

Aplicación de directrices económicas para el manejo de la pesquería de Pulpo Rojo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán aplicando reglas de control de captura

Jesús Jurado-Molina^{1*}, Jessica Johana García-Meléndez²

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido 11 de agosto de 2025

Aceptado 19 de marzo de 2026

Publicado 04 de junio de 2026

READ IN ENGLISH:

<https://doi.org/10.7773/cm.v2026.3574>

AUTOR DE CORRESPONDENCIA

* E-mail: jjurado@uw.edu

¹ Consultor independiente, Ciudad de México, México.

² Academia Químico-Biológicas y de la Salud, División Preparatoria, Universidad La Salle, 57205 Ciudad Nezahualcóyotl, Estado de México, México.

RESUMEN. Se presenta un modelo bioeconómico dinámico de biomasa que integra aspectos económicos y directrices para el manejo de la pesquería de Pulpo Rojo (*Octopus maya*), se proponen puntos de referencia económicos y se incorporan consideraciones económicas en las reglas de control de captura (RCC). Este marco permite evaluar las consecuencias de acciones de manejo alternativas dentro de un contexto probabilístico. Para desarrollar el modelo bioeconómico dinámico de biomasa, se utilizó un marco basado en el modelo de Schaefer-Gordon (Gordon 1954) sin asumir equilibrio (magnitud constante del *stock*). En lugar del esfuerzo pesquero, el modelo propuesto incluye el costo anual por tonelada y se formula en términos de biomasa. También se establecieron puntos de referencia económicos, incluyendo un punto límite basado en el equilibrio bioeconómico y un punto objetivo basado en el beneficio neto en el rendimiento máximo sostenible (Π_{RMS}). Estos puntos de referencia se incorporaron a las RCC, junto con las acciones de manejo que se activan cuando la pesquería se acerca a cada umbral. Un diagrama de Kobe indicó que la sobrepesca ocurrió entre 2009 y 2012 y confirmó que el *stock* de *O. maya* se encontraba en un estado de sobrepesca en 2013. En consecuencia, las RCC recomiendan reducir la mortalidad por pesca. Las proyecciones del modelo sugirieron que capturar al 90% de la mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}) permitiría que la biomasa se recuperara a aquella en el rendimiento máximo sostenible (B_{RMS}) en el mediano plazo. La mediana de la distribución posterior del modelo bioeconómico para el beneficio neto en 2018 se estimó en MX\$428.8 millones. La probabilidad de que la ganancia neta fuera cero a una tasa de explotación de $0.9 F_{RMS}$ fue cero. Además, la probabilidad de que el beneficio neto fuera inferior a Π_{RMS} en 2018 fue de 0.61.

Palabras clave: métodos bayesianos, puntos de referencia biológicos, modelo bioeconómico dinámico de biomasa, equilibrio económico, reglas de control de captura, beneficio neto, rendimiento máximo sostenible, Pulpo Rojo, Pulpo Maya, *Octopus maya*, modelo de Schaefer-Gordon.

INTRODUCCIÓN

Uno de los componentes principales del manejo pesquero es la estrategia de explotación, la cual integra el monitoreo, la evaluación del *stock* y las reglas de control de captura (RCC) (MSC 2016). El monitoreo se enfoca en la recopilación de datos de los *stocks* pesqueros, las operaciones de pesca y las condiciones ambientales. En algunos casos, las autoridades pesqueras usan esta información dentro de un marco de manejo pasivo para establecer vedas estacionales o límites en la talla mínima. En otros casos, los datos de abundancia y los modelos monoespecíficos se utilizan para realizar

evaluaciones de *stock* cuantitativas. Entre los elementos de una estrategia de explotación, el monitoreo y las evaluaciones de *stock* son los que más ampliamente se implementan a nivel mundial. Un tercer componente, las RCC, introducen una complejidad notable en el manejo pesquero.

Las RCC son operativas e incluyen reglas o acciones acordadas previamente para coordinar las respuestas ante cambios en los indicadores del estado del *stock* para puntos de referencia definidos. Por lo tanto, las RCC son un conjunto de reglas condicionales que especifican las circunstancias que dan lugar a las respuestas de manejo (MSC 2016). Aunque algunas pesquerías emplean marcos de manejo avanzados que

Acceso abierto

En línea ISSN: 2395-9053

Verificado con Similarity Check impulsado por iThenticate

<https://doi.org/10.7773/cm.v2026.3574>



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite compartir y adaptar el trabajo, siempre y cuando se dé el crédito apropiado a los autores originales y la fuente, proporcione un enlace a la licencia Creative Commons e indique si se realizaron cambios. Las figuras, tablas y otros elementos del artículo están incluidos en la licencia CC BY 4.0 del artículo, a menos que se indique lo contrario. Debe solicitar permiso al titular de los derechos de autor para utilizar material no cubierto por esta licencia. El título de la revista está protegido por derechos de autor propiedad de la Universidad Autónoma de Baja California, y el título y el logotipo de la revista no están sujetos a esta licencia.

incorporan RCC, estas reglas no se presentan explícitamente en un formato condicional dentro de los planes de manejo pesquero o los reportes de evaluación de *stock* (Barbeaux et al. 2023, Bryan 2023, Johnson et al. 2023). Otras pesquerías omiten por completo las RCC de sus estrategias o demuestran una comprensión limitada de su función prevista (DOF 2018, 2022a, 2022b). Si bien muchas pesquerías implementan elementos de una estrategia de captura, tales como el monitoreo, las evaluaciones de *stock* o las RCC, estos componentes no siempre se implementan de manera total o correcta.

Algunas pesquerías han logrado avances notables hacia el establecimiento de marcos de manejo pesquero basado en el ecosistema (Barbeaux et al. 2023, Bryan 2023, Ianelli et al. 2023). Sin embargo, estos marcos siguen siendo difíciles de implementar en muchos contextos debido a los altos costos, la limitada disponibilidad de datos y la escasez de personal calificado. Por otro lado, la integración de perspectivas económicas en el manejo pesquero sigue siendo poco común. Hasta donde sabemos, los análisis económicos explícitos no se incorporan de manera sistemática en las decisiones de manejo, incluso en pesquerías altamente desarrolladas (Barbeaux et al. 2023, Ianelli et al. 2023). Esta omisión es notable, dado que las pesquerías operan como empresas económicas y podrían beneficiarse de la optimización económica.

Una posible razón por la cual los aspectos económicos a menudo se excluyen del manejo pesquero es la continua dependencia de modelos de equilibrio que asumen una magnitud del *stock* constante para estimar los indicadores económicos en la toma de decisiones. Varias pesquerías no mantienen registros confiables del esfuerzo pesquero; por lo tanto, las autoridades pesqueras no pueden aplicar la metodología de equilibrio. Esta metodología no proporciona estimaciones directas de la incertidumbre para los indicadores o los puntos de referencia. Un enfoque propuesto por Jurado-Molina et al. (2021) podría resolver parcialmente este problema. Sin embargo, es deseable integrar los aspectos económicos dentro de un marco que utilice la estimación de máxima verosimilitud (EMV) y métodos bayesianos. La pregunta es cómo incorporar la EMV y los métodos bayesianos en los modelos bioeconómicos. ¿Qué tipo de datos se necesitan? ¿Cómo se pueden construir indicadores económicos y puntos de referencia? ¿Cómo se pueden modificar las RCC para incorporarlas en una estrategia de manejo?

Para responder a estas preguntas, se extiende el trabajo de Jurado-Molina et al. (2021) para desarrollar un modelo bioeconómico de dinámica de biomasa. También se proponen puntos de referencia económicos para las RCC con el fin de mejorar una estrategia de explotación que utilice aspectos económicos para la toma de decisiones. Este enfoque permite a las autoridades pesqueras evaluar acciones de manejo alternativas dentro de un marco probabilístico, respaldando directamente las decisiones que equilibran la sustentabilidad del recurso con la viabilidad económica de una pesquería.

Se seleccionó la pesquería de Pulpo Rojo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán, México, para evaluar el modelo

propuesto. *Octopus maya* es endémico de la Península de Yucatán, exhibe un crecimiento rápido y posee un ciclo de vida corto con una edad máxima de 18 meses (Hernández-Sánchez y De Jesús-Navarrete 2010). La pesquería de *O. maya* en la Península de Yucatán es la pesquería de pulpo más grande del continente americano, y se ha publicado información detallada sobre la biología, el manejo y la bioeconomía de este recurso pesquero (Solís y Chávez 1985; DOF 1994, 2014, 2016, 2019; Hernández-Sánchez y De Jesús-Navarrete 2010; Jurado-Molina 2010; Gómez 2016; Jurado-Molina et al. 2021).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se desarrolló un modelo bioeconómico de dinámica de biomasa para realizar evaluaciones de *stock* y generar proyecciones bajo las RCC propuestas, las cuales fueron diseñadas específicamente para el manejo de *O. maya*. Estas reglas sirven como un marco para la toma de decisiones que proporciona orientación en el manejo para ajustar la mortalidad por pesca y las variables económicas relevantes en función del estado del *stock* y las predicciones del beneficio neto derivadas de las evaluaciones y simulaciones a corto plazo.

