



Bol. Tec. CEPMA (2023) 3:1

Revisión experta de las evaluaciones de stock de las principales especies pelágicas pequeñas en Ecuador

Luis A. Cubillos, María José Cuevas

Revisión experta de las evaluaciones de stock de las principales especies pelágicas pequeñas en Ecuador

Luis A. Cubillos^{1,2,3}, María José Cuevas²

¹Centro de Investigación Oceanográfica COPAS-COASTAL,
Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción.

²Lab. EPOMAR, Departamento de Oceanografía,
Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

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

Requieren:

Cámara Nacional de Pesquería (CNP)

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

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

Revisión experta de las evaluaciones de stock de las principales especies pelágicas pequeñas en Ecuador

Luis A. Cubillos, María José Cuevas. Bol. Téc. CEPMAR (2023), 3(1):

CEPMAR

Incluye referencias bibliográficas

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



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

INDICE GENERAL

1	Resumen	1
2	Antecedentes	2
2.1	Presentación.....	2
2.2	La evaluación de stock.....	2
3	Revisión general.....	3
3.1	Supuestos de hipótesis de estructura poblacional	3
3.2	Consistencia de los parámetros de la historia de vida	3
3.2.1	Crecimiento y varianza de la longitud a la edad	4
3.3	Nivel de información/contraste en los datos a efectos de la evaluación de las poblaciones	5
3.4	Metodología para la generación de índices de abundancia y procesamiento de datos	6
3.5	Criterios en la aplicabilidad del enfoque de evaluación utilizado	7
3.6	Calidad de las estimaciones y niveles de incertidumbre.....	8
3.7	Diagnóstico de las poblaciones	9
4	Revisión de aspectos específicos	9
4.1	Diagnóstico de residuales.....	9
4.2	Diagnóstico de residuales de la composición de tallas	10
4.3	Bloques de selectividad	10
5	Reproducibilidad.....	19
6	Agradecimientos	22
7	Referencias	22
8	ANEXO A: Modelo de Producción de biomasa Bayesiano en el espacio de los estados.....	25

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Principales parámetros estimados por JABBA para el modelo de producción de Botella (1968-2021).	26
Tabla 2. Resumen del análisis retrospectivo de la evaluación de Botella. Se muestra el índice J de Mohn para la biomasa (B), mortalidad por pesca (F), los puntos biológicos de referencia objetivo (BMSY, FMSY), la razón B/k, y el rendimiento máximo sostenido (MSY).	28

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Datos disponibles para la evaluación de: A) macarela, B) botella, C) Chuhueco, D) picudillo, E) pinchagua, y F) sardina redonda.	6
Figura 2. Esquema de simulación-estimación utilizado para evaluar sesgo y precisión en los modelos base de la evaluación de recursos de peces pelágicos (Cubillos y Cuevas, 2022).	8
Figura 3. Diagnóstico del ajuste de residuales del modelo de evaluación de stock base de: A) macarela, B) botella, C) Chuhueco, D) picudillo, E) pinchagua, y F) sardina.	10
Figura 4. Influencia de los procesos biológicos en la información contenida en los datos de composición de longitud. Las líneas discontinuas representan los datos de composición de longitud de cada una de las tres cohortes. La línea continua representa los datos combinados de composición por longitud. Los puntos incluyen el error de muestreo (obtenida de Mander y Pinar, 2015).	11
Figura 5. Método para comparar años con estructura de tallas similares en la serie de tiempo disponible para la evaluación de stock.	12
Figura 6. Composición por tallas de macarela en las capturas y años disponibles para la evaluación de stock.	13
Figura 7. Grupos de datos con una composición por tallas similar de macarela en las capturas.	14
Figura 8. Grupos de datos con una composición por tallas similar de macarela durante el periodo de evaluación.	14
Figura 9. Grupos de datos con una composición por tallas similar de macarela en las capturas.	15
Figura 10. Grupos de datos con una composición por tallas similar de macarela durante el periodo de evaluación.	15
Figura 11. Composición por tallas de sardina redonda en las capturas y años disponibles para la evaluación de stock.	16
Figura 12. Grupos de datos con una composición por tallas similar de sardina redonda en las capturas.	17
Figura 13. Grupos de datos con una composición por tallas similar de sardina redonda durante el periodo de evaluación.	17
Figura 14. Grupos de datos con una composición por tallas similar de sardina redonda en las capturas.	18
Figura 15. Grupos de datos con una composición por tallas similar de sardina redonda en las capturas.	18
Figura 16. Macarela, reproducibilidad de resultados: desembarque (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D).	19
Figura 17. Botella, reproducibilidad de resultados: desembarque (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D).	19
Figura 18. Chuhueco, reproducibilidad de resultados: desembarque (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D).	20

Figura 19. Picudillo, reproducibilidad de resultados: desembarque (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D).....	20
Figura 20. Pinchagua, reproducibilidad de resultados: desembarque (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D).....	21
Figura 21. Sardina redonda, reproducibilidad de resultados: desembarque (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D).	21
Figura 22. Distribución prior y posterior de parámetros básicos para botella, las distribuciones son graficadas utilizando el kernel genérico de densidad.	26
Figura 23. Test de residuales para la CPUE de botella. El área verde indica que no hay evidencia ($p \geq 0.05$) en contra de una distribución aleatoria iid de los residuales en la serie de tiempo, y contenidos dentro de $\pm 3s$ (en escala log). Los puntos rojos, muestran residuales por fuera del área $\pm 3s$, constituyéndose en puntos atípicos.	27
Figura 24. Diagrama de diagnóstico residual de JABBA para los índices de abundancia CPUE y biomasa vulnerable (Bv) de langostino amarillo, indicándose el valor RMSE. Los gráficos de caja indican la mediana y los cuantiles de todos los residuos disponibles para cualquier año, y las líneas negras sólidas indican un suavizado Loess a través de todos los residuos.....	27
Figura 25. Patrón retrospectivo del modelo JABBA configurado para botella. Se indica el índice ρ de Mohn.....	28
Figura 26. Diagrama de fases entre la biomasa y la mortalidad por pesca para el botella, el punto con la cruz indica los límites de credibilidad de la situación al 2023.	29

1 Resumen

Se realizó una revisión de las evaluaciones de stock de los principales recursos de peces pelágicos en Ecuador, la evaluación de estos recursos se establece mediante el modelo MESTOCKL, que es un modelo estructurado por edad que destaca en su flexibilidad para adaptarse a los datos disponibles para cada recurso.

En primer lugar se evaluaron los supuestos principales, donde se revisó la estructura poblacional y parámetros de historia de vida, observándose una actualización de los parámetros de historia de vida de macarela y picudillo. El impacto de estos cambios fue más drástico para el picudillo, aunque la correlación intrínseca en los parámetros de historia de vida son consistentes.

El modelo de evaluación tiene una única opción de co-variación directamente proporcional de la desviación estándar de la longitud a la edad con la talla media a la edad. Se recomienda revisar este supuesto, ya que el aumento de la desviación estándar en el grupo de edad más viejo podría afectar la estimación de mortalidad por pesca.

En segundo lugar se evaluó el ajuste de los modelos, mediante análisis de residuales y análisis retrospectivo. El diagnóstico de residuales detectó inconsistencias en el supuesto de la distribución de residuales de CPUE y talla promedio solo en la macarela y sardina redonda. En este contexto, se insta a analizar con mayor detención el modelo de las observaciones. Los demás recursos mostraron un buen diagnóstico de los residuales, los que se distribuyen independientes e idénticamente distribuidos.

Los bloques de selectividad que se han utilizado no se han justificado en términos objetivos, y aunque se basan en un análisis de residuales ad hoc, es preferible utilizar algún pre-tratamiento que permita comparar la composición de tallas. Se sugiere una metodología que se ilustra con macarela y sardina redonda. A su vez, el diagnóstico de residuales del ajuste a los datos de composición de tallas no se debe realizar como si fueran tipo Pearson, más bien se sugiere utilizar residuales One-Step-Ahead (OSA).

El modelo MESTOCKL está muy bien codificado, con la suficientemente flexibilidad para probar hipótesis estructurales alternativas ya sea en parámetros de historia de vida o índices de abundancia, así como efectos ambientales en el crecimiento, mortalidad, capturabilidad y/o reclutamiento. Se recomienda validar su desempeño con la configuración de un modelo externo ya consolidado, tal como como Stock Synthesis, u otro. No obstante, la evaluación de las pesquerías de peces pelágicos está bien encaminada y permite conocer el estado de situación de los recursos ya sea se utilicen estos modelos para la asistencia técnica de medidas de manejo; o para validar reglas de control basada en indicadores de estatus.

1 Antecedentes

1.1 Presentación

El presente informe contiene los aspectos críticos de la revisión experta de la evaluación de stock de los principales peces pelágicos de Ecuador, en el marco de la asistencia técnica realizada por el Dr. Luis Cubillos y MSc. María José Cuevas, y solicitada por la Cámara Nacional de Pesquería [CNP](#) junto al Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca del Ecuador [IPIAP](#). La asistencia técnica es parte del plan de mejora en la pesquería de pelágicos pequeños del proyecto [Small Pelagic Sustainability SPS-FIP/CNP](#).

1.2 La evaluación de stock

La evaluación de stock de las principales especies de peces pelágicos pequeños fueron realizados por el consultor Dr. Cristian M. Canales y Blga. Viviana Jurado (Canales y Jurado, 2023), cuyo enfoque considera un modelo integrado estructurado por edad, condicionado a parámetros de historia de vida, y datos colectados desde la pesquería (capturas, índice de abundancia, composición de tallas) y de cruceros de evaluación acústica (índice de abundancia y composición de tallas de los stocks en los cruceros). De acuerdo con Canales y Jurado (2023), las poblaciones de peces pelágicos pequeños evaluadas fueron los stocks de:

- a) botella *Auxis* spp.,
- b) macarela *Scomber japonicus*,
- c) picudillo *Decapterus macrosoma*,
- d) chuhueco *Cetengraulis mysticetus*,
- e) sardina redonda *Etrumeus teres*, y
- f) pichagua *Opisthonema* spp.

El modelo de evaluación de stock fue codificado en [ADMB](#) (Fournier *et al.*, 2012) como un modelo general y que permite sea configurado estructuralmente para casos específicos, tales como:

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

La revisión del enfoque de evaluación de las pesquerías de peces pelágicos, así como las recomendaciones a corto y mediano plazo, consideró el grado de avance de las recomendaciones sugeridas por Cubillos y Cuevas (2022) en la evaluación realizada. Asimismo, se consideró: a) Supuestos de hipótesis de estructura poblacional, b) Consistencia de los parámetros de la historia de vida (crecimiento, mortalidad natural y madurez), c) Nivel de información/contraste en los datos a efectos de la evaluación de las poblaciones (desembarques, composiciones del tamaño de los desembarques, tasas de abundancia, etc.), d) Metodología para la generación de índices de abundancia y procesamiento de datos, e) Criterios en la aplicabilidad del enfoque de evaluación utilizado, f) Calidad de las estimaciones y niveles de incertidumbre, g) Diagnóstico de las poblaciones.

Con fines prácticos, estos aspectos fueron abordados en cuatro secciones de este documento: a) Revisión general, b) Diagnóstico del ajuste de los modelos (Carvalho *et al.*, 2021), principalmente grupos de años con bloques de selectividad, y análisis de residuales de la composición por tallas, recomendándose aplicar la metodología de Trijoulet *et al.* (2023); y c) Estado de situación de los recursos, lo que implica la estimación de puntos biológicos de referencia y diagnóstico del estado de situación de los recursos.

