

Estudios Sociales

Revista de Alimentación Contemporánea y Desarrollo Regional

Volumen 29, Número 53. Enero - Junio 2019

Revista electrónica. ISSN: 2395-9169



Análisis bioeconómico
de la pesquería de calamar gigante
Dosidicus gigas en el noroeste de México

Bioeconomic analysis
of the jumbo squid
Dosidicus gigas fishery in northwestern Mexico

DOI: <https://dx.doi.org/10.24836/es.v29i53.645>

PII: e19645

Ricardo Urías-Sotomayor*:
orcid.org/0000-0002-7020-061X

Guillermo Rodríguez-Domínguez*:
orcid.org/0000-0002-5612-5132

Nicolás Castañeda-Lomas*:
orcid.org/0000-0003-4459-9011

Raúl Pérez-González*:
orcid.org/0000-0001-6596-4685

Gabriel Iván Rivera-Parra**:
orcid.org/0000-0002-0941-8636

Francisco Javier Martínez-Cordero***:
orcid.org/0000-0003-0398-3500

Fecha de recepción: 27 de julio de 2018

Fecha de envío a evaluación: 05 de septiembre de 2018

Fecha de aceptación: 11 de noviembre de 2018

*Universidad Autónoma de Sinaloa.
Facultad de Ciencias del Mar.
Paseo Claussen s/n, 82000. Mazatlán, Sinaloa, México.

**Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura.
Centro Regional de Investigación Pesquera.

***Autor para correspondencia: cordero@ciad.mx
Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo.
Laboratorio de Economía Acuícola y Prospectiva.
Unidad Mazatlán, Avenida Sábalo-Cerritos s/n, 82010.
Mazatlán, Sinaloa, México. Tel (669) 9898700 ext. 212.

Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C.
Hermosillo, Sonora, México



Resumen / Abstract

Objetivo: Realizar un análisis bioeconómico de la pesquería de calamar gigante *Dosidicus gigas* en el noroeste de México. Metodología: La dinámica poblacional del recurso fue modelada con el algoritmo de Schaefer (1954) usando dos pares de valores de la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) que representa el aumento de una población en un período determinado y de la capacidad de carga del ambiente (k): $r = 1.23^{-1}$, $k = 243,836$ t y $r = 1.68$ año $^{-1}$, $k = 190,468$ t. Se emplearon datos oficiales de capturas anuales de 1974-2012 y de esfuerzo pesquero de 2010-2012 para pangas y barcos, ya que 2012 es el último año con capturas comerciales, previo al colapso de la pesquería que inició en 2013 y que a la fecha permanece. Los costos de operación y precios de venta del producto fueron obtenidos mediante entrevistas con productores pesqueros de la región. Se aplicaron el modelo biológico de Schaefer y el modelo bioeconómico de dos flotas compitiendo por un stock, con poder de pesca y costos de operación y valor del producto diferentes. Resultados: El esfuerzo aplicado en 2012 estaba cerca del esfuerzo necesario para obtener el máximo rendimiento económico $fMRE$ en ambas flotas, y el esfuerzo total autorizado estaría operando en condiciones económicas subóptimas entre el esfuerzo en el máximo rendimiento económico $fMRE$ y el esfuerzo en equilibrio bioeconómico fEB , alcanzando un equilibrio poblacional EP en 34 % de k , independiente de los valores de r y k utilizados. La biomasa en equilibrio económico B_{EEC} estimada fue muy baja, del orden de 16 % de k para pangas y de 32 % de k para barcos: Las pangas se ubicaron por debajo del punto de referencia límite PRL de 20 % de k establecido en la Carta Nacional Pesquera de México 2012 (Diario Oficial de la Federación, 2012) para varias especies. Limitaciones: No hay datos posteriores a 2012; Se asume un coeficiente de capturabilidad constante.

Objective: Perform a bioeconomic analysis of the fishery of jumbo squid fishery *Dosidicus gigas* in northwestern Mexico. Methodology: The population dynamics was modeled using Schaefer's algorithm (1954). This was with two pairs of values for the intrinsic population growth rate (r). Those represents the increase of a population in a given period. Also represents the carrying capacity: (k); $r = 1.23$ year $^{-1}$, $k = 243,836$ t and $r = 1.68$ year $^{-1}$, $k = 190,468$ t. Official data were used for total annual catch (1974-2012), and fishing effort (2010-2012), differentiated for small boats and ships, as 2012 is the last year with commercial catches, prior to the collapse that began in 2013 and that remains. Fishing costs and selling prices were obtained through interviews with anglers in the region. The Schaefer's biological model and the bioeconomic model of two-fleet competing for a stock, with fishing power, costs and product value different for each fleet were applied. Results: Total effort in 2012 was close to that needed for the maximum economic yield $fMEY$ in both fleets, and the total authorized effort was operating in suboptimal levels between the effort in $fMEY$ and the effort in bioeconomic equilibrium fBE , reaching a population equilibrium PE at 34 % of k , regardless the values of r and k . The estimated biomass in economic equilibrium B_{EEC} was very low, in the order of 16 % of k for small boats and 32 % of k for ships, with small boats being below the required limit reference point of 20 % of k , established in the National Fishing Chart of Mexico. Limitations: There are no official data available after 2012: The study assumes a constant catchability coefficient. Conclusions: If density-dependent catchability exists, the estimated biomass must have been smaller than the one obtained with the biological model (19 %), meaning that small boats could have already reached their $fMEY$, at a biomass level that is risky to the stock.