El modelo de dinámica de biomasa de Schaefer (1954) presentado en la Ec. (1), el cual proporciona un marco parsimonioso y ampliamente aplicado para análisis orientados al manejo pesquero, se utilizó para construir el modelo bioeconómico de dinámica de biomasa propuesto en este estudio:

$$B_{t+1} = B_t + rB_t(1 - \frac{B_t}{K}) - C_t, \quad (1)$$

donde B_t es la biomasa en el año t , r es la tasa intrínseca de crecimiento, K es la capacidad de carga y C_t es la captura anual. El ajuste del modelo asumió un error de observación en las predicciones del índice de abundancia anual ($I_{obs,t}$) distribuidas de forma log-normal (Hilborn y Mangel 1997):

$$LL = \ln(\sigma) + \frac{\ln(2\pi)}{2} + \frac{[\ln(I_{pred,t}) - \ln(I_{obs,t})]^2}{2\sigma^2}, \quad (2)$$

donde LL es el logaritmo negativo de la verosimilitud, σ es el error estándar del índice de abundancia e $I_{pred,t}$ es el índice de abundancia predicho. El logaritmo negativo de la verosimilitud total es la suma de los n componentes. El índice de abundancia absoluto ($I_{obs,t}$) se obtuvo a mitad de año (INAPESCA 2012); por lo tanto, se obtuvo el índice de abundancia predicho ($I_{pred,t}$) de la siguiente forma:

$$I_{pred,t} = \hat{q} \frac{B_t + B_{t+1}}{2}, \quad (3)$$

donde $\hat{q}$ es la capturabilidad estimada. Los datos utilizados para ajustar el modelo incluyeron los desembarques anuales desde 1998 hasta 2013 (INAPESCA 2013, 2014; DOF 2014). Durante este periodo, los desembarques variaron desde un mínimo de 7,206 t en 2005 hasta un máximo de 20,138 t en 2006. Aproximadamente el 50% de los desembarques anuales excedieron el rendimiento máximo sostenible (RMS), concentrándose la

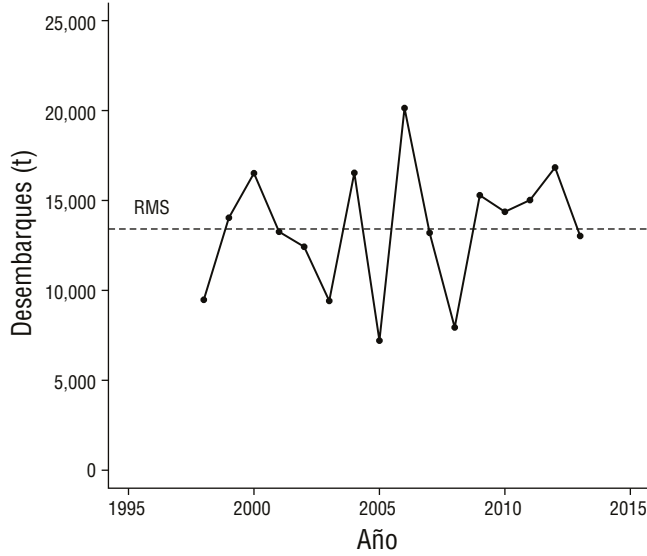


Figura 1. Variación anual de los desembarques de Pulpo Rojo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán entre 1998 y 2013. Se muestra el rendimiento máximo sostenible (RMS).

mayoría de estas ocurrencias en los últimos años de la serie de tiempo (Fig. 1). De acuerdo con Jurado-Molina (2010), los desembarques representaron entre el 30% y el 76% de la biomasa estimada. También se utilizó el índice de abundancia reportado por el Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS; anteriormente el Instituto Nacional de la Pesca [INP] e Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura [INAPESCA]) para 2002-2007 (INP 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007), 2008 (INAPESCA 2008) y 2011-2014 (INAPESCA 2011, 2012, 2013, 2014). La optimización se realizó con la función 'optim()' en R v. 4.4.1 (R Core Team 2024).

Utilizando el modelo de Schaefer (1954), se calculó el RMS, la mortalidad por pesca en el RMS (F_{RMS}) y la biomasa en el RMS (B_{RMS}) con las Ecs. (4), (5) y (6), respectivamente:

$$RMS = \frac{rK}{4}, \quad (4)$$

$$F_{RMS} = \frac{r}{2} \quad y \quad (5)$$

$$B_{RMS} = \frac{K}{2}. \quad (6)$$

Utilizando los parámetros estimados y el punto de referencia derivados del modelo de Schaefer (1954), se construyó un diagrama de Kobe para evaluar el estado del stock de *O. maya* en el último año del periodo de evaluación. El estado del stock se evaluó en términos de biomasa relativa y mortalidad por pesca ($\frac{B}{B_{RMS}}, \frac{F}{F_{RMS}}$). Con base en esta evaluación, la captura total permisible (CTP) para 2014 se calculó de la siguiente forma:

$$CTP = JF_{RMS}B_{2013}, \quad (7)$$

donde J es un multiplicador ($J = 0.9$), y B_{2013} es la biomasa en 2013.

En el segundo paso, se utilizó el modelo de Gordon-Schaefer (Gordon 1954) para desarrollar un modelo bioeconómico de dinámica de biomasa. Se modeló la dinámica poblacional de *O. maya* con la Ec. (1). El modelo de Gordon-Schaefer (Gordon 1954) establece que el beneficio neto depende de la diferencia entre el ingreso total (IT) y el costo total (CT). Se utilizó el mismo supuesto en el modelo bioeconómico de dinámica de biomasa propuesto, el cual consideró el beneficio neto (Π) definido como:

$$\Pi = IT - CT. \quad (8)$$

En el modelo de Gordon-Schaefer (Gordon 1954), el cual asume el equilibrio (i.e., magnitud constante del stock), el ingreso total sostenible (ITS) depende del esfuerzo pesquero (f):

$$ITS = C_{eq}P^* = qfK(1 - \frac{qf}{r})P^*, \quad (9)$$

donde C_{eq} es la captura de equilibrio del modelo de Schaefer (1954), P^* es el precio al consumidor por tonelada, q es la capturabilidad de la pesquería y f es el esfuerzo pesquero medido como el número de embarcaciones pesqueras. Dado que no se asumió el equilibrio, el nuevo modelo bioeconómico de dinámica de biomasa no incluyó el ingreso total sostenible, sino más bien el IT , definido como se muestra enseguida:

$$IT = C_iP^* = hB_iP^*, \quad (10)$$

donde C_i es la captura anual, P^* es el precio al consumidor por tonelada, h es la tasa de explotación y B_i es la biomasa estimada con el modelo de Schaefer (1954). En el modelo de Gordon-Schaefer (Gordon 1954), el CT se define como:

$$CT = C_{barco}f, \quad (11)$$

donde C_{barco} es el costo por embarcación por temporada. Por lo tanto, en el modelo de Gordon-Schaefer (Gordon 1954), Π depende del esfuerzo pesquero:

$$\Pi = qfK(1 - \frac{qf}{r})P^* - C_{barco}f. \quad (12)$$

Para el modelo bioeconómico de dinámica de biomasa propuesto, CT se definió de la siguiente manera:

$$CT = C_iC^* = hB_iC^*, \quad (13)$$

donde C^* es el costo anual por tonelada. Por lo tanto, en el modelo bioeconómico de dinámica de biomasa propuesto, Π depende de la captura anual en lugar del esfuerzo pesquero:

$$\Pi = C_iP^* - C_iC^* = hB_iP^* - hB_iC^* = hB_i(P^* - C^*). \quad (14)$$

Como se muestra, este enfoque no requiere un supuesto de equilibrio (magnitud constante del stock). La clave del

modelo bioeconómico de dinámica de biomasa propuesto es calcular el costo anual por tonelada, el cual se obtuvo a partir de encuestas anónimas de 20 preguntas. Se utilizaron los datos de las encuestas para calcular el costo total promedio por temporada (19.5 semanas), las toneladas capturadas por temporada, el costo anual por tonelada, el precio de venta por tonelada y los errores estándar de estas 2 últimas variables. El modelo bioeconómico de dinámica de biomasa propuesto se basa en el modelo de Schaefer (1954) y en las Ecs. (1), (10), (13) y (14), así como en los datos de desembarques (captura), el índice absoluto de abundancia, el costo anual por tonelada y el precio de venta por tonelada.

Se utilizaron métodos bayesianos basados en cadenas de Markov de Monte Carlo y algoritmos de muestreo por reajuste de importancia (*sampling-importance-resampling*) (Van Dijk et al. 1987, Rubin 1988, McAllister et al. 1994, McAllister e Ianelli 1997), asumiendo una distribución uniforme para los parámetros K y r . Se estimó la distribución posterior marginal, $Pr\{H_i|\text{datos}\}$, para los parámetros e indicadores de rendimiento basados en los métodos de Hilborn y Mangel (1997):

$$Pr\{H_i|\text{datos}\} = \frac{L\{\text{datos}|H_i\}Prior\{H_i\}}{\sum_j L\{\text{datos}|H_j\}Prior\{H_j\}}, \quad (15)$$

donde L es la verosimilitud de los datos dada la hipótesis, y $Prior$ es la distribución de probabilidad *a priori* de cada hipótesis (valores de los parámetros) que resume el conocimiento previo. Debido a la falta de información previa sobre r y K para *O. maya*, se utilizaron distribuciones uniformes no informativas para esos parámetros. Se asumió $r \sim U(0.5, 1.7)$, $K \sim U(20,000, 90,000)$, $q \sim U(0.30, 1.3)$ y un valor fijo de $\sigma(0.028)$; estas distribuciones consideraron las características biológicas de *O. maya* y datos de investigaciones previas (Jurado-Molina et al. 2021).