2 Revisión general

2.1 Supuestos de hipótesis de estructura poblacional

Se asume que los stocks de peces pelágicos pequeños en Ecuador conforman una unidad demográfica, definida por la configuración espacial donde se desarrollan las operaciones de pesca. Dicha configuración espacial implica la estabilidad de un hábitat adecuado que, según los autores (Canales y Jurado, 2022; 2023), están asociados a dos ecorregiones frente a las costas del Ecuador. Una de las ecorregiones es la zona de Guayaquil, donde se concentra la operación de la pesquería de peces pelágicos, particularmente desde Jaramillo al sur. No obstante, también ocurre una extensión hacia el norte de Jaramillo en las capturas del complejo de especies de botella y pinchagua.

Como fue mencionado en la revisión experta anterior (Cubillos y Cuevas, 2022), el supuesto de la estructura poblacional es aceptable. Sin embargo, es deseable avanzar respecto de los factores que podrían incidir en la dinámica de la población. En este ámbito, se valora el diseño de los modelos de evaluación de stock al incorporar índices de variabilidad ambiental, ya que podrían ayudar ya sea en comprender la variabilidad interanual o de más largo plazo en el reclutamiento, en la capturabilidad y/o en las tasas de crecimiento.

Al respecto, y en términos generales, Canales y Jurado (2023) mencionan que bajo condiciones extremas asociadas a eventos El Niño y La Niña, los recursos de peces pelágicos en Ecuador son afectados negativa y positivamente, respectivamente. Los efectos son alteraciones en la distribución, biomasa, tamaños y reclutamientos, lo que implica aumentos en la sensibilidad de los recursos.

No obstante, se mantiene la sugerencia de promover en el corto a mediano plazo investigación orientada a determinar unidades demográficas.

2.2 Consistencia de los parámetros de la historia de vida

Los parámetros de historia de vida fueron revisados y actualizados para la evaluación de stock, utilizando relaciones empíricas de parámetros de historia de vida, así como análisis de separación de componentes gaussianos para macarela y picudillo. Respecto de la evaluación previa (Canales y Jurado, 2022), el cambio más importante fue en la longitud asintótica de picudillo, de 36,8 cm a 23,38 cm, aumento del coeficiente de crecimiento de 0,25 a 0,62 por año, de la tasa de mortalidad natural de 0,5 a 1,2 por año, y reducción de la longevidad a 4 años.

Los parámetros de historia de vida para cada especie son consistentes con la correlación existentes entre ellos, esto es que un cambio en cualquiera se correlaciona ya sea positiva o negativamente con otros.

2.2.1 Crecimiento y varianza de la longitud a la edad

El modelo de evaluación de stock utiliza el modelo de crecimiento en longitud de von Bertalanffy según la siguiente expresión:

$$l_a = l_\infty(1 - \rho) + \rho l_{a-1} + \epsilon_a$$

donde $\rho = \exp(-k)$ es el coeficiente de crecimiento de Brody, y se asumen que $\epsilon_a \sim N(0, \sigma)$, donde σ es la desviación estándar de la distribución de tallas a la edad. Al respecto, Canales y Jurado (2023) utilizan un modelo lineal para obtener la desviación estándar de la longitud a cada edad ($\sigma_a(l_a)$) con dos parámetros; i.e.,

$$\sigma_a = \alpha + \beta l_a$$

El supuesto detrás de dicho modelo lineal es que la desviación estándar se incrementa con la edad y co-varía con la talla a la edad, estabilizándose en tallas cercanas a la longitud asintótica dado el carácter no-lineal del crecimiento. La desventaja de esta aproximación es que la desviación estándar podría alcanzar un valor muy alto en la talla más grande, con un valor máximo teórico en la longitud asintótica, i.e., $l_{a \rightarrow \infty} = l_\infty$. En términos prácticos, el tema de la longitud y la variación de la longitud para las edades más viejas tienen una gran influencia en los niveles estimados de mortalidad por pesca y biomasa (Maunder y Piner, 2015). La longitud media de los peces viejos y la mortalidad por pesca estimada están negativamente correlacionados. El aumento de la longitud media de la edad más avanzada hace que la abundancia relativa estimada de la edad más avanzada se reduzca para ajustarse a la composición por tallas de los peces más grandes. Del mismo modo, el aumento de la variación de la longitud para la edad más avanzada hace que la abundancia estimada de la edad más avanzada se reduzca para ajustarse a la composición de longitud de los peces más grandes. La reducción de la abundancia de los peces más viejos se estima generalmente por el aumento de la mortalidad por pesca.

En muchos casos, se dejó fijo $\alpha = 1$ (en escala $\log \alpha = 0$, y fase de estimación -4), y sólo se estima β , por ejemplo botella, chuhueco, picudillo, y sardina redonda. En cambio, en macarela y pichagua, se dejan fijos.

Un modelo más parsimonioso, manteniendo el supuesto de aumento de la variación de la talla con la edad, con co-variación de la talla es simplemente:

$$\sigma_a = \beta l_a$$

donde β es equivalente a un coeficiente de variación constante.

Al considerar que la longitud a la edad sigue el crecimiento en longitud de von Bertalanffy, Cohen y Fishman (1980) demostró analíticamente que la varianza de la longitud a la edad se puede estimar por:

$$\sigma_a^2 = \sigma^2(1 - \rho^{2(a+t_0)})/(1 - \rho^2)$$

Sin embargo, al Fu y Quinn (2000) encuentran que la varianza a la edad $a + 1$, que se espera después del crecimiento y a partir de individuos de longitud l_a , y reclutados a la edad r es:

$$\sigma_{a+1}^2 = \sigma^2(1 - \rho^{2(a+1-r)})/(1 - \rho^2) + \sigma_r^2 \rho^{2(a+1-r)}$$

De acuerdo con Prajneshu y Venugopalan (1999), y con estocasticidad constante (Lv y Pitchford, 2007), la varianza de la longitud a la edad puede ser expresada por:

$$\sigma_a^2 = \sigma^2(1 - \rho^{-2t})/2k$$

A su vez, Fournier *et al.* (1990) encontró una relación general que depende de dos parámetros (λ_1 y λ_2), del coeficiente de crecimiento ($\rho = \exp(-k)$) y de la edad más vieja (t_{max}) que se asume participa en los datos de composición de tallas:

$$\sigma_a = \lambda_1 \exp \left(\lambda_2 \left(-1 + 2 \frac{1 - \rho^{a-1}}{1 - \rho^{t_{max}-1}} \right) \right)$$

En esta expresión, si $\lambda_2 = 0$ implica que la desviación estándar a la edad es constante. Nótese que se requiere la desviación estándar a la edad del primer grupo de edad.

Se sugiere que los evaluadores o el modelo considere alternativas al supuesto de co-variación con la talla, ya sea desviación estándar constante e independiente, o disminución de la desviación estándar con la edad en casos de ciclo de vida corto. A su vez, y en este mismo ámbito, sería deseable una penalización con desviaciones estándar de grupos gaussianos identificados como modas evidentes en la composición de tallas.

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

Los datos e información utilizados en la evaluación de los stock de recursos pelágicos pequeños del Ecuador, dicen relación con la calidad y contraste en los datos de captura, composiciones de tallas de las especies en los desembarques y cruceros, e índices de abundancia. Estos últimos, ya sea dependientes de la pesquería como la captura por unidad de esfuerzo estándar y los independientes de la pesquería como las evaluaciones mediante cruceros diseñados para obtener índices de biomasa. La cobertura temporal de los datos utilizados en las evaluaciones de los distintos recursos se resumen a la forma de líneas de tiempo en la **Figura 1**. Se observa que las evaluaciones cubren datos de desembarque que varían en su extensión temporal, desde 49 años en macarela y pinchagua hasta 19 años en picudillo, luego los índices de abundancia dependientes de la pesquería (CPUE), cubren menor extensión temporal que los desembarques, abarcando un mayor rango de tiempo en Macarela y pinchagua (39 años) y una menor extensión temporal para el Picudillo con 19 años. Asimismo, destaca el corto periodo de tiempo de los cruceros de evaluación acústica con índices de biomasa y composición de tallas en estos cruceros, que recopilan mayor información en Pinchagua cubriendo 7 años, en contraste con sardina redonda que solo abarca 3 años (**Figura 1**).

Se considera que los cambios en las capturas e índices de abundancia contienen un nivel de información satisfactorio en términos de cobertura temporal, y contraste suficiente (**Figura 1**). Si bien los modelos no explican los valores de los índices o composición de tallas algunos años, tales casos son propio de la variabilidad interanual asociada con el error de observación constante impuesto. En efecto, los recursos han exhibido ya sea cambios o tendencias que permiten evaluar el estatus con cierto nivel de incertidumbre estadística. Por ejemplo, hay dos casos, botella y macarela, en que los residuales del índice de biomasa CPUE probablemente tienen intrínsecamente una variabilidad interanual que no explica el modelo de evaluación, lo que pudiese además estar influida en presencia del ajuste a la composición de tallas o cambios en capturabilidad en la macarela. Se pensó que el hecho de que los residuales no se comportan de manera independiente e idénticamente distribuidos en la botella y macarela se podía deber a efectos de grupos de años con selectividad constante elegidos. Sin embargo, después de ejecutar algunos cambios basados en un criterio más objetivo de comparación de la estructura de tallas, al parecer se podría deber a grupos de años con capturabilidad diferentes.

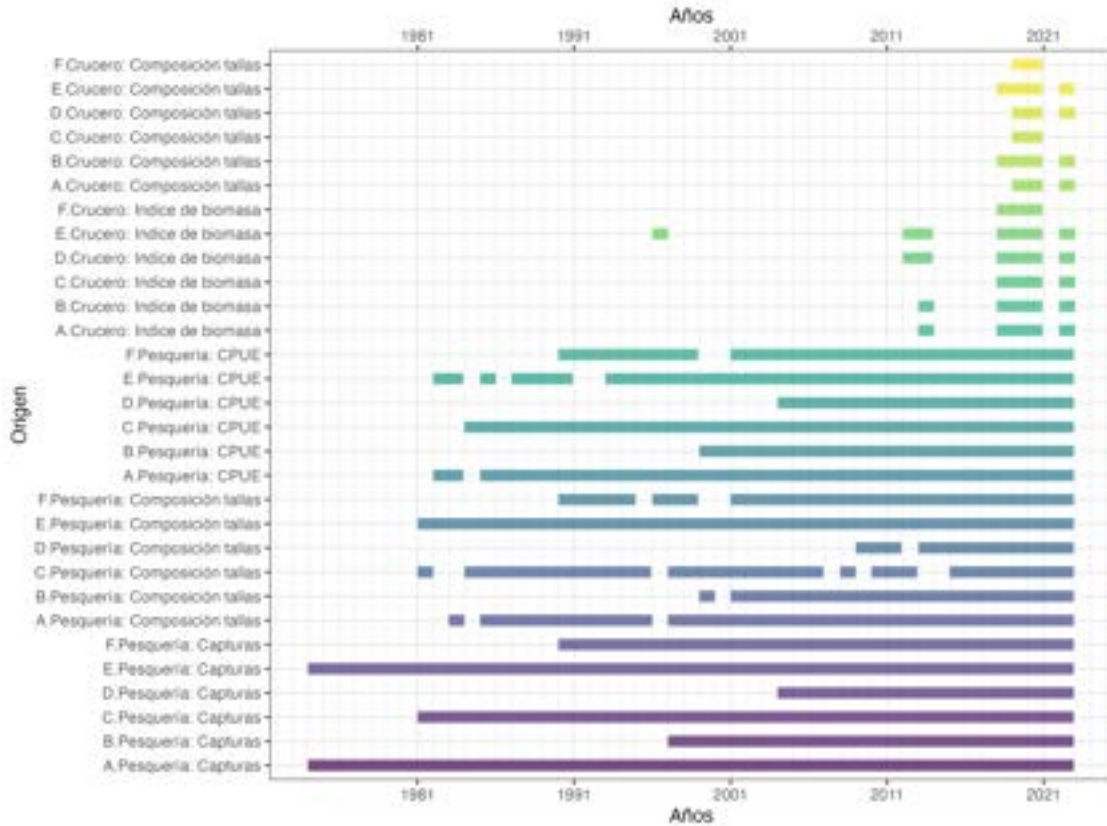


Figura 1. Datos disponibles para la evaluación de: A) macarela, B) botella, C) chuhueco, D) picudillo, E) pinchagua, y F) sardina redonda.

