A,t=1} = N_{a=12,t=1} / (1 - e^{-Z_{a=12,t=1}})$
<p><u>Reclutamiento anual</u> $\delta_t \sim N(0, \sigma_R^2)$ (prior), $\sigma_R=0.6$ $\ln R_0 \sim U[0, +\infty]$ BD: biomasa reproductiva, R_0 reclutamiento virginal y BDo biomasa rep. virginal estimada a partir de R_0.</p>	$N_{a=1,t} = \frac{\alpha BD_{t-1}}{\beta + BD_{t-1}} e^{-\delta_t}$ $\alpha = \frac{4hR_0}{5h-1}; \beta = \frac{(1-h)BD_0}{5h-1}$
<p><u>Capturas estimadas en edad y año</u></p>	$\hat{C}_{a,t} = \frac{F_{a,t}}{Z_{a,t}} N_{a,t} (1 - S_{a,t})$
<p><u>Capturas estimadas por longitudes y año</u></p>	$\hat{C}_{l,t} = P_{l,a} C_{a,t}$
<p><u>Probabilidad de la Longitud a la edad</u> Donde: l es la Longitud, L_{00} y k los parámetros de crecimiento (k anual), σ la desviación de la talla a la edad</p>	$P_{l,a} = \int_{l_1}^{l_2} \exp\left\{-\frac{1}{2\sigma_a^2}(l - L_a)^2\right\} dl$ $L_a = L_{00}(1 - e^{-k}) + e^{-k} L_{a-1}$ $\sigma_a = a + b L_a$

<u>Desembarques en peso</u> w_l es el peso teórico a la Longitud supuesto invariante entre años	$\hat{Y}_t = \sum_l C_{l,t} w_l$
<u>Biomasa anual y desovante</u> O_l corresponde a la ojiva de madurez sexual a la Longitud. El desove se supone anual de acuerdo con dos reclutamientos anuales dt es la fracción del año del período de desove	$B_t = \sum_l (P_{l,a} N_{a,t}) w_l$ $BD_t = \sum_l P_{l,a} (N_{a,t}) w_l O_l e^{-dt Z_{l,a}}$
<u>Indices de abundancia (CPUE)</u> q es la capturabilidad y el factor Δt corresponde a la fracción del año donde este ocurre.	$\hat{I}_t = q \sum_l P_{l,a} (N_{a,t} \psi_a e^{-\Delta t Z_{l,a}}) w_l$
<u>Proporción de longitudes en la captura</u>	Capturas: $\hat{p}_{l,t} = \frac{P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}{\sum_l P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}$

Modelo de los errores y función objetivo

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