Para evaluar el estado del *stock* e implementar las RCC, se utilizó el modelo bioeconómico de dinámica de biomasa propuesto para predecir la biomasa, la captura y el Π a corto plazo (2018) y a mediano plazo (2023). Con base en los resultados de la evaluación del *stock*, seleccionamos una tasa de captura menor ($0.9F_{RMS}$) en lugar de F_{RMS} en las proyecciones. También se asumió una distribución normal para P^* y C^* , con el promedio y la desviación estándar calculados a partir de los datos económicos obtenidos de las entrevistas. Se utilizaron valores aleatorios de las distribuciones de K , r , q , P^* y C^* en el modelo de Schaefer (1954) y en las Ecs. (2), (3), (8), (10), (13), (14) y (15) para aproximar la distribución *a posteriori* de r , q , K e indicadores de desempeño. Las distribuciones de probabilidad *a posteriori* se aproximaron en R v.4.4.1. Se realizaron un total de 90 millones de corridas con un periodo de quemado (*burn-in*) de 100,000 vectores de parámetros.

Se propusieron RCC con un nuevo componente económico y se definieron de la siguiente manera. El punto de referencia objetivo fue B_{RMS} , que es la biomasa promedio a largo

plazo si se captura a una tasa de mortalidad por pesca constante e igual a F_{RMS} (Wallace y Fletcher 2000). Se propuso el 20% de K como el punto de referencia límite en el cual la pesquería detiene sus operaciones. Se introdujo un punto de referencia de activación (*triggering reference point*) del 40% de K , donde la mortalidad por pesca se reduce para evitar la sobrepesca. También definimos un punto de referencia objetivo económico potencial, el beneficio neto en el RMS, de la siguiente manera:

$$\Pi_{RMS} = RMS(P^* - C^*) = \frac{rK}{4}(P^* - C^*). \quad (16)$$

Finalmente, se definió el punto de equilibrio económico (i.e., el ingreso total es igual al costo total) como un punto de referencia de activación en el cual los armadores deberían tomar medidas para mejorar el beneficio. Los indicadores fueron B_{2013} , la biomasa, la captura y Π en el corto plazo (2018) y mediano plazo (2023). Se definieron las RCC de la siguiente manera: (1) si la probabilidad de que la biomasa sea menor al 20% de K es $\geq 50\%$, entonces la pesquería detiene sus operaciones; (2) si la probabilidad de que la biomasa sea menor que B_{RMS} es $\geq 50\%$, entonces se debe iniciar un programa para reducir la mortalidad por pesca; (3) si la probabilidad de que la biomasa sea menor al 40% de K es $\geq 50\%$, entonces se debe iniciar un programa para reducir la mortalidad por pesca; y (4) si la probabilidad de que el beneficio neto sea menor que el punto de referencia de activación económico (Π_{RMS}) es $\geq 50\%$, entonces los armadores deberían actuar con base en análisis productivos detallados para mejorar el beneficio. Por lo tanto, se realizó una evaluación del *stock* y simulaciones para evaluar el estado del *stock* y el beneficio neto, y posteriormente se aplicaron las RCC.

RESULTADOS

El modelo de Schaefer (1954) se ajustó bien a los datos observados (Fig. 2). Los EMV de los parámetros y su incertidumbre asociada se muestran en la Tabla 1. Los resultados del modelo de Schaefer (1954) con el enfoque EMV indicaron que la biomasa exhibió una variabilidad notable, con una tendencia general decreciente (Fig. 3). Esta tendencia a la baja fue constante desde 2009 hasta 2014, con la estimación final cayendo por debajo del punto de referencia objetivo de B_{RMS} (23,641 t). Con base en el diagrama de Kobe, la sobrepesca ocurrió entre 2009 y 2012, y el *stock* estuvo en un estado de sobrepesca en 2013 (Fig. 4).

La pesquería experimentó sobrepesca en aproximadamente la mitad de los años analizados (Fig. 4); el estimado del RMS fue de 13,414 t. Los resultados sugieren que el *stock* estaba en un estado de sobrepesca y que la mortalidad por pesca debería disminuirse de acuerdo con las RCC. Las proyecciones preliminares de EMV sugirieron que pescar al 90% del F_{RMS} permitiría que la biomasa se recuperara hasta el punto de referencia objetivo de B_{RMS} a corto plazo (para 2018). En consecuencia, la CTP para 2014 se fijó en 10,669 t.

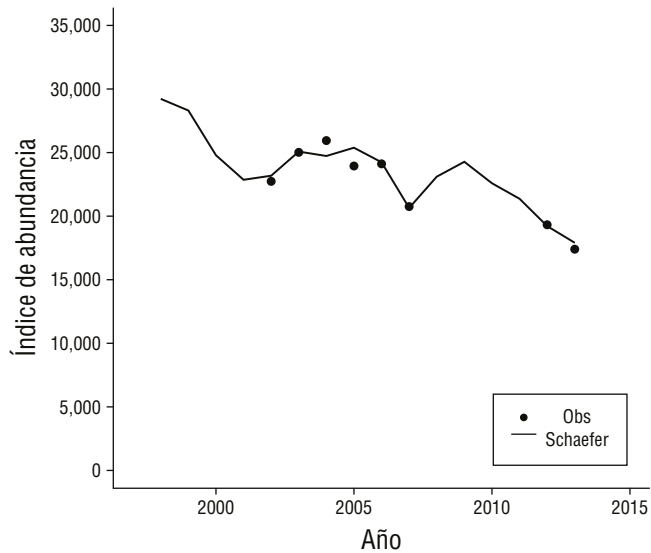


Figura 2. Ajuste del modelo al índice de abundancia absoluta observada del Pulpo Rojo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán. Valores observados (Obs); predicción del modelo de Schaefer.

El desarrollo del nuevo modelo bioeconómico de dinámica de biomasa requirió la recopilación de datos económicos. Se realizaron 13 entrevistas, se calculó el costo anual por tonelada y se estimó un valor promedio de $\text{MX\$}35,948.00 \pm 5,557.00$. El precio promedio al consumidor por tonelada fue de $\text{MX\$}69,250.00 \pm 2,295.00$. Con base en la Ec. (16), el Π_{RMS} fue de $\text{MX\$}448,756,772.00$.

Los resultados de las proyecciones de cadenas de Markov de Monte Carlo fueron consistentes con los del enfoque EMV. La mediana de la distribución *a posteriori* para la tasa intrínseca de crecimiento fue de 1.09 (intervalo de credibilidad del 95% [0.8, 1.38]) (Fig. 5a), y la probabilidad de que r se encontrara entre 1.028 y 1.268 fue de 0.496 (Fig. 5b). La mediana de K fue de 48,380 t (intervalo de credibilidad del 95% [39,238 t, 63,371 t]) (Fig. 5c), y la probabilidad de que K estuviera entre 42,934 t y 53,622 t fue de 0.58 (Fig. 5d). La mediana de q fue de 0.80 (intervalo de credibilidad del 95% [0.618, 0.983]) (Fig. 5e), y la probabilidad de que q cayera entre 0.771 y 0.904 fue de 0.46 (Fig. 5f).

La distribución marginal *a posteriori* indicó que la mediana de la biomasa en 2013 fue de 21,420 t (intervalo de credibilidad del 95% [17,324 t, 28,331 t]) (Fig. 6a), y la probabilidad de que la biomasa se encontrara entre 19,000 t y 23,000 t en 2013 fue de 0.52 (Fig. 6b). Además, la probabilidad de que la biomasa en 2013 estuviera por debajo de B_{RMS} (23,641 t [EMV]) fue de 0.76. De acuerdo con las RCC propuestas, la mortalidad por pesca debería reducirse para reconstituir el *stock* hacia B_{RMS} . En este escenario, implementar el F_{RMS} o apuntar al RMS no es aconsejable, debido a que se podría agotar aún más el *stock*. Sin embargo, la probabilidad de que la biomasa estuviera por debajo del punto de

referencia límite asociado con un reclutamiento deficiente (9,456 t o el 20% de K) fue de cero. Por lo tanto, no hubo necesidad de detener las operaciones de la pesquería.

Para las proyecciones, no se utilizó F_{RMS} ni el RMS; en su lugar, redujimos la explotación al 90% del F_{RMS} . Los resultados bajo este nivel de mortalidad por pesca sugieren que la mediana de la distribución *a posteriori* marginal para la biomasa en 2018 fue de 25,569 t (intervalo de credibilidad del 95% [23,516, 26,506 t]) (Fig. 7a). La probabilidad de que la biomasa en 2018 estuviera por debajo del B_{RMS} fue de 0.04 (Fig. 7b).