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

Se considera un avance en la dirección correcta para estandarizar los índices de abundancia basados en las tasas de captura de la pesquería de peces pelágicos del Ecuador. La estandarización considera efectos fijo y aleatorios, con efectos fijo temporales y espaciales (zonas) y aleatorios asociados a las embarcaciones. Este enfoque es satisfactorio, aun así los efectos espaciales asumen homogeneidad y los mismos cambios temporales que se diferencian en el nivel considerando un intercepto fijo como referencia. Se desconoce el grado de balance como para una interacción entre años y zonas, lo que podría atentar el considerar una interacción fija. La alternativa, y tal como se planteó en la revisión del año anterior, se sugiere avanzar en modelos espaciotemporales Bayesianos sólo si se cuenta con los registros geolocalizados de los lances de pesca por salida de pesca (Mauder *et al.*, 2020; Thorson *et al.*, 2020).

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

Se destaca la incorporación de esta información a los modelos de evaluación de stock debido a que tanto la biomasa acústica como la composición de tallas en los cruceros comenzarán a ser consistente y relevantes para la evaluación en el tiempo. Un aspecto contingente para la evaluación

2023-2024 es el desarrollo del inminente evento El Niño y sus impactos negativos en la disponibilidad de los recursos. Si bien en algunos recursos se identifican periodos con desembarque y desvíos de reclutamientos que tienden a ser más altos durante años fríos, es probable que el evento El Niño determine una anomalía negativa significativa no atribuible a la pesca.

En el contexto anterior, y como una sugerencia de mejoría, se sugiere realizar un estudio de sensibilidad ambiental, ya sea con análisis de tendencias comunes mediante Dynamic Factor (Zuur *et al.*, 2011), que permita identificar especies con mayor sensibilidad a los efectos ambientales.

Respecto del procesamiento de la composición de tallas, en la entrevista con los evaluadores, se mencionó que la composición de tallas de las capturas corresponde a los datos de frecuencia de tallas acumulados, sin una ponderación por las capturas. El procedimiento es aceptable si no hay diferencias importantes, más es importante considerar la importancia de las capturas. Algunas veces, no se cuenta con muestras de frecuencia de tallas en las capturas, razón por la cual se debe establecer un diseño o protocolo que permita que estimar la captura a la talla. Asimismo, las muestras de frecuencia de tallas pueden ser ponderadas por la CPUE con el propósito de obtener la composición de tallas del índice de abundancia, lo que permitiría un componente adicional para la evaluación con CPUE. Los datos de composición proporcionan información sobre la parte de la población representada por el índice con respecto a la edad o la talla (Maunder *et al.*, 2020; Thorson *et al.*, 2020).

2.5 Criterios en la aplicabilidad del enfoque de evaluación utilizado

El enfoque de evaluación de stock es adecuado, demuestra aplicabilidad, y permite utilizar la mayor cantidad de datos disponibles para una evaluación de stock integrada. Asimismo, tiene el potencial de considerar efectos de la variabilidad ambiental. Este módulo será relevante para indagar los probables impactos del evento El Niño que está en desarrollo.

Es un modelo básico de evaluación de stock integrada para casos en que la composición de edad no está disponible, y por lo tanto con aplicabilidad para el caso de las pesquerías de Ecuador. Una alternativa viable y sugerencia de corto a mediano plazo es comenzar a elaborar claves talla-edad, tal que permitan utilizar un enfoque de evaluación estructurada por edad condicionado (conditional age-at-length data, Punt *et al.*, 2021).

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

De acuerdo con Punt *et al.* (2020), un modelo de evaluación de stock debe considerar "autocomprobación", en la que el modelo de dinámica de poblaciones se utiliza para generar conjuntos de datos simulados coherentes con el método de estimación, es una prueba fundamental de cualquier método de evaluación de poblaciones, tal como fue planteado por Cubillos y Cuevas (2022); i.e., **Figura 2**. Si un método de evaluación de poblaciones no puede reproducir los valores de los parámetros cuando está correctamente especificado, no cabe esperar que funcione adecuadamente cuando se incumplen sus supuestos. La "autocomprobación" es una norma mínima para la evaluación del desempeño, y también deben realizarse pruebas de simulación cuando los supuestos son inciertos.

Se recomienda, a su vez, validar el desempeño con una configuración similar de un modelo externo ya consolidado, tal como como Stock Synthesis, u otro. No obstante, la evaluación de las pesquerías de peces pelágicos está bien encaminada y permite conocer el estado de situación de los recursos ya sea se utilicen esto modelos para la asistencia técnica de medidas de manejo; o para validar reglas de control basada en indicadores de estatus

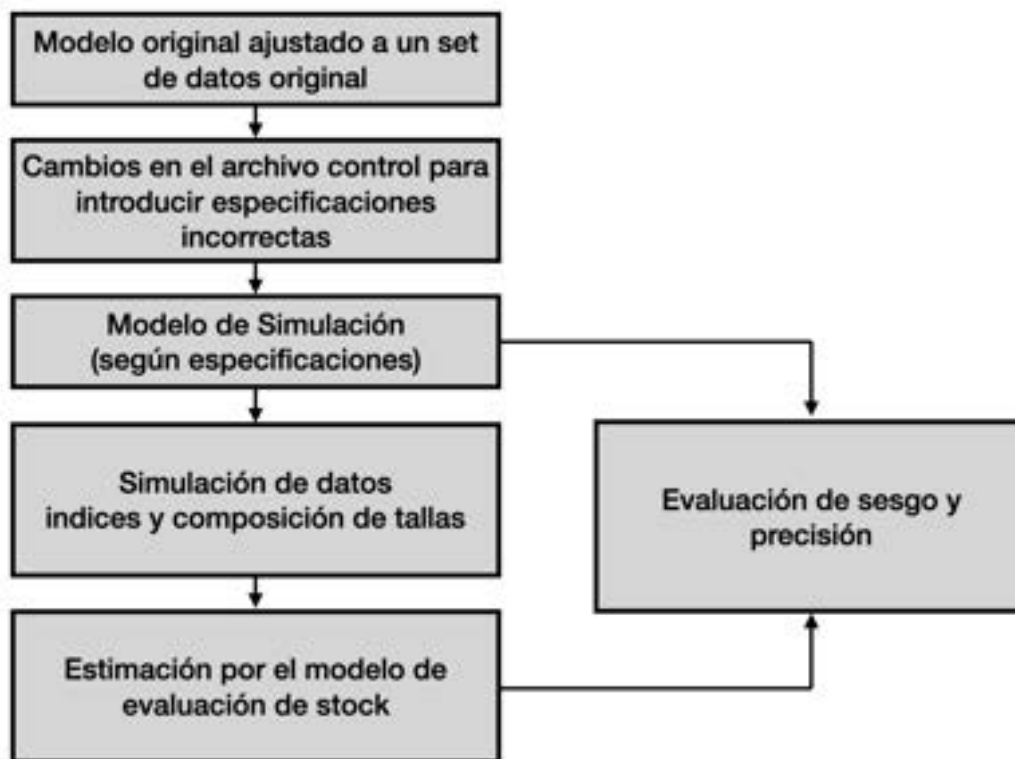


Figura 2. Esquema de simulación-estimación utilizado para evaluar sesgo y precisión en los modelos base de la evaluación de recursos de peces pelágicos (Cubillos y Cuevas, 2022).

2.6 Calidad de las estimaciones y niveles de incertidumbre

La calidad de las estimaciones dicen relación con el diagnóstico del ajuste del modelo a los datos. En este contexto, el modelo de evaluación debe balancear un ajuste parsimonioso, evitando el sobreajuste. La revisión del diagnóstico dice relación con procedimientos de análisis de residuales en un contexto de series de tiempo Carvalho et al. (2021), tal como fue enfatizado por Cubillos y Cuevas (2022). Además, los criterios de selección de bloques de selectividad son más bien subjetivos, y se sugiere utilizar un enfoque comparativo de grupos de años con composición de tallas similar (Sección 4).

Bajo un enfoque frecuentista, y en los que la desviación estándar asociado a los errores de observación y de procesos no se pueden resolver simultáneamente, sino más bien penalizarlos utilizando un error de observación que se asume muchas veces invariable para los índices y la composición de tallas, aun cuando se pueda calcular un tamaño de muestra efectivo, son aspectos que implican análisis de sensibilidad ya que inciden en la incertidumbre. El enfoque de evaluación

utilizado considera precisamente utilizar CV diferentes para los índices y tamaño de muestra efectivo, así como penalizaciones para algunos parámetros de historia de vida, reclutamiento (σR), y selectividad. Estos aspectos son necesarios bajo el enfoque de evaluación propuesto, y son parte del estado del arte. Cuando estos aspectos son acordados y descritos, es factible la reproducibilidad de las estimaciones (ver Sección 5).

2.7 Diagnóstico de las poblaciones

El diagnóstico del estado de situación de las poblaciones considera una reducción de biomasa reproductiva de 40% respecto de la biomasa no explotable (SSB_0), siendo un punto biológico de referencia objetivo y proxy del rendimiento máximo sostenido. A su vez, se considera que una reducción a 20% de la biomasa no explotable constituye un punto biológico de referencia límite. Esta aproximación se considera adecuada dado que no se conoce la relación stock-recluta.

El estado de situación más crítico es el de botella, y los autores sensibilizaron con escenarios diferentes y modelos alternativos. Al respecto, se consideró un modelos estructurado en equilibrio (LBPA) para evaluar el estatus del complejo de especies de botella, lo que fue concordante. Sin embargo, al considerar un modelos de producción Bayesiano de biomasa en el espacio de los estados (JABBA), la situación de botella se observa mejor, con un buen desempeño retrospectivo (**Anexo A** de este informe). Aunque este ejercicio es sólo ilustrativo, el diagnóstico del estatus de un recurso en condición de agotamiento debe ser evaluado en función de los supuestos.

3 Revisión de aspectos específicos

3.1 Diagnóstico de residuales

De acuerdo con Cubillos y Cuevas (2022), se sugiere utilizar el método de análisis de residuales propuesto por Carvalho et al. (2021), que consiste en evaluar si los residuales del ajuste a los datos de los índices de abundancia CPUE y Crucero no muestran evidencia ($P \geq 0.05$) para rechazar la hipótesis que los residuales se distribuyen independiente e idénticamente, además de estar distribuidos dentro de $\pm 3\sigma$ en la serie de tiempo. Cuando los residuales no son independientes e idénticamente distribuidos, el análisis mostrara un área marcada en rojo, mientras que un color verde mostrara visualmente que no hay evidencia para rechazar esta hipótesis. Además, aquellos puntos individuales marcados en rojo muestran residuales que son puntos atípicos.

En la **Figura 3** se observa el ajuste de los modelos de evaluación a la CPUE y el índices de abundancia de crucero acústico, en el caso de macarela y sardina redonda existe evidencia en contra que los residuales de CPUE fueran independientes e idénticamente distribuidos, esta estructura presente en los residuales de la CPUE implican que el modelo de evaluación de stock podría ser inconsistente con el comportamiento interanual presente en la CPUE, lo que podría estar asociado con bloques en que la selectividad tiende a permanecer constante por lo que se sugiere revisar los bloques utilizados. En sentido estricto se deben buscar cambios estructurales hasta que el modelo pase el diagnóstico. Pruebas preliminares en el caso de macarela, fue aumentar el coeficiente de variación para el índice de CPUE. Una alternativa que se debe explorar son mejorar los bloques de años con selectividad y capturabilidad, a objeto de evitar bloques con residuales que permanecen ya sea positivos o negativos.

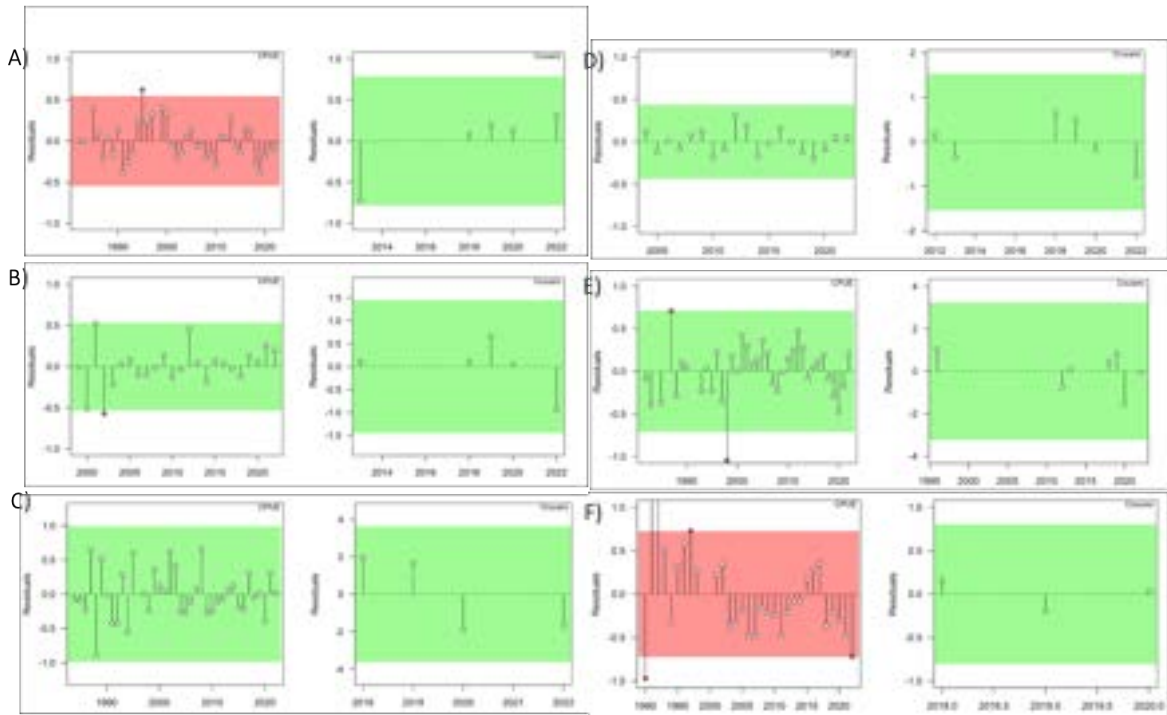


Figura 3. Diagnóstico del ajuste de residuales del modelo de evaluación de stock base de: A) macarela, B) botella, C) Chuhueco, D) picudillo, E) pinchagua, y F) sardina.

3.2 Diagnóstico de residuales de la composición de tallas

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

3.3 Bloques de selectividad

La composición de tallas en las capturas de la flota de arrastre constituye uno de los datos fundamentales para alimentar a los modelos de evaluación de stock estructurados por edad, es importante considerar que esta puede ser consecuencia de diferentes factores, tales como aquellos asociados con el desempeño operacional de la flota, aspectos biológicos y el estado del stock. El desempeño operacional involucra factores asociados al componente espacial (caladeros) y estacional (meses), entre otros. De esta manera, el modelo de evaluación de stock explicará efectos relacionados con la variación en el reclutamiento y mortalidad cuando el crecimiento es constante, tal como se muestra en la **Figura 4** de Maunder y Pinar (2015).

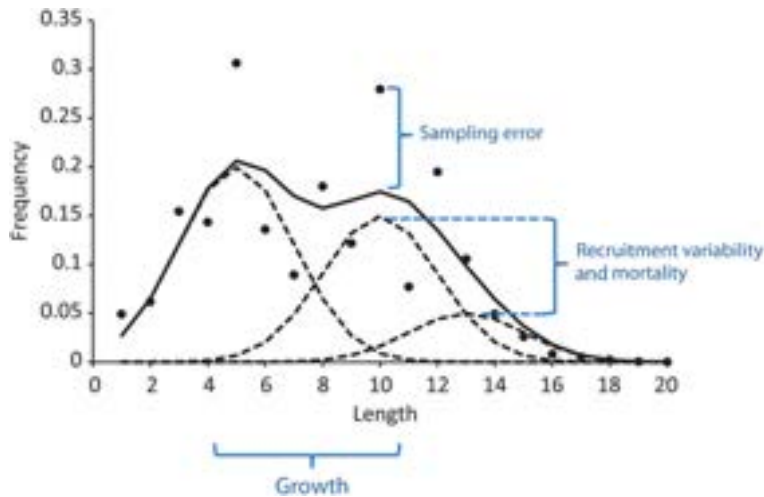


Figura 4. Influencia de los procesos biológicos en la información contenida en los datos de composición de longitud. Las líneas discontinuas representan los datos de composición de longitud de cada una de las tres cohortes. La línea continua representa los datos combinados de composición por longitud. Los puntos incluyen el error de muestreo (obtenida de Mander y Pinar, 2015).

Respecto de los efectos de la desviación estándar de la talla a la edad en la edad más vieja, se comentó previamente. Sin embargo, al considerar que variaciones en la composición de tallas observadas podrían ser explicadas por bloques de años con selectividad diferente, se requiere considerar un proceso de pretratamiento más objetivo para analizar bloques con selectividad diferentes en que la estructura de tallas tenga una estructura similar.

En efecto, en todos los recursos analizados del Ecuador, la selectividad es supuesta logística respecto a la edad lo que significa que a partir de cierta edad/tallas todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser capturados y la mortalidad por pesca es diferente según la edad/talla del pez distribuyéndose según la curva de selectividad, dependiendo de cada recurso analizado la selectividad se supuso en bloques de años que fueron considerados a partir de la observación de residuales entre la talla promedio observada y la estimada en un escenario de modelo sin bloques de selectividad, y los cambios de selectividad se decidieron cuando se observaron patrones temporales en las desviaciones de los residuales, considerando desde 10 bloques de selectividad en macarela a 2 bloques en picudillo.

Dado el mal desempeño en el ajuste de residuales al indicador de captura por unidad de esfuerzo en algunas especies **Figura 3**, se sugiere comparar grupos de años con composición de tallas similares mediante un análisis de componentes principales con el objeto de comparar la contribución porcentual de cada clase de tallas por año en un número reducido de componentes, tal que expliquen más del 70% de la variabilidad observada. Posteriormente, a partir del número de componentes obtener una matriz de distancia y mediante análisis de clúster jerárquico aglomerativo obtener el número mínimo de bloques de años con una composición de tallas similar (**Figura 5**).

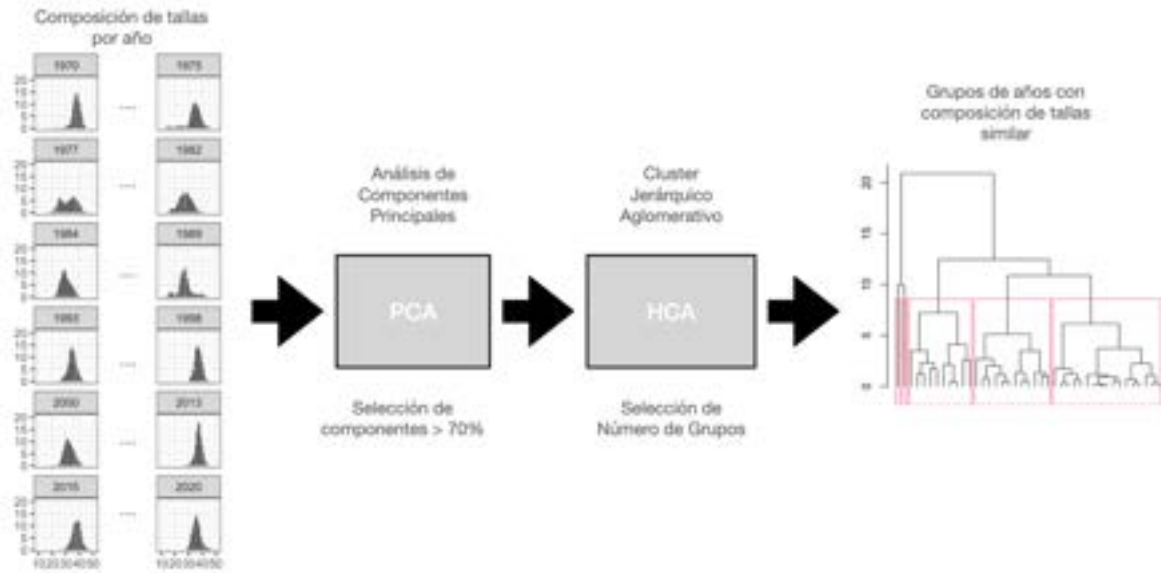


Figura 5. Método para comparar años con estructura de tallas similares en la serie de tiempo disponible para la evaluación de stock.

a) Macarela

La evaluación de macarela cubre desde 1974 a 2022 ($n=49$), año más reciente analizado. Sin embargo, los datos de composición de tallas sólo abarcan 38 años, lo que implica una cobertura de 77%, y cuenta con datos continuos en los siguientes tres bloques: 1983, 1985-1995 y 1997-2022. En la composición por tallas de macarela en las capturas se observa una estructura de tallas sustentada mayormente por ejemplares sobre 15 cm, tanto a comienzos de la pesquería como en la historia reciente (**Figura 6**).