La mediana de la distribución de la captura para 2018 fue de 13,141 t (intervalo de credibilidad del 95% [12,022 t, 13,560 t]) (Fig. 7c). La probabilidad de que la captura de 2018 se encontrara entre 12,920 t y 13,320 t fue de 0.59, y la probabilidad de que la captura de 2018 estuviera por debajo del RMS fue de 0.95 (Fig. 7d). La mediana de la distribución *a posteriori* marginal para el beneficio neto en 2018 fue de $\text{MX\$}428.8$ millones (intervalo de credibilidad del 95% [$\text{MX\$}274.0$ millones, 584.6 millones]) (Fig. 7e). La probabilidad de que el beneficio neto se encontrara entre $\text{MX\$}350$ millones y $\text{MX\$}462$ millones fue de 0.504, y la probabilidad de que el beneficio neto fuera cero a una tasa de captura de $0.9 F_{\text{RMS}}$ fue de cero. La probabilidad de que el beneficio neto en 2018 estuviera por debajo de Π_{RMS} fue de 0.61 (Fig. 7f). Los resultados a corto plazo (2018) y a mediano plazo (2023) fueron similares (Tabla 2).

DISCUSIÓN

El manejo pesquero ha dependido tradicionalmente de modelos monoespecíficos. Sin embargo, las pesquerías también afectan a los ecosistemas y constituyen actividades económicas. Por lo tanto, las autoridades pesqueras deberían incorporar consideraciones tanto ecosistémicas como económicas en el manejo pesquero. La implementación de

Tabla 1. Estimaciones de máxima verosimilitud de los parámetros del modelo de Schaefer para la población de Pulpo Rojo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán. Parámetros: capacidad de carga (K), tasa intrínseca de crecimiento (r), porcentaje de K a principios de 1998 ($\%K$), coeficiente de capturabilidad (q) y error estándar (σ).

Parámetro	Modelo de Shaefer
K (t)	$48,952 \pm 7,685$
r (año ⁻¹)	1.10 ± 0.20
$\%K$	0.75 ± 0.50
q	0.82 ± 0.11
σ	0.03 ± 0.01
RMS (t·año ⁻¹)	13,414
B_{RMS} (t)	24,475

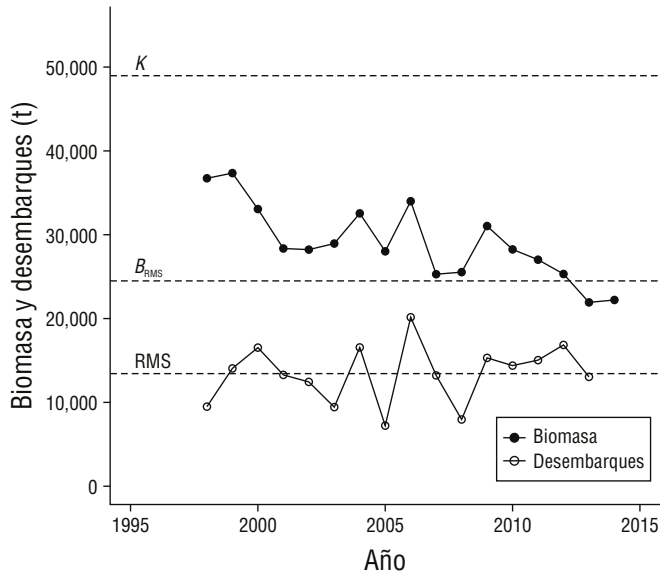


Figura 3. Tendencia temporal de la biomasa y desembarques de Pulpo Rojo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán. Capacidad de carga (K); biomasa en el rendimiento máximo sostenible (B_{RMS}); rendimiento máximo sostenible (RMS).

estos aspectos adicionales plantea varios desafíos y requiere de personal con experiencia multidisciplinaria, así como de programas de monitoreo ampliados y mayores presupuestos. En particular, las autoridades pesqueras podrían incorporar consideraciones económicas en la pesquería de *O. maya* debido a su alto valor de mercado y rentabilidad. Esta especie presenta una oportunidad única para implementar plenamente los componentes clave de una estrategia de explotación, tales como objetivos claramente definidos, monitoreo, evaluaciones de *stock* y RCC. Dentro de este marco, las autoridades pesqueras podrían establecer directrices económicas para apoyar la toma de decisiones.

Uno de los principales desafíos para lograr este tipo de manejo es la dependencia en el supuesto de equilibrio con una magnitud de *stock* constante en el modelo de Gordon-Schaefer (Gordon 1954). Se ha presentado un enfoque alternativo para superar esta limitación e incorporar directrices económicas dentro del marco actual de manejo pesquero. Se comenzó revisando aspectos clave de la evaluación del *stock* y del manejo desde una perspectiva monoespecífica, seguido de un análisis de los componentes económicos.

La Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA) y el IMIPAS han establecido objetivos relacionados con la sostenibilidad y la protección ambiental (DOF 1993, 2014). El IMIPAS también realiza un monitoreo anual de la abundancia de *O. maya* para generar un índice absoluto de abundancia. Este índice, junto con los datos de desembarques, se utilizaron para evaluar el estado del *stock* y determinar la cuota anual de captura (DOF 2023).

Hasta donde sabemos, el manejo de *O. maya* en México se enfoca en la sostenibilidad mediante el uso de cuotas, permisos de pesca, restricciones de artes de pesca, vedas pesqueras y regulaciones de talla mínima. Sin embargo, el IMIPAS y la CONAPESCA no han establecido RCC para esta pesquería. En uno de los acuerdos más recientes publicados en el Diario Oficial de la Federación (DOF 2023), el IMIPAS definió la cuota anual para la pesquería, sin hacer referencia al uso de RCC ni al estado actual del *stock*. De manera similar, la Carta Nacional Pesquera de México y varias normas nacionales (NOM-009-PESC-1993, NOM-034-SCT4-2009, NOM-064-SAG/PESC/SEMARNAT-2013 y NOM-008-SAG/PESC-2015) no incluyen información sobre las RCC.

Una comprensión clara del estado del *stock* es esencial para determinar si las pesquerías están experimentando sobrepesca o si están en un estado de sobrepesca. Las autoridades pesqueras utilizan esta información para implementar las RCC y establecer los niveles de captura para el año siguiente, incluyendo las cuotas anuales. Sin embargo, estos 2 indicadores clave de prácticas insostenibles (e.g., la existencia de sobrepesca y el estado de sobrepesca) no se incluyen en las evaluaciones del *stock* del IMIPAS (DOF 2022b, 2023). Cuando se identifica un estado de sobrepesca, las autoridades pesqueras

Tabla 2. Resultados de las proyecciones de los indicadores a mediano plazo (2023). B: biomasa; P: precio; C: costo; RMS: rendimiento máximo sostenible; Π : beneficio neto.

Indicador	Estimaciones de proyección a mediano plazo
Mediana de la distribución marginal de B_{2023}	25,710 t
Intervalo de credibilidad del 95%	(23,351 t, 26,777 t)
$P(B_{2023} < B_{RMS})$	0.041
Mediana de la distribución marginal de C_{2023}	13,201 t
Intervalo de credibilidad del 95%	(11,853 t, 13,685 t)
$P(C_{2023} < RMS)$	0.928
Mediana de la distribución marginal de Π_{2023}	MX\$428.5 millon
Intervalo de credibilidad del 95%	(MX\$273.3 millon, MX\$584.9 millon)
$P(\Pi_{2023} < \Pi_{RMS})$	0.63

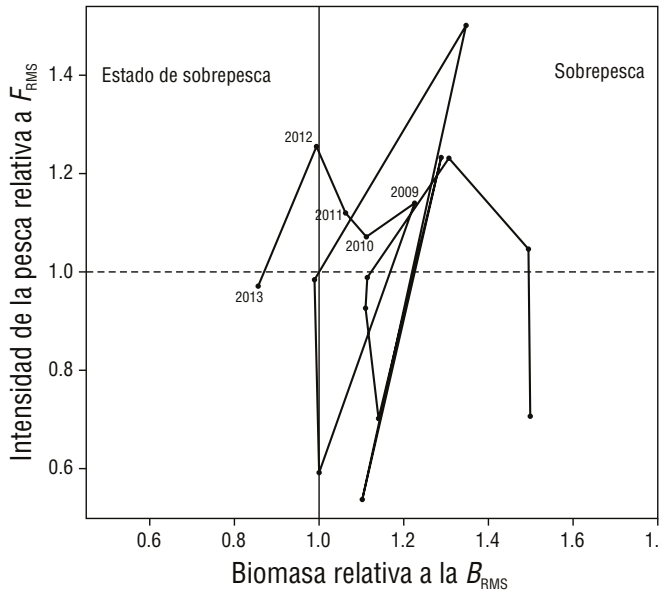


Figura 4. Diagrama de Kobe para el estado del stock de Pulpo Rojo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán. Biomasa en el RMS (B_{RMS}); mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}).

implementan RCC para reducir la mortalidad por pesca. De acuerdo con nuestros resultados, este enfoque permite que la biomasa se recupere y alcance un punto de referencia objetivo a mediano plazo.

Otro problema crítico en la pesquería de *O. maya* es la falta de una aplicación efectiva de las cuotas. La sobrepesca ocurrió de 2009 a 2012, lo que resultó en un estado de sobrepesca en 2013. A pesar de esto, las autoridades carecían de un mecanismo de monitoreo para detener las operaciones de pesca una vez que se alcanzaba la cuota anual. En varios años, los desembarques superaron las cuotas establecidas. Por ejemplo, los desembarques estuvieron un 78.7%, 86.6% y 68.4% por encima de las cuotas en 2006, 2009 y 2012, respectivamente (INAPESCA 2014). En la práctica, la flota ha seguido operando hasta el final de la temporada de pesca, independientemente de si se ha superado la cuota anual. Esta situación se asemeja efectivamente a un régimen de libre acceso, con posibles consecuencias negativas, incluyendo la sobrepesca y el eventual colapso del stock.

Para evitar que se exceda la cuota anual, las autoridades pesqueras requieren un sistema de aplicación que incluya el monitoreo. Dicho sistema permitiría cierres oportunos de la temporada de pesca una vez que se cumpla la cuota. Un modelo útil es el sistema que se ha implementado para la pesquería de la Corvina Golfina (*Cynoscion othonopterus*) en el norte del Golfo de California (IAES 2014). Dada la variabilidad de las capturas observada en la pesquería de *O. maya* y la falta de una aplicación efectiva de las cuotas, puede ser aconsejable introducir una regulación adicional, a saber, una regla de cambio máximo del 15%, que limite los ajustes de

la cuota anual a $\leq 15\%$. Recientemente se han implementado medidas similares en las pesquerías de Fletán del Pacífico (*Hippoglossus stenolepis*) y Bacalao Negro (*Anoplopoma fimbria*) (Ehresmann y Olson 2021) para reducir la variabilidad de las capturas. Este tipo de regulaciones han mejorado la estabilidad de la pesquería, maximizado la captura y alcanzado con éxito los objetivos biológicos en simulaciones a largo plazo realizadas por la Comisión Internacional del Fletán del Pacífico (Ehresmann y Olson 2021).

Por lo tanto, proponemos un marco de manejo mono-específico que incorpore datos de desembarques, un índice de abundancia absoluta, un modelo de evaluación del stock, puntos de referencia biológicos y RCC para la pesquería de *O. maya* en la Península de Yucatán. Además, recomendamos incorporar un mecanismo para evitar que se exceda la cuota anual, así como una regla de cambio máximo del 15% para limitar la variabilidad interanual de las capturas. Este enfoque respaldará la explotación sostenible de *O. maya* y proporcionará una base para incorporar directrices económicas en el manejo de este recurso.

Las regulaciones actuales tienen como objetivo proteger la reproducción mediante límites de talla mínima y vedas estacionales, y controlar el esfuerzo pesquero mediante la emisión de permisos. Sin embargo, el marco regulatorio existente no incorpora objetivos económicos que puedan promover la eficiencia o la equidad en la pesquería (Jurado-Molina et al. 2021). Una posible razón de esta brecha es la falta de herramientas cuantitativas adecuadas para la evaluación económica. En este tipo de análisis, los investigadores comúnmente utilizan el modelo de equilibrio de Gordon-Schaefer (Gordon 1954) para estimar el beneficio neto y el punto de equilibrio económico en función del esfuerzo pesquero. Sin embargo, en la pesquería de *O. maya*, registrar con precisión el esfuerzo pesquero, el cual se mide típicamente por el número de embarcaciones operando, sigue siendo un desafío. Desde 2012, las autoridades han emitido 5,444 permisos para embarcaciones de pesca artesanal (INAPESCA 2012; DOF 2014, 2018). No obstante, los informes anuales de evaluación no incluyen los datos de esfuerzo pesquero para cada temporada de pesca, lo que dificulta la aplicación efectiva del modelo de Gordon-Schaefer (Gordon 1954). Otro desafío surge de cómo se cuantifica el esfuerzo pesquero. Para un enfoque más realista, las autoridades pesqueras deberían caracterizar el esfuerzo pesquero en función del número de jimbos (varas de bambú con líneas y anzuelos acoplados) o anzuelos utilizados. Esta información debería reportarse en las bitácoras de pesca obligatorias.

La principal limitación del modelo de Gordon-Schaefer (Gordon 1954) es su dependencia del supuesto de equilibrio. En el caso de la pesquería de *O. maya*, el stock claramente no está en equilibrio. Como señalaron Hilborn y Walters (1992), los métodos de equilibrio deben evitarse en las evaluaciones pesqueras. Para stocks en declive, los supuestos de equilibrio en los modelos de producción excedente conducen a una sobreestimación constante del rendimiento sostenible. Siguiendo

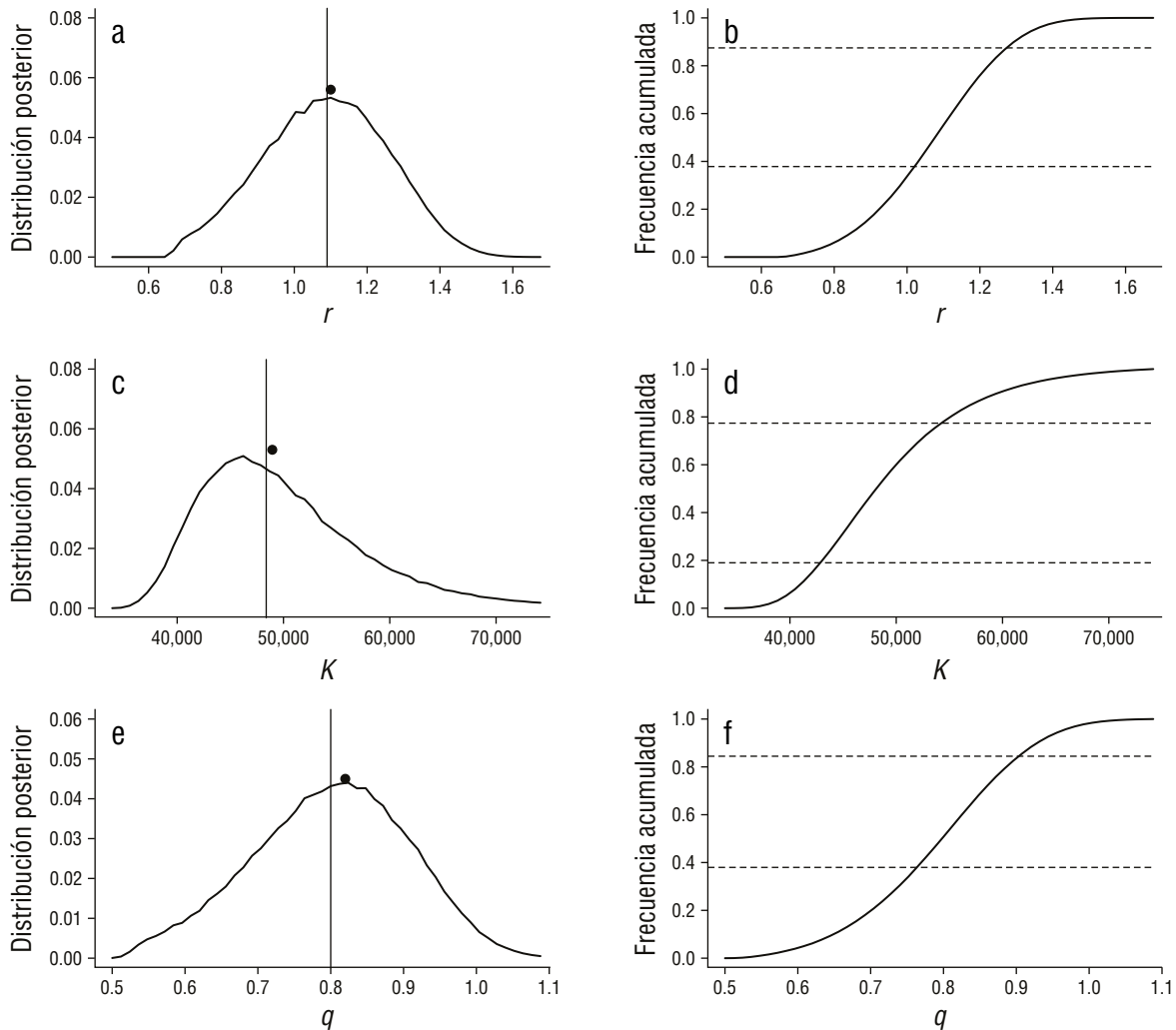


Figura 5. Distribución posterior marginal de la tasa intrínseca de crecimiento (r) para el modelo de Schaefer (Schaefer 1954) para el Pulpo Rojo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán (a), distribución acumulada de la tasa intrínseca de crecimiento (b), distribución posterior marginal de la capacidad de carga (K) (c), distribución acumulada de K (d), distribución posterior marginal de la capturabilidad (e), distribución acumulada de la capturabilidad (f). Los puntos negros indican el estimado de máxima verosimilitud; las líneas verticales indican la mediana de la distribución.

esta lógica, un análisis previo de Gordon-Schaefer para la pesquería de *O. maya* (Jurado-Molina et al. 2021) podría tener un sesgo similar. Sin embargo, sirve como un paso preliminar hacia el desarrollo de modelos más complejos, como el propuesto en el presente estudio. Nuestro enfoque propuesto no depende de un supuesto de equilibrio e incorpora el marco monoespecífico mencionado anteriormente, junto con datos económicos recopilados a partir de encuestas a pescadores y permissionarios.