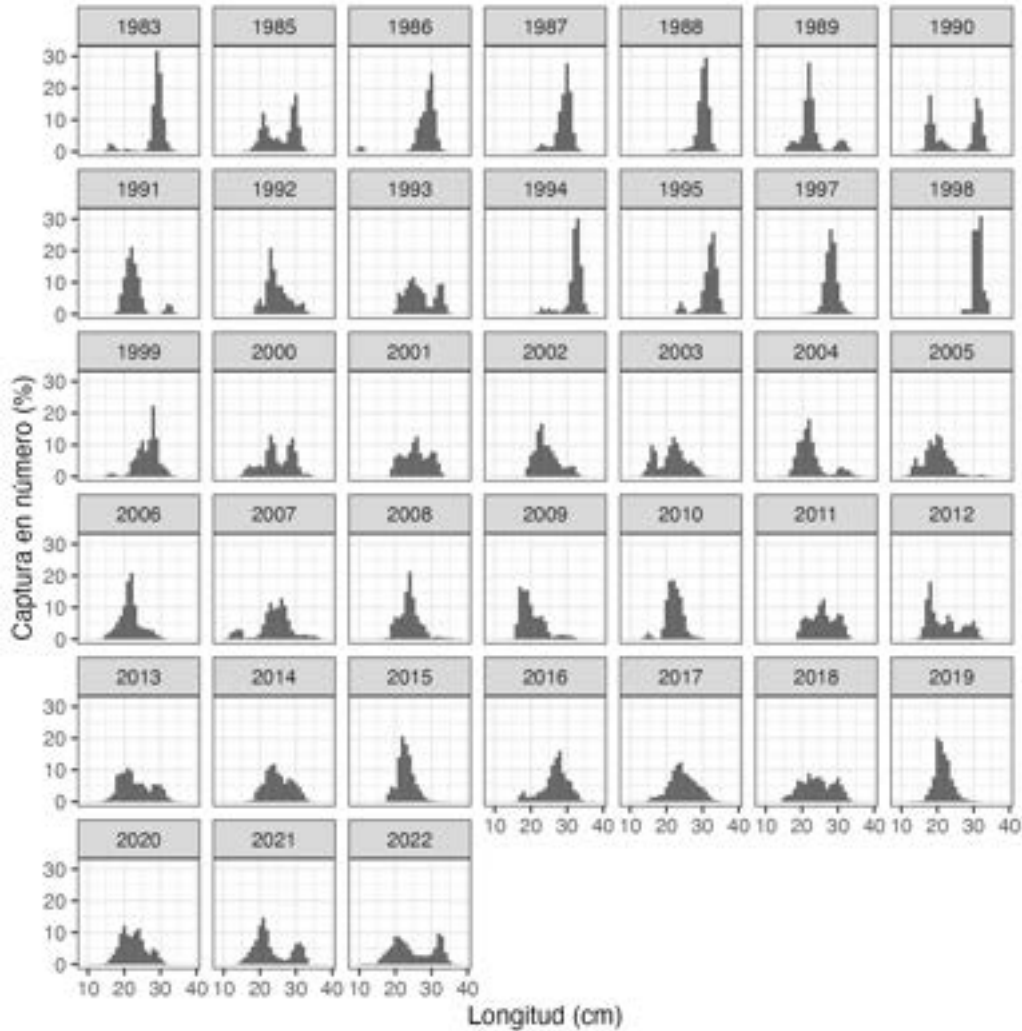


Figura 6. Composición por tallas de macarela en las capturas y años disponibles para la evaluación de stock.

El análisis de componentes principales reveló que los cinco primeros componentes explicaron más del 75% de la variabilidad, donde el primer componente (PC1) explicó 25% de la variabilidad en las tallas comprendidas entre las tallas extremas; i.e., 30-29 cm vs 16-23 cm, mientras que el segundo componente (PC2) explicó el 17% de la variación de tallas entre 31-17 cm. El tercer componente principal (PC3) explicó 14%, el cuarto componente principal (PC4) explicó el 12% de la variabilidad entre tallas extremas de 19-18 mm vs 26-27 mm y el quinto componente principal explicó el 8%.

El clúster jerárquico aglomerativo identificó, mediante un scree-test aplicado al vector de varianzas, dos opciones de grupos de componentes principales, el primero con 5 grupos de composición de tallas con características similares (**Figura 7**). La secuencia de años en que estos cinco grupos dominan en las capturas se observa en la Figura 5 y 6, destaca el grupo 2 con un bloque que abarcan varios años, mientras que los grupos 3, 4 y 5 solo cubren 1 y 2 años respectivamente, destacando el grupo 4 con tallas sobre los 30 cm (años 1994-1995), mientras que el grupo 3 presente solo el año 1986 con los ejemplares de menor talla menores a 10 cm.

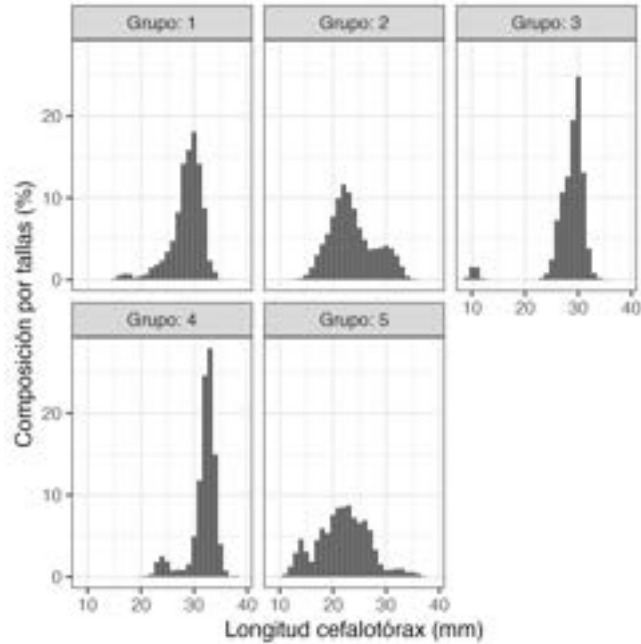


Figura 7. Grupos de datos con una composición por tallas similar de macarela en las capturas.

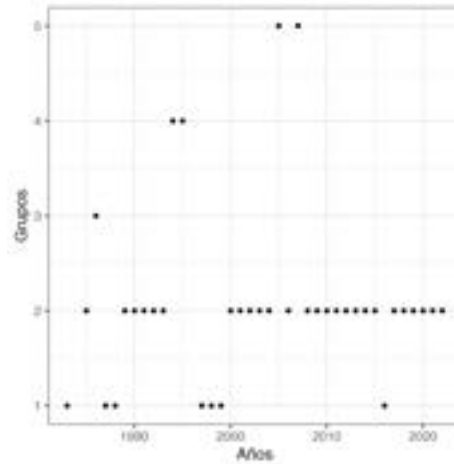


Figura 8. Grupos de datos con una composición por tallas similar de macarela durante el periodo de evaluación.

La segunda opción de clúster jerárquico identificó 7 grupos similares en los datos de composición por tallas, la representación de estos grupos en la serie de tiempo muestra que el grupo 2 está representado por una estructura bimodal con una moda en 20 y 30 mm, los grupos 1,3 y 5 destacan con el aporte de los ejemplares de mayor talla, sin embargo, los grupos 3, 5, 6 y 7 solo se presentaron durante uno o dos años (**Figura 9 y 10**).

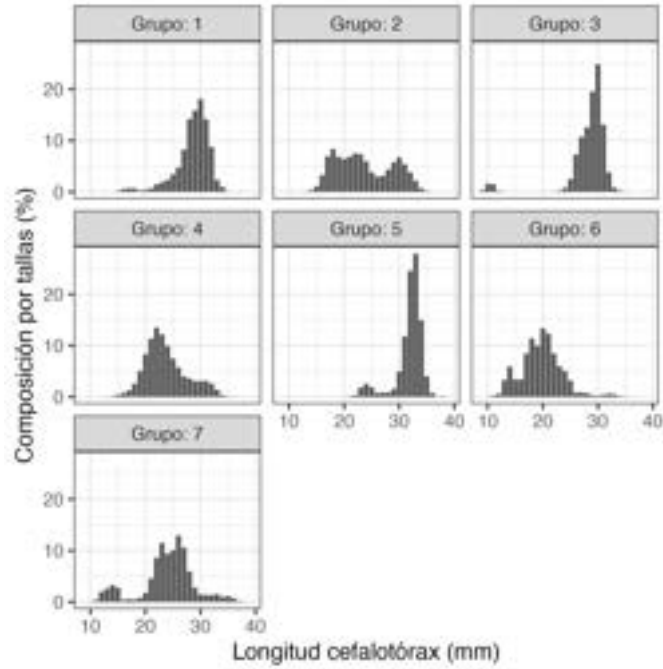


Figura 9. Grupos de datos con una composición por tallas similar de macarela en las capturas.

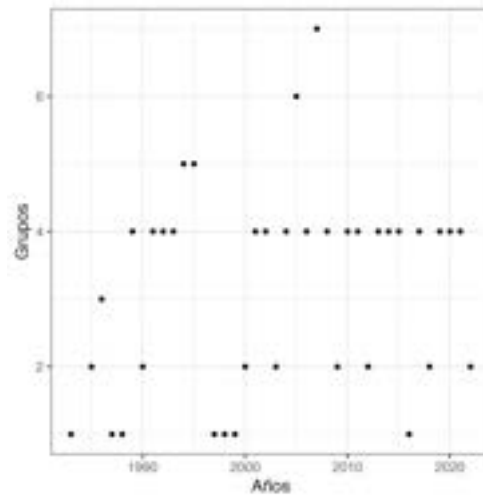


Figura 10. Grupos de datos con una composición por tallas similar de macarela durante el periodo de evaluación.

b) Sardina redonda

La evaluación de Sardina redonda cubre desde 1990 a 2022 (n=33), año más reciente aquí analizado, y los datos de composición de tallas cubren 30 años, lo que implica una cobertura de 90%, y se cuenta con datos continuos en los siguientes tres bloques de años: 1990-1994, 1996-1998, 2001-2022 (**Figura 11**). El análisis de componentes principales mostró que los primeros cinco componentes explicaron más del 73% de la variabilidad. De esta manera, el clúster jerárquico aglomerado identificó dos opciones de grupos similares en los datos de composición de tallas mediante un scree-test aplicado al vector de varianzas, el primero con 4 grupos de composición de tallas con características similares (**Figura 12 y 13**).

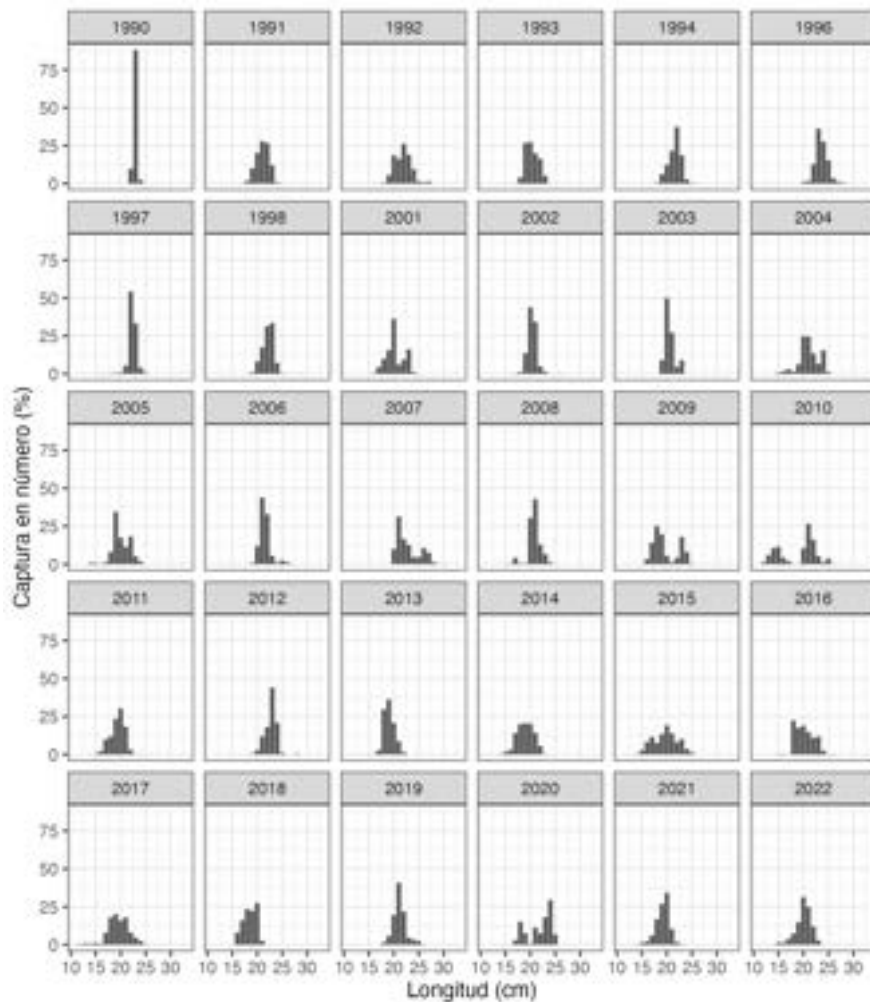


Figura 11. Composición por tallas de sardina redonda en las capturas y años disponibles para la evaluación de stock.

La secuencia de años y tallas que dominan en las capturas se observan en la Figura 15 y 16, el grupo 2 con un bloque que abarca varios años, mientras que los grupos 3 y 4 solo cubren de 1 año (2007 y 2010) respectivamente, destacando el grupo 4 por presentar dos modas y poseer las menores tallas inferiores a 15 cm.

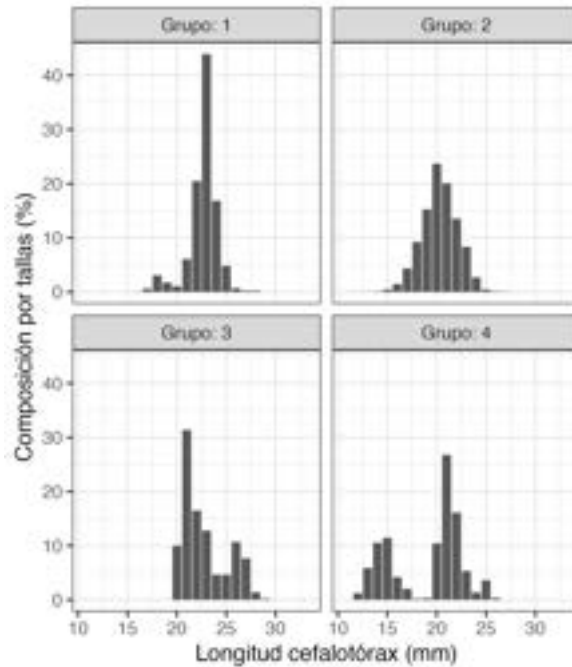


Figura 12. Grupos de datos con una composición por tallas similar de sardina redonda en las capturas.

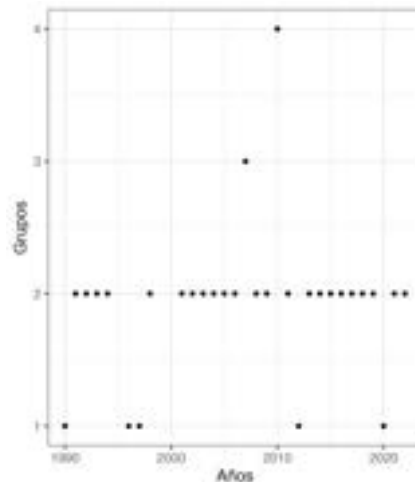


Figura 13. Grupos de datos con una composición por tallas similar de sardina redonda durante el periodo de evaluación.

La segunda opción de clúster jerárquico aglomerado identificó 5 grupos de composición de tallas con características similares, en donde la secuencia de años en que estos grupos dominan se muestran en las Figuras 14 y 15, los grupos 2 y 4 dominan en la serie de tiempo y se caracterizan por tener tallas en tanto los grupos 3 y 5 solo se encuentran presentes en un año y son una transición entre los grupos dos y cuatro caracterizándose este último por poseer las menores tallas con una moda en 15 cm y otra en 21 cm, en cambio el grupo 3 que solo se presentó el año 2008 abarcó las mayores tallas con ejemplares sobre los 20 cm.

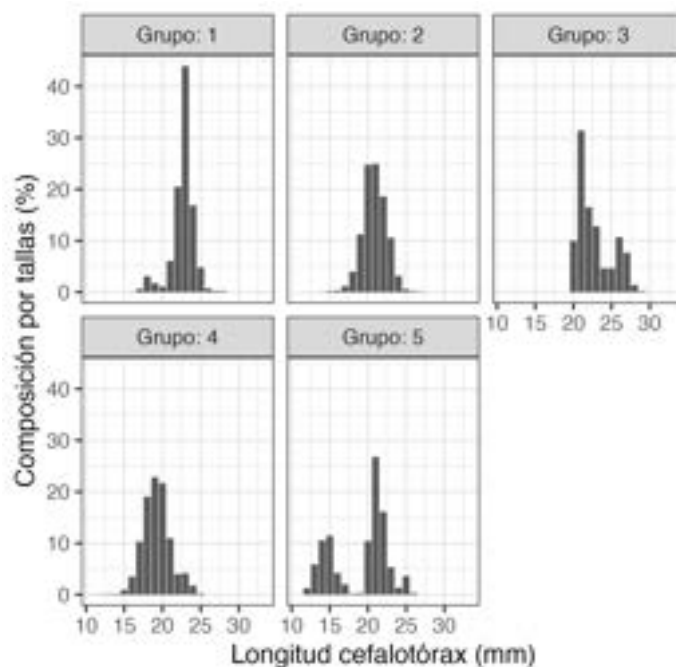


Figura 14. Grupos de datos con una composición por tallas similar de sardina redonda en las capturas.

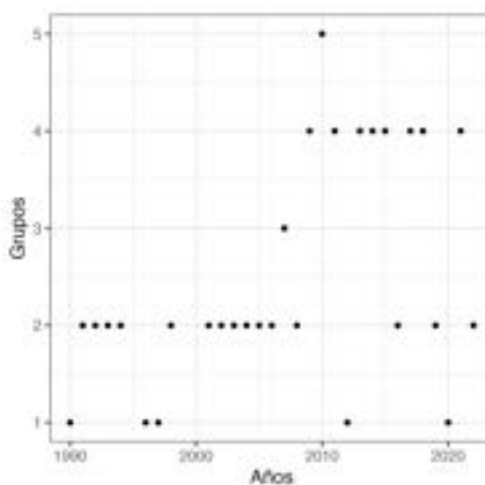


Figura 15. Grupos de datos con una composición por tallas similar de sardina redonda en las capturas.

4 Reproducibilidad

Las evaluaciones 2022 de los recursos pelágicos pequeños en Ecuador fueron bien reproducidas. hubo una compilación exitosa de los códigos compartidos, y el proceso de estimación permitió lograr la reproducibilidad de los resultados tal y como se resumen para macarela, botella, chuhueco, picudillo, pinchagua y sardina redonda en las **Figuras 1, 2, 3, 4, 5, y 6** respectivamente.

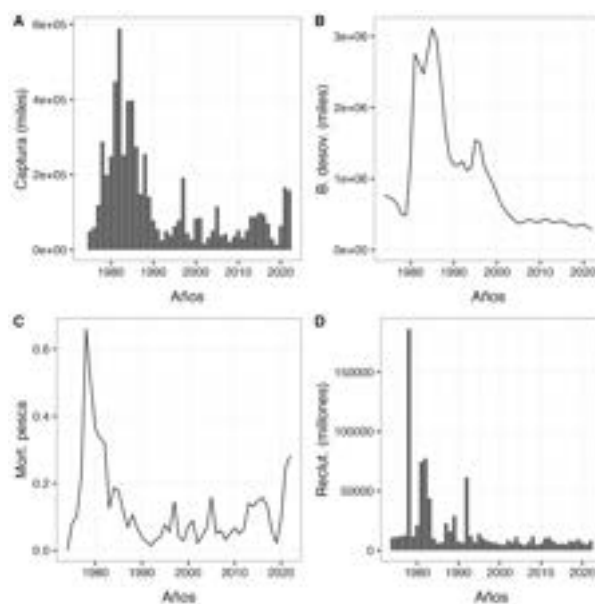


Figura 16. Macarela, reproducibilidad de resultados: desembarque (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D).

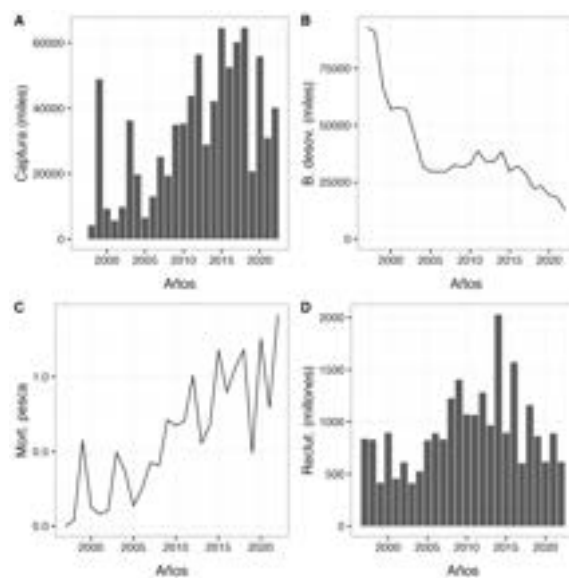


Figura 17. Botella, reproducibilidad de resultados: desembarque (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D).

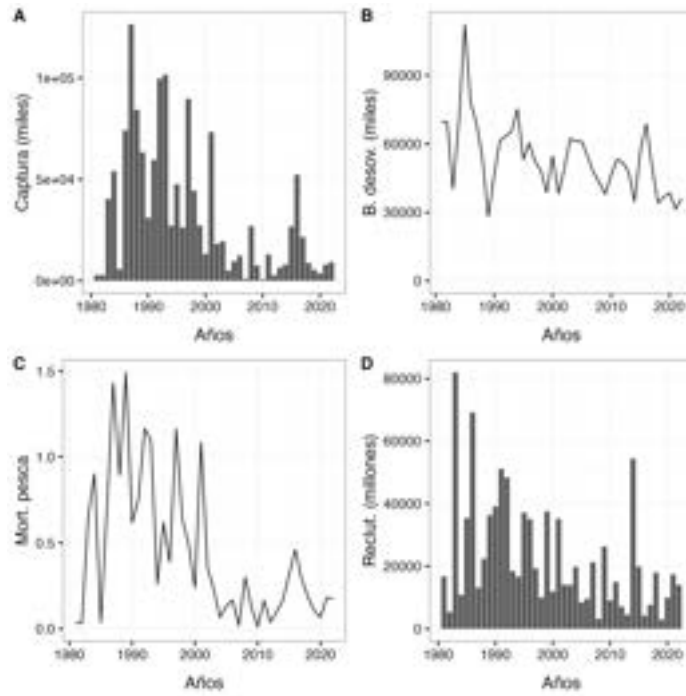


Figura 18. Chuhueco, reproducibilidad de resultados: desembarque (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D).