Determinar el estado del *stock* permite a las autoridades tomar medidas a través de las RCC cuando el *stock* se desvía de un punto de referencia específico o se acerca a este. En general, la respuesta recomendada es reducir la mortalidad por pesca. En el caso de la pesquería de *O. maya*, el *stock* estaba en estado de sobrepesca en 2013; por lo tanto, la tasa

de captura debería haberse reducido a $0.9F_{RMS}$. Los resultados de nuestras proyecciones, bajo una tasa de captura de $0.9F_{RMS}$, sugieren que la biomasa se habría recuperado a mediano plazo (para 2018) y habría alcanzado el punto de referencia objetivo. Sin embargo, el beneficio neto en 2018 se mantuvo por debajo de Π_{RMS} , aunque todavía estaba lejos del punto de equilibrio económico (i.e., el ingreso total es igual al costo total). Este hallazgo contrasta con los resultados del modelo de Gordon-Schaefer (Gordon 1954), los cuales sugerían que la pesquería estaba cerca del equilibrio económico (Jurado-Molina et al. 2021).

Si el beneficio neto está por debajo de Π_{RMS} , las RCC sugieren que los armadores deberían tomar medidas basadas en análisis productivos y financieros detallados para mejorar la rentabilidad. Estas acciones pueden incluir la revisión de

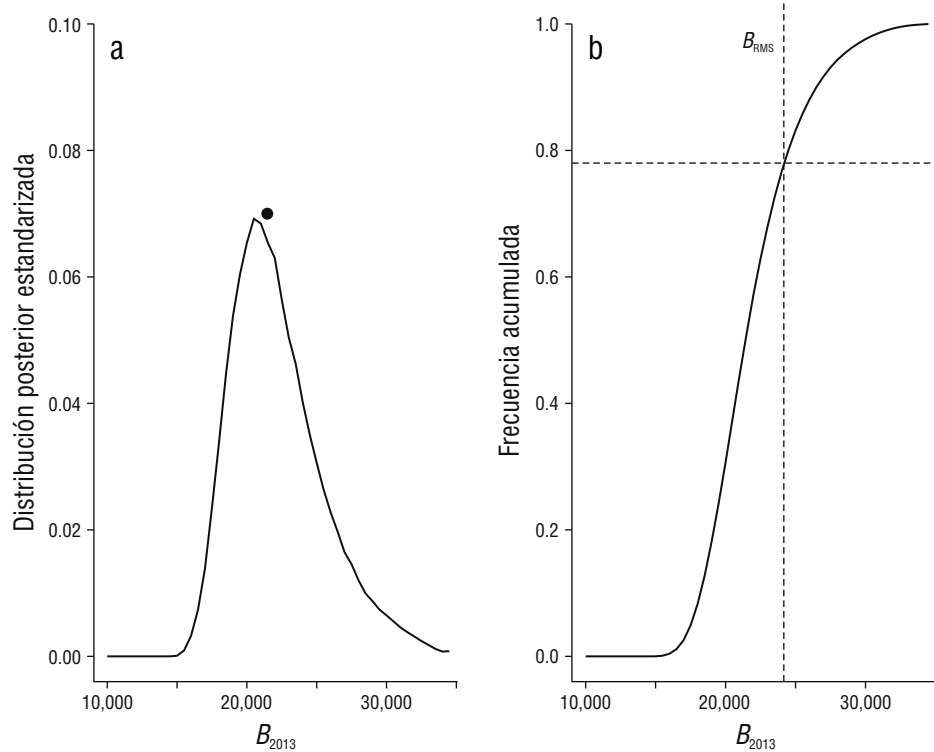


Figura 6. Distribución posterior marginal de la biomasa en 2013 (a). Distribución acumulada de la biomasa del Pulpo Rojo (*Octopus maya*) en 2013 en la Península de Yucatán (b). El punto negro indica la mediana de la distribución; la línea vertical indica la biomasa en el rendimiento máximo sostenible (B_{RMS} ; punto de referencia objetivo).

estados financieros (e.g., ingresos, costos y flujo de caja), la reducción de costos variables y fijos, la mejora de la eficiencia operativa, el incremento de los ingresos mediante estrategias de precios y la expansión de la base de clientes, la evaluación del modelo de negocio (incluyendo la cartera de servicios y las tendencias del mercado) y la gestión de la deuda. En esta etapa, aumentar el beneficio mediante el incremento de la captura no es una opción viable para las autoridades pesqueras, ya que hacerlo podría comprometer la sostenibilidad del *stock*. Sin embargo, las autoridades y los armadores deben tener en cuenta que este resultado surge de la implementación de una política de tasa de captura constante.

En 2018, la tasa de explotación se fijó en $0.9F_{RMS}$, lo que resultó en una captura por debajo del RMS. No obstante, dado que la biomasa en 2018 estuvo cerca del punto de referencia objetivo, se podría haber permitido que la tasa de captura de 2019 aumentara a F_{RMS} . En consecuencia, se habría esperado que tanto la captura como el beneficio neto aumentaran. El IMIPAS y la CONAPESCA deberían implementar este enfoque adaptativo cada año para permitir que los niveles de captura aumenten (sujepto a un incremento máximo del 15%) cuando el estado del *stock* mejore antes de lo previsto, mejorando así la rentabilidad al tiempo que se mantiene la sostenibilidad.

Predecir las capturas futuras permite la estimación del beneficio neto futuro utilizando datos económicos. La información

clave requerida para convertir el modelo de Schaefer (1954) en un modelo bioeconómico de dinámica de biomasa incluye el costo promedio anual por tonelada de captura, el precio promedio de captura por tonelada y sus incertidumbres. Estos valores permiten ir más allá del supuesto de equilibrio. Nuestro análisis se basa en datos de captura y biomasa de 1998 a 2013, obtenidos de informes públicos oficiales (INP 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007; INAPESCA 2008, 2011, 2013, 2014; DOF 2014). Ampliar este conjunto de datos es un desafío por varias razones. En primer lugar, las estadísticas oficiales de desembarques anuales de CONAPESCA (2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024) combinan datos de *O. maya* y del pulpo común (*Octopus vulgaris*), lo que las hace inadecuadas para evaluaciones de *stock* específicas por especie. En segundo lugar, la única campaña de evaluación de biomasa actualizada disponible corresponde a 2014 (INAPESCA 2014) y las solicitudes de datos desagregados por especie a la CONAPESCA requieren periodos de espera prolongados. Por lo tanto, nuestras proyecciones para 2018 y 2023 se basan en simulaciones. No obstante, nuestro objetivo principal fue proponer una metodología novedosa para integrar puntos de referencia económicos y biológicos. Para aplicaciones de manejo directas y validadas, se necesitan datos actualizados y específicos por especie.

Los parámetros económicos se estimaron a partir de un número limitado de entrevistas realizadas durante la