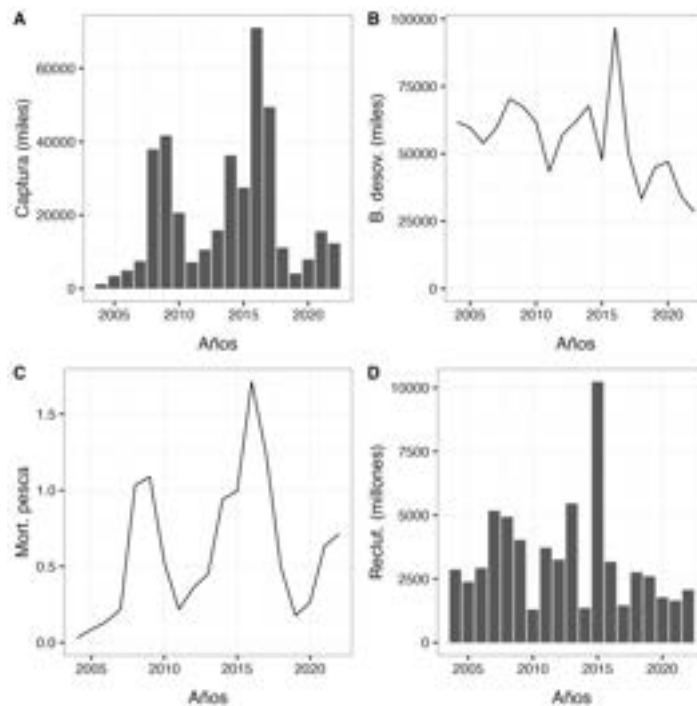


Figura 19. Picudillo, reproducibilidad de resultados: desembarque (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D).

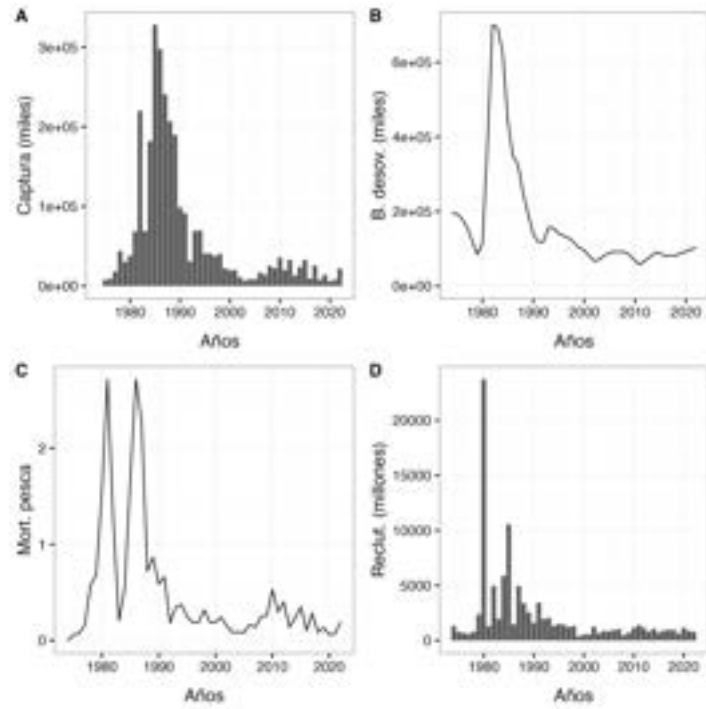


Figura 20. Pinchagua, reproducibilidad de resultados: desembarque (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D).

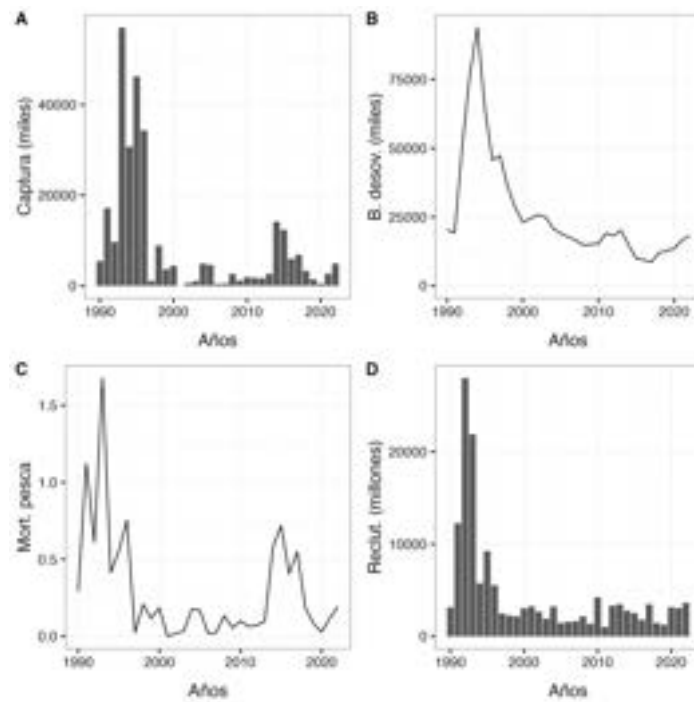


Figura 21. Sardina redonda, reproducibilidad de resultados: desembarque (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D).

5 Agradecimientos

Los autores agradecen a la Cámara Nacional de Pesquería (CNP) y al Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca del Ecuador (IPIAP) oportunidad otorgada para revisar la evaluación de recursos de especies pelágicas en Ecuador, y a los autores de la evaluación Cristian Canales y Viviana Jurado por responder a las consultas sobre los supuestos y diseño/resultados del modelo MESTOCL sostenida en reunión técnica sostenida el día 11 de agosto de 2023.

6 Referencias

Cadrin, S. X. 2020. Defining spatial structure for fishery stock assessment. *Fisheries Research*, 221: 105397. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165783619302528>.

Cardigan, N.G., Farrell, P.J., 2005. Local influence diagnostics for the retrospective problem in sequential population analysis. *Ices J Mar Sci* 62, 256-265. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.11.015>

Canales, C. M., Jurado, V. 2022. Evaluación del stock de recursos pelágicos pequeños del ecuador. Año 2022. Informe Técnico IPIAP, Guayaquil, Ecuador.

Canales, C. M., Jurado, V. 2023. Evaluación del stock de recursos pelágicos pequeños del ecuador. Año 2023. Informe Técnico IPIAP, Guayaquil, Ecuador.

Carvalho, F., Winker, H., Courtney, D., Kapur, M., Kell, L., Cardinale, M., Schirripa, M., *et al.* 2021. A cookbook for using model diagnostics in integrated stock assessments. *Fisheries Research*, 240: 105959. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165783621000874>.

Cohen, M. D., Fishman, G.S. 1980. Modeling growth–time and weight–length relationships in a single year-class fishery with examples on North Carolina pink and brown shrimp. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 37: 1000–1011.

Cubillos, L. A., and Cuevas, M. J. 2022. Revisión experta de las evaluaciones de stock de las principales especies pelágicas pequeñas en ecuador. Boletín Técnico del Centro de Evaluación Pesquera y Manejo de Recursos SpA, San Pedro de la Paz, Concepción, Chile.

Fletcher, R.I. 1978. On the restructuring of the Pella–Tomlinson system. *Fish. Bull.*, 76, 512- 515.

Fournier, D. A., Sibert, J. R., Majkowski, J., Hampton, J. 1990. MULTIFAN a likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition from multiple length frequency data sets illustrated using data for southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 47: 301-317.

Fournier, D. A., Skaug, H. J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M. N., Nielsen, A., *et al.* 2012. AD model builder: Using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods and Software*, 27: 233–249. Taylor & Francis. <https://doi.org/10.1080/10556788.2011.597854> .

Fu, C., Quinn II, T.J. 2000. Estimability of natural mortality and other population parameters in a length-based model: *Pandalus borealis* in Kachemak Bay, Alaska. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 57: 2420-2432.

Lv, Q., Pitchford, J. W. 2007. Stochastic von Bertalanffy models, with applications to fish recruitment. Journal of Theoretical Biology, 244: 640–655.

Maunder M. N., Piner, K.R. 2015. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain, ICES Journal of Marine Science, 72:7–18. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu015>

Maunder, M. N., Thorson, J. T., Xu, H., Oliveros-Ramos, R., Hoyle, S. D., Tremblay-Boyer, L., Lee, H. H., *et al.* 2020a. The need for spatio-temporal modeling to determine catch-per-unit effort based indices of abundance and associated composition data for inclusion in stock assessment models. Fisheries Research, 229: 105594. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165783620301119>.

Mohn, R., 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. Ices J Mar Sci 56, 473–488. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1999.0481>.

Pella, J.J., Tomlinson, P.K. 1969. A generalized stock production model. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull., 13, 421-458.

Prajneshu, Venugopalan, R.V. 1999. von Bertalanffy growth model in a random environment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 56: 1026-1030.

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

Punt, A. E., Tuck, G.N., Day, J., Burch, P., Thomson, R. B., Bessell-Browne, P. 2021. The impact of alternative age-length sampling schemes on the performance of stock assessment methods. Fisheries Research 238: 105904. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105904>

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

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

Winker, H., Carvalho, F., Kapur, M., 2018. JABBA: Just Another Bayesian Biomass Assessment. Fisheries Research 204, 275–288. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.03.010>.

Zuur, A. F., Tuck, I. D., Bailey, N. 2011. Dynamic factor analysis to estimate common trends in fisheries time series. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 60: 542-552. <https://doi.org/10.1139/f03-030>

7 ANEXO A: Modelo de Producción de biomasa Bayesiano en el espacio de los estados

A) Botella

Dado el mal desempeño en la evaluación de stock de botella se sugiere explorar una evaluación alternativa del status de las pesquería de botella, mediante la herramienta de modelación JABBA (Just Another Bayesian Biomass Assessment) para evaluar los cambios en biomasa de la pesquería, a través del ajuste a los datos de captura, CPUE y biomasa vulnerable.

El modelo de evaluación de stock JABBA provee de un marco general de estimación Bayesiana para modelos de excedentes de producción (MEP) en el espacio de los estados (Winker et al. 2018). JABBA utiliza la función de producción de Pella y Tomlinson (Pella y Tomlinson, 1969; Fletcher, 1978), i.e.,

$$SP_t = \frac{r}{m-1} B_t \left(1 - \left(\frac{B_t}{k} \right)^{m-1} \right)$$

donde SP_t es el excedente de producción en el año t , r es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional, k es la capacidad de carga, B es la biomasa del stock en el tiempo t , y m es el parámetro que determina la razón B/k que maximiza el excedente de producción. Cuando $m = 2$ determina $B/k = 0.5$ y el rendimiento máximo sostenido (RMS) corresponde al modelo de Schaefer. En el rango $0 < m < 2$, el RMS se logra en valores $B/k < 0.5$, mientras que cuando $m > 2$, el RMS ocurre en valores $B/k > 0.5$. El modelo de Fox se logra cuando $m \rightarrow 1$, y el RMS ocurre $B/k \sim 0.37$, pero no hay una solución exacta cuando $m = 1$.

Luego de haber establecido el caso base utilizando los parámetros e información disponible de la evaluación de stock tradicional, se realizó un análisis retrospectivo para evaluar la confiabilidad en la estimación del estatus y puntos biológicos de referencia (Cadigan y Farrel, 2005; Mohn, 1999). El análisis retrospectivo consiste en estimar los parámetros del modelo configurado truncando la estimación para un número dado de años más recientes.

Los resultados obtenidos del modelo se resumen en la **Tabla 1**, y la distribución de probabilidad prior y posterior de los parámetros básicos del modelo se resumen la **Figura 22**, donde se observa que la estimación de k y r del modelo es soportada por los datos ya que la razón entre la varianza posterior y prior (PPVR) fue baja. A su vez, la razón prior y posterior para ϕ fue de 0.92, lo que implica que los datos no proveen información suficiente para la fracción de k . No obstante, el coeficiente de capturabilidad para el índice de biomasa vulnerable tiene la máxima densidad en 1.

El análisis de los residuales del modelo, muestra que no hay evidencia ($p \geq 0.05$) para rechazar la hipótesis que los residuales se distribuyen aleatoriamente (iid) en la serie de tiempo de CPUE. Asimismo, los residuales están distribuidos y contenidos dentro de la región de aceptación con un diagnóstico satisfactorio (RMSE=29%) (**Figuras 23 y 24**).

El análisis retrospectivo para botella demuestra un buen desempeño retrospectivo, sin embargo el modelo desde el 2017 al 2021 tiende a sobreestimar la biomasa y subestimación de la mortalidad por

pesca respecto de la estimación más reciente, pero en general el índice ρ de Mohn tiende a cero (**Figura 25**).

El estado de situación de la pesquería de acuerdo al diagrama de fases, la biomasa de botella se ubica con un 62% de probabilidad al objetivo de manejo pero con intervalos de credibilidad muy amplios, con una probabilidad de 23% de estar en situación de sobrepesca ($F > F_{MSY}$)(**Figura 26**).

Tabla 1. Principales parámetros estimados por JABBA para el modelo de producción de botella (1968-2021).

Parámetros		
m	1.174	(0.652, 2.152)
B_{msy}/k	0.398	(0.293, 0.514)
k	642610	(333059, 1599776)
r	0.195	(0.079, 0.453)
ϕ	1.015	(0.842, 1.217)
σ_n^2	0.108	(0.030, 0.198)
F_{MSY}	0.166	(0.057, 0.457)
MSY	41987	(20822, 102992)
SB_{MSY}	255608	(122884, 663187)
B_{2022}/B_{msy}	1.233	(0.620, 2.277)
F_{2022}/F_{MSY}	0.791	(0.193, 2.576)

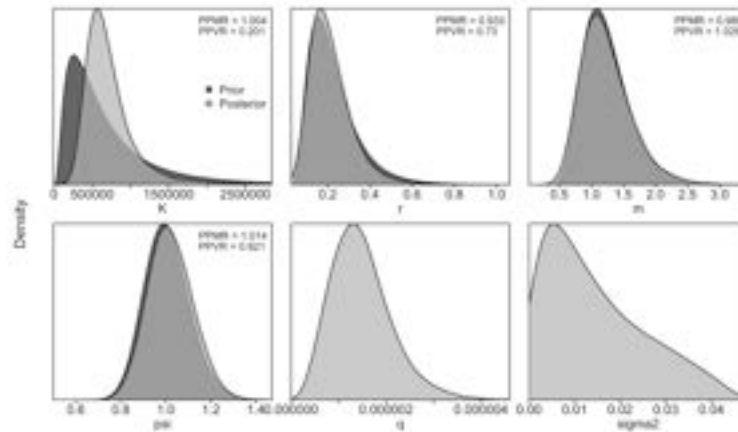


Figura 22. Distribución prior y posterior de parámetros básicos para botella, las distribuciones son graficadas utilizando el kernel genérico de densidad.

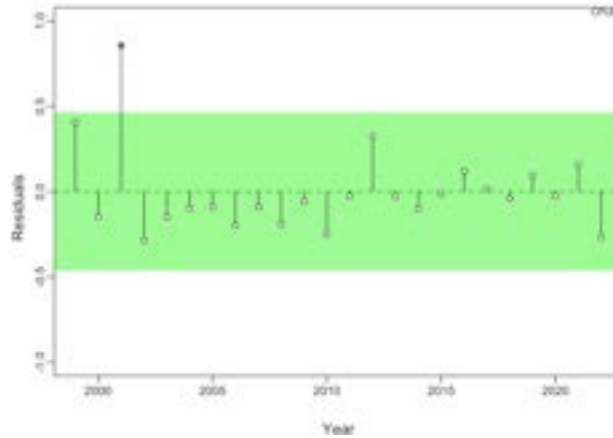


Figura 23. Test de residuales para la CPUE de botella. El área verde indica que no hay evidencia ($p \geq 0.05$) en contra de una distribución aleatoria iid de los residuales en la serie de tiempo, y contenidos dentro de $\pm 3s$ (en escala log). Los puntos rojos, muestran residuales por fuera del área $\pm 3s$, constituyéndose en puntos atípicos.

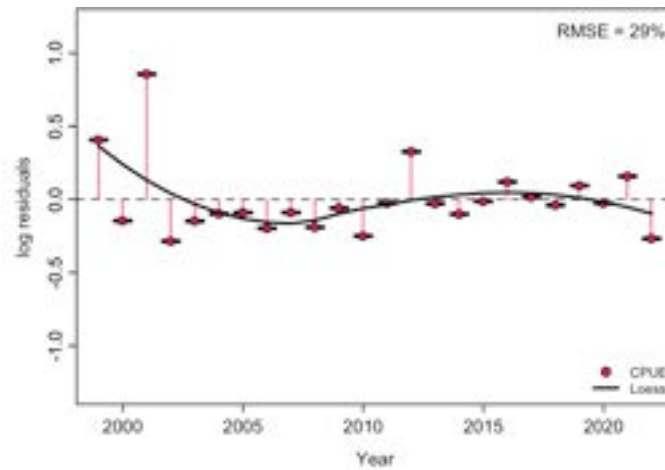


Figura 24. Diagrama de diagnóstico residual de JABBA para los índices de abundancia CPUE y biomasa vulnerable (Bv) de langostino amarillo, indicándose el valor RMSE. Los gráficos de caja indican la mediana y los cuantiles de todos los residuos disponibles para cualquier año, y las líneas negras sólidas indican un suavizado Loess a través de todos los residuos.

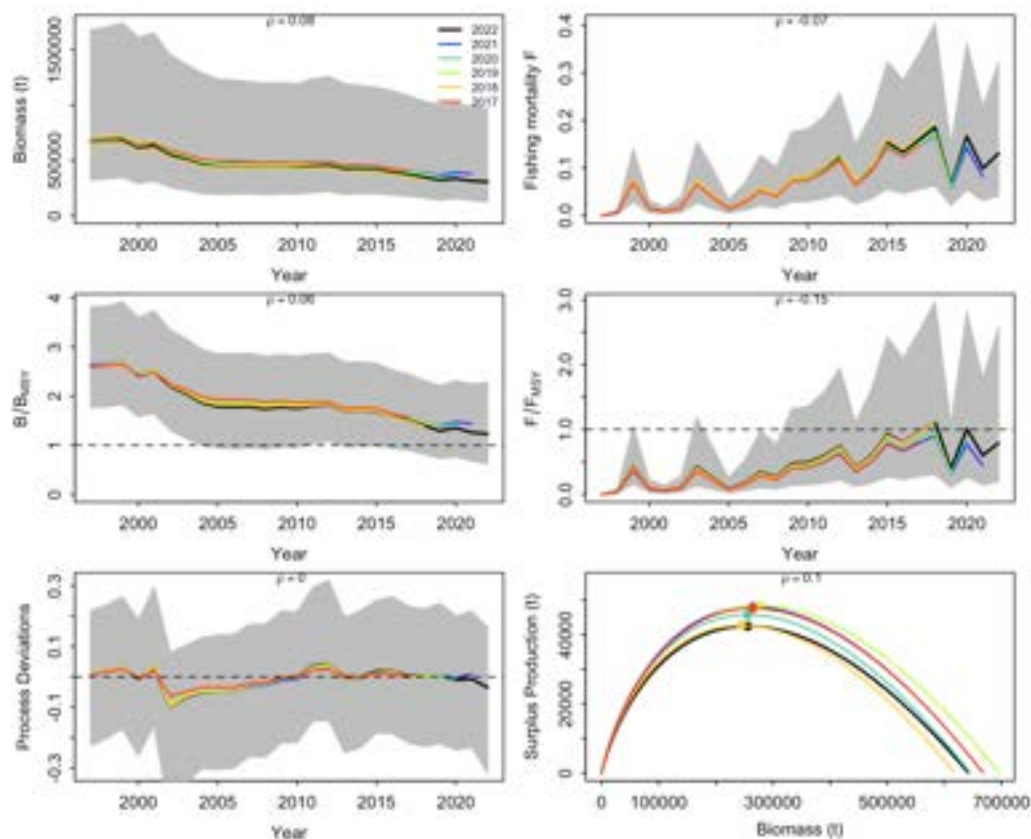


Figura 25. Patrón retrospectivo del modelo JABBA configurado para botella. Se indica el índice ρ de Mohn.

Tabla 2. Resumen del análisis retrospectivo de la evaluación de botella. Se muestra el índice J de Mohn para la biomasa (B), mortalidad por pesca (F), los puntos biológicos de referencia objetivo (B_{MSY} , F_{MSY}), la razón B/k , y el rendimiento máximo sostenido (MSY).

Años	B	F	B_{MSY}	F_{MSY}	B/k	MSY
2022	0.208	-0.173	0.142	-0.259	0.016	0.158
2021	0.076	-0.071	0.068	-0.155	0.004	0.088
2010	0.095	-0.087	0.063	-0.165	0.000	0.123
2019	-0.058	0.061	-0.016	0.000	-0.003	0.019
2018	0.085	-0.078	0.038	-0.157	0.003	0.136
$\bar{\rho}$	0.081	-0.069	0.059	-0.147	0.003	0.105

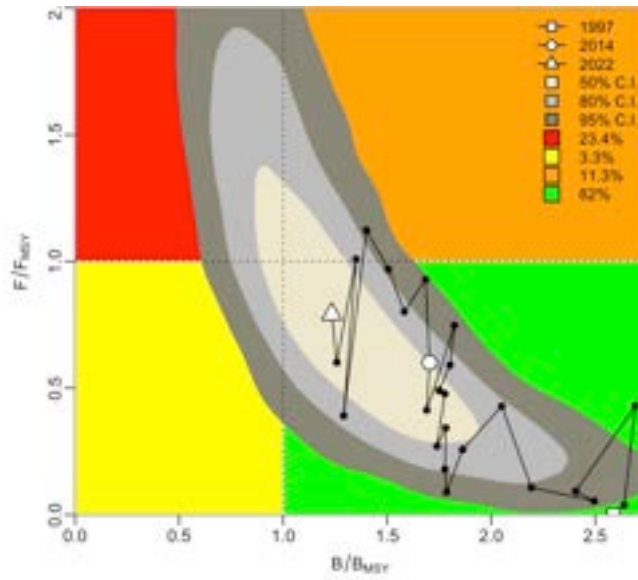


Figura 26. Diagrama de fases entre la biomasa y la mortalidad por pesca para el botella, el punto con la cruz indica los límites de credibilidad de la situación al 2023.