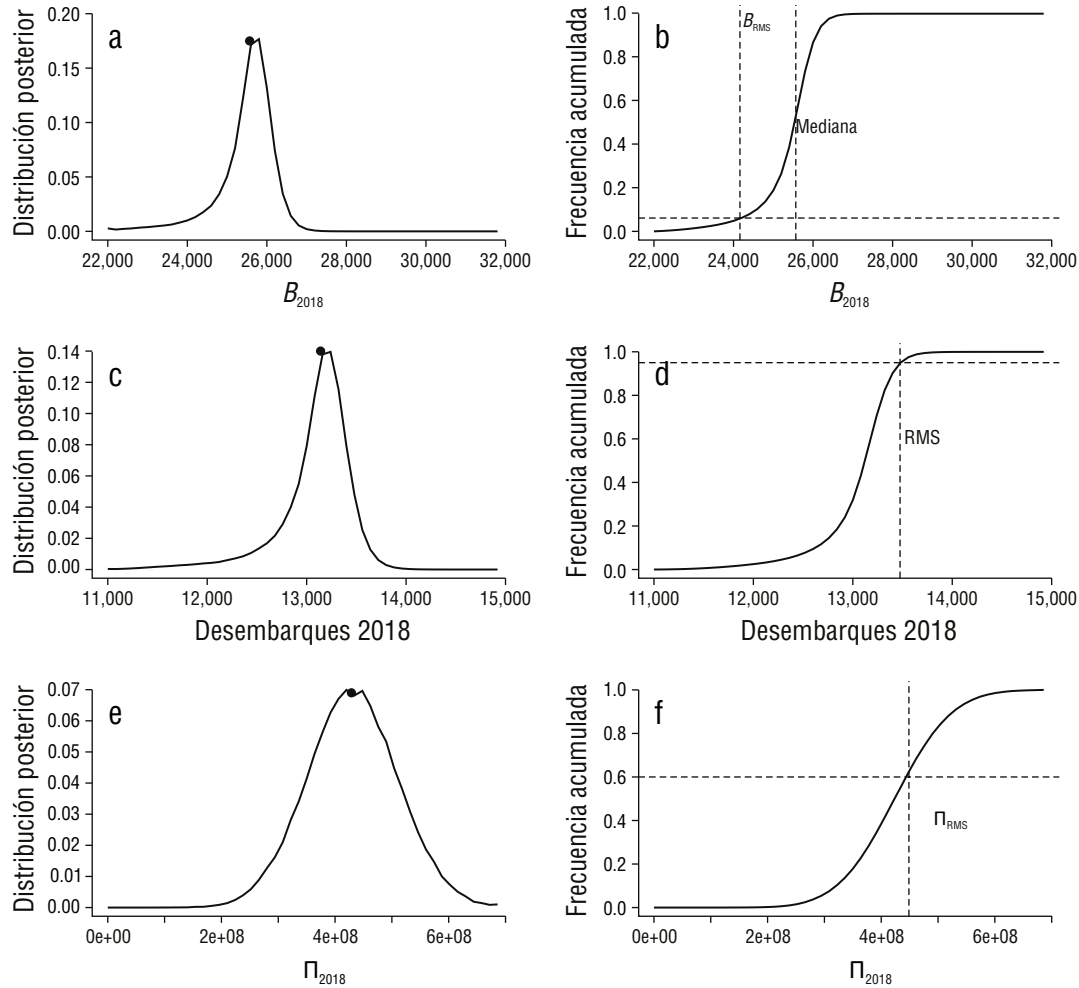


Figura 7. Distribución posterior marginal de la biomasa en 2018 (a). Distribución acumulada de la biomasa en 2018. Línea vertical punteada indica el rendimiento máximo sostenible (RMS) (b). Distribución posterior marginal de la captura en 2018 (c). Distribución acumulada de la captura en 2018 (d). Distribución posterior marginal del beneficio neto en 2018 (e). Distribución acumulada del beneficio neto en 2018. La línea vertical punteada indica el beneficio neto en RMS (Π_{RMS}) (f). Los puntos negros indican las medianas de las distribuciones.

pandemia de COVID-19, la cual impuso limitaciones sustanciales en la recopilación de datos, incluyendo la renuencia de los pescadores y patrones de las embarcaciones a compartir datos económicos privados y confidenciales. Como resultado, la incertidumbre en las estimaciones de costos y precios pudo haber influido en los valores absolutos de los puntos de referencia económicos. No obstante, el objetivo principal del presente estudio fue evaluar el desempeño relativo de las RCC alternativas dentro de un marco de manejo bioeconómico, en lugar de estimar rendimientos económicos precisos. Las comparaciones relativas entre las estrategias de gestión son generalmente más robustas ante la incertidumbre en los valores absolutos de los parámetros. Los trabajos futuros deberían incorporar conjuntos de datos económicos ampliados y análisis formales de sensibilidad o de propagación de la incertidumbre para evaluar la robustez de los puntos de referencia económicos. Mejorar la calidad de los datos económicos

requiere construir relaciones de colaboración con los pescadores y patrones de las embarcaciones para que comprendan el valor de sus contribuciones al manejo pesquero. El fortalecimiento de esta cooperación ayudará a mejorar tanto la cantidad como la calidad de los datos económicos para futuras implementaciones del modelo.

Aunque se sabe que la variabilidad ambiental, particularmente en la temperatura, influye en el crecimiento, la biología reproductiva, la distribución y la condición fisiológica de *O. maya* (Vargas-Abúndez et al. 2023), no se incluyeron covariables ambientales o ecológicas explícitas en el presente análisis. Este estudio se enfocó en evaluar el desempeño de las RCC bajo objetivos de manejo económico utilizando indicadores del estado del *stock* comúnmente aplicados en el manejo pesquero que reflejan los efectos combinados de la pesca y la variabilidad ambiental observada en los datos (Brunel et al. 2010). Incorporar factores ambientales explícitos requeriría

supuestos adicionales respecto a sus vínculos mecanicistas con las dinámicas poblacionales y económicas; por lo tanto, esto se deja para investigaciones futuras que extiendan el marco bioeconómico propuesto hacia un enfoque de manejo plenamente basado en el ecosistema.

El modelo bioeconómico de dinámica de biomasa ofrece varias ventajas sobre el modelo de Gordon-Schaefer (Gordon 1954). Aunque el modelo se basa en la misma relación económica fundamental (Eq. 8), no asume el equilibrio. En su lugar, el modelo bioeconómico de dinámica de biomasa depende fuertemente del costo promedio anual por tonelada de captura. Este parámetro permite formular el modelo en términos de biomasa y captura, en lugar de esfuerzo pesquero, permitiendo así el uso de una gama más amplia de herramientas para el manejo pesquero.

CONCLUSIONES

El desarrollo de nuestro modelo bioeconómico de dinámica de biomasa no dependió de un supuesto de equilibrio ni de datos de esfuerzo pesquero. En su lugar, utilizamos estimaciones de costo por tonelada para cada temporada de pesca que se obtuvieron a través de encuestas con pescadores y permisionarios. Dentro de este marco, se definieron los puntos de referencia utilizados en las RCC para la pesquería de *O. maya* de la Península de Yucatán, particularmente Π_{RMS} y el equilibrio económico. También se especificaron acciones de manejo cuando la biomasa o el beneficio neto se acercaban a estos puntos de referencia. La metodología propuesta podría facilitar la certificación de la pesquería de *O. maya* por parte del *Marine Stewardship Council* y proporciona una valiosa guía para el manejo sostenible y rentable de esta pesquería, la cual puede ser aplicada a otras pesquerías.

Traducido al español por los autores.

DECLARACIONES

Material suplementario

Este trabajo no incluye material suplementario.

Fondos

Este estudio no recibió financiamiento de ninguna fuente.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribuciones de autor

Conceptualización: JJM; Curación de datos: JJGM; Análisis formal: JJM; Investigación: JJM, JJGM; Metodología: JJM, JJGM; Administración del proyecto: JJGM;

Software: JJM, JJGM; Supervisión: JJM, JJGM; Visualización: JJM; Redacción—borrador original: JJM; Redacción—revisión y edición: JJM, JJGM.

Disponibilidad de datos

Se pueden obtener los datos para este estudio a través del autor de correspondencia bajo petición razonable.

Consentimiento para participación y publicación de estudios que involucran a personas

Este estudio se realizó con el consentimiento informado de todos los participantes; también se obtuvo el consentimiento informado de los participantes para la publicación de los resultados.

Uso de herramientas de IA

Los autores, quienes son los responsables del contenido de este artículo, emplearon Grammarly para mejorar la gramática en inglés.

REFERENCIAS

- Barbeaux SJ, Barnett L, Hall M, Hulson P, Nielsen J, Kalei S, Shotwell SK, Siddon E, Spies I, Thorson J. 2023. Assessment of the Pacific Cod Stock in the Eastern Bering Sea. Anchorage (United States): North Pacific Fishery Management Council. Technical report. p. 6-37.
- Brunel T, Piet GJ, van Hal R, Röckmann C. 2010. Performance of harvest control rules in a variable environment. *ICES J Mar Sci.* 67:1051-1062.
- Bryan M. 2023. Assessment of the Shallow-water Flatfish Stock in the Gulf of Alaska. Anchorage (United States): North Pacific Fishery Management Council. Technical report. p. 1-6.
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2014. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. Mazatlán (Mexico): CONAPESCA. Reporte. 306 p.
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2015. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. Mazatlán (Mexico): CONAPESCA. Reporte. 299 p.
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2016. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. Mazatlán (Mexico): CONAPESCA. Reporte. 299 p.
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2017. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. Mazatlán (Mexico): CONAPESCA. Reporte. 300 p.
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2018. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. Mazatlán (Mexico): CONAPESCA. Reporte. 293 p.
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2019. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. Mazatlán (Mexico): CONAPESCA. Reporte. 290 p.
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2020. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. Mazatlán (Mexico): CONAPESCA. Reporte. 291 p.
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2021. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. Mazatlán (Mexico): CONAPESCA. Reporte. 292 p.
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2022. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. Mazatlán (Mexico): CONAPESCA. Reporte. 285 p.

- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2023. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. Mazatlán (Mexico): CONAPESCA. Reporte. 278 p.
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2024. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. Mazatlán (Mexico): CONAPESCA. Reporte. 344 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 1993 Dec 21. Norma Oficial Mexicana, Para ordenar el aprovechamiento de las especies de pulpo en las aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y mar Caribe. Mexico City (Mexico): Secretaría de Gobernación. Mexican Official Standard, NOM 008-PESC-1993. 2 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 1994 Apr 3. Norma Oficial Mexicana, Que establece el procedimiento para determinar las épocas y zonas de veda para la captura de las diferentes especies de la flora y fauna acuáticas, en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. Mexico City (Mexico): Secretaría de Gobernación. Mexican Official Standard, NOM-009-PESC-1993. 2 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2014 Feb 28. Norma Oficial Mexicana, Acuerdo por el que se da a conocer el Plan de Manejo Pesquero del pulpo (*O. maya* y *O. vulgaris*) del Golfo de México y Mar Caribe. Mexico City (Mexico): Secretaría de Gobernación. Plan de manejo pesquero. p. 3-33.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2016 Apr 13. Norma Oficial Mexicana, Para ordenar el aprovechamiento de las especies de pulpo en las aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe. Mexico City (Mexico): Secretaría de Gobernación. Mexican Official Standard, NOM-008-SAG/PESC-2015. 2 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2018 Jun 11. Norma Oficial Mexicana, Acuerdo por el que se da a conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera. Mexico City (Mexico): Secretaría de Gobernación. Mexican Official Standard. Informe técnico gubernamental. 106 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2019 Mar 8. Norma Oficial Mexicana, Acuerdo por el que se establece la equivalencia en peso de la talla mínima de captura para las especies de pulpo rojo (*Octopus maya*) y pulpo patón (*Octopus vulgaris*) en aguas marinas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe. Mexico City (Mexico): Secretaría de Gobernación. Informe técnico gubernamental. 2 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2022a Oct 21. Norma Oficial Mexicana, Acuerdo por el que se establece el volumen de captura permisible para el aprovechamiento del recurso pulpo (*Octopus maya* y *Octopus vulgaris*) en aguas de jurisdicción federal en los estados de Campeche y Yucatán para la temporada de pesca 2022. Mexico City (Mexico): Secretaría de Gobernación. Secretaría de Gobernación. Informe técnico gubernamental. 2 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2022b Jul 26. Norma Oficial Mexicana, Acuerdo mediante el cual se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. Mexico City (Mexico): Secretaría de Gobernación. Informe técnico gubernamental. 2 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2023 Aug 3. Norma Oficial Mexicana, Acuerdo por el que se da a conocer la actualización del Plan de Manejo Pesquero para la pesquería de pelágicos menores (sardinillas, anchovetas, macarela y afines) del noroeste de México. Mexico City (Mexico): Secretaría de Gobernación. Plan de Manejo Pesquero. 106 p.
- Ehresmann R, Olson A. 2021. Northern southeast inside subdistrict sablefish management plan and stock assessment for 2021. Juneau (United States): Alaska Department of Fish and Game, Divisions of Commercial Fisheries Regional Information. Technical report, No. 1J21-13. p. 3-7.
- Gómez M. 2016. Análisis técnico y económico entre capturas de pulpo *Enteroctopus megalocyathus* (Chile) y pulpo *Octopus maya* (México). [BSc Thesis]. [Chile]: Universidad Austral de Chile. p. 67-80.
- Gordon HS. 1954. The economic theory of a common-property resource: the fishery. *J Pol Econ*. 62(2):124-142.
- Hernández-Sánchez A, De Jesús-Navarrete A. 2010. Parámetros de crecimiento, mortalidad y tasa de explotación del pulpo *Octopus maya* en Holbox, Quintana Roo, México. *Biol Mar*. 3(45):415-421.
- Hilborn R, Walters CJ. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. New York (United States): Chapman and Hall. 570 p.
- Hilborn R, Mangel M. 1997. The Ecological Detective: Confronting Models with Data. 1st ed. Princeton (USA): Princeton University Press. 315 p.
- [IAES] Instituto de Acuacultura del Estado de Sonora. 2014. Implementación del programa de monitoreo administrativo para la cuota total de captura en el golfo de Santa Clara, temporada 2014. Hermosillo (Mexico): IAES. Report. 42 p.
- Ianelli J, Honkalehto T, Wassermann S, Lauffenburger N, McGilliard C, Siddon E. 2023. Assessment of the Eastern Bering Sea walleye pollock. Anchorage (USA): North Pacific Fishery Management Council. Stock Assessment Report. p. 14-20.
- [INAPESCA] Instituto Nacional de Pesca. 2008. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la península de Yucatán 2008. Ciudad de México (México): INAPESCA. Report. 3 p.
- [INAPESCA] Instituto Nacional de Pesca. 2011. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la península de Yucatán 2011. Ciudad de México (México): INAPESCA. Report.
- [INAPESCA] Instituto Nacional de Pesca. 2012. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la península de Yucatán 2012. Documento interno: Mexico: INAPESCA. Report.
- [INAPESCA] Instituto Nacional de Pesca. 2013. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la península de Yucatán 2013. Documento interno: Mexico: INAPESCA. Report. p. 6-13.
- [INAPESCA] Instituto Nacional de Pesca. 2014. Dictamen Técnico de Establecimiento de cuota de captura de pulpo (*Octopus maya*) para la temporada de pesca 2014. Documento interno. Mexico: INAPESCA. Report. p. 4-12.
- [INP] Instituto Nacional de la Pesca. 2002. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la península de Yucatán. Mexico: INP. Report. 7 p.
- [INP] Instituto Nacional de la Pesca. 2003. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la península de Yucatán. Mexico: INP. Report. 5 p.
- [INP] Instituto Nacional de la Pesca. 2004. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la península de Yucatán 2004. Mexico: INP. Report. p. 2-7.
- [INP] Instituto Nacional de la Pesca. 2005. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la península de Yucatán 2005. Mexico: INP. Report. p. 2-4.
- [INP] Instituto Nacional de la Pesca. 2006. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la península de Yucatán 2006. Mexico: INP. Report.
- [INP] Instituto Nacional de la Pesca. 2007. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la península de Yucatán 2007. Mexico: INP. Report. p. 3-7.
- Johnson KF, Wetzel CR, Tolimieri N. 2023. Status of sablefish (*Anoplopoma fimbria*) along the U.S. West Coast in 2023. Portland, Oregon (USA): Pacific Fisheries Management Council. Technical Report. 173 p.
- Jurado-Molina J. 2010. A Bayesian framework with implementation error to improve the management of the red octopus (*Octopus maya*) fishery off the Yucatán Peninsula = Enfoque bayesiano con error de implementación para mejorar el manejo de la pesquería de pulpo rojo (*Octopus maya*) en la Península de

- Yucatán. Cienc Mar. 36(1):1-14.
<https://doi.org/10.7773/cm.v36i1.1627>
- Jurado-Molina J, García-Meléndez JJ, Cortes-Salgado M. 2021. Development of a stochastic bioeconomic model for the red octopus fishery on the Yucatan Peninsula: Implications for management = Desarrollo de un modelo bioeconómico estocástico para la pesquería del pulpo rojo en la península de Yucatán: Implicaciones para el manejo. Cienc Mar. 47(4):255-268.
<https://doi.org/10.7773/cm.v47i4.3206>
- McAllister MK, Pikitch EK, Punt AE, Hilborn R. 1994. A Bayesian approach to stock assessment and harvest decisions using the sampling/importance resampling algorithm. Canadian J Fish Aquat Sci. 51(12):8-2673.
- McAllister MK, Ianelli JN. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling-importance resampling algorithm. Can J Fish Aquat Sci. 54:284-300.
<https://doi.org/10.1139/f96-285>
- MSC [Marine Stewardship Council]. 2016. The Fisheries Standard Review: MSC; [accessed: 2023 May 03].
<https://www.msc.org/standards-and-certification/developing-our-standards/the-fisheries-standard-review>
- R Core Team. 2024. R: A language and environment for statistical computing. Vienna (Austria): R Foundation for Statistical Computing.
<https://www.R-project.org/>
- Rubin DB. 1988. Using the SIR algorithm to simulate posterior distributions. In: Bernardo JM, DeGroot MH, Lindley DV, Smith AM (eds.), Bayesian Statistics 3: Proceedings of the Third Valencia International Meeting, 1-5 June 1987. Oxford (United Kingdom): Clarendon Press. p. 385-402.
- Schaefer MB. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. Bull Inter-Amer Trop Tuna Comm. 1(2):23-56.
- Solis MJ, Chávez EA. 1985. Evaluación y régimen óptimo de pesca de pulpo de la península de Yucatán, México. Anal Instit Cienc Mar Limnol. 13:1-18.
- Van Dijk HK, Hop JP, Louter AS. 1987. An algorithm for the computation of posterior moments and densities using simple importance sampling. J Royal Stat Soc. Ser D: The Statistician. 36(2/3):83-90.
<https://doi.org/10.2307/2348500>
- Vargas-Abúndez JA, Plata-Díaz A, Mascaró M, Caamal-Monsreal C, Rodríguez-Fuentes G, Jiménez Be A, Rosas C. 2023. Maternal temperature stress modulates acclimation and thermal biology in *Octopus maya* (Cephalopoda: Octopodidae) juvenile progeny. Mar Biol. 170:56.
<https://doi.org/10.1007/s00227-023-04200-9>
- Wallace RK, Fletcher KM. 2000. Understanding fisheries management: a manual for understanding the federal fisheries management process, including analysis of the 1996 sustainable fisheries act. 2nd ed. Washington (United States): National Oceanic and Atmospheric Administration. 173 p.