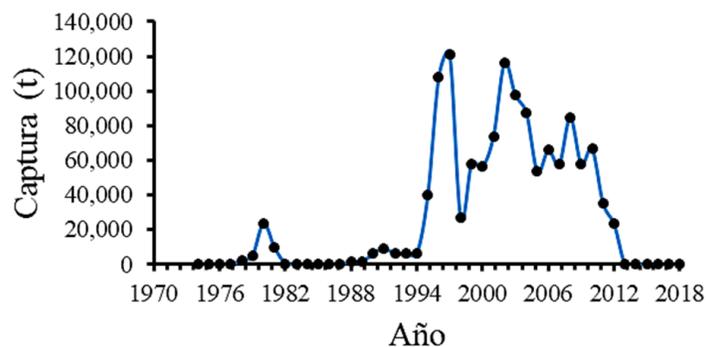
Conclusiones: de existir una capturabilidad denso-dependiente, la biomasa estimada debió estar más baja que la pronosticada por el modelo biológico de 19 %, lo que implica que se pudo haber llegado al *fMRE* de las pangas, en un nivel de biomasa de riesgo para el stock.

Palabras clave: desarrollo regional; *Dosidicus gigas*; calamar gigante; golfo de California; modelo de Schaefer; modelo de dos flotas.

Key words: regional development; *Dosidicus gigas*; jumbo squid; Gulf of California; Schaefer's model; two fleet model.

Introducción

La pesquería de calamar gigante *Dosidicus gigas* constituye una actividad económica importante en el noroeste de México, que ha llegado a generar hasta 11,000 empleos directos por mes (Instituto Nacional de Pesca Inapesca, 2006). Esta pesquería inició en 1974 y se caracteriza por una alta variabilidad interanual de las capturas comerciales (Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca Conapesca, 2012) con máximos de más de 100,000 toneladas en 1996, 1997 y 2002. A partir de 2009 se registró una marcada disminución de las capturas hasta alcanzar 23,179 toneladas en 2012 y ya, en 2013, se presentó un colapso caracterizado por la ausencia total de capturas comerciales, que permanece a la fecha.



Gráfica 1. Capturas comerciales de calamar gigante, *Dosidicus gigas*, registradas en el noroeste de México (1974-2018). Fuente: elaboración propia con datos de Conapesca (2012).



La disminución de las capturas ha sido explicada como un efecto combinado del evento El Niño Sur-Oscilación 2009-2010, el relajamiento de los vientos dominantes y las surgencias en la parte central del golfo de California (Robinson, Gómez, Markaida y Gilly, 2016), aunque Urías-Sotomayor et al. (2018) explicaron que las fluctuaciones de las capturas se debieron a los efectos de la pesca y que la drástica caída después de 2008 se debió a que las capturas comerciales rebasaron el rendimiento anual de la población, lo que provocó una disminución de la biomasa del recurso hasta niveles por debajo del 20 % de la población virgen en el 2012. Entre los productores existe la expectativa de una recuperación de la población de calamar como sucedió en 1995 después de un periodo de muy bajas capturas entre 1982 y 1994.

La estrategia de manejo aplicada a la pesquería se enfocó en regular el esfuerzo para que al menos el 40 % de la biomasa adulta escapara de la pesca al final de la temporada. El colapso de la pesquería parece indicar que la estrategia no ha sido suficiente y en el Plan de Manejo Pesquero se propone explorar otros puntos de referencia biológicos y realizar estudios bioeconómicos de la pesquería. En un crucero de investigación realizado en 2014 en el golfo de California se reportó una biomasa de calamar gigante mayor (67,041-94,130 toneladas) que la que se estimó en 2012 (35,718-46,313 toneladas) con dominancia de tallas menores de veinte centímetros de LM en la zona centro y sur del golfo (González-Máynez, 2018), probablemente de la variedad fenotípica que madura a tallas pequeñas, lo cual se ha explicado como una respuesta del recurso para sortear las condiciones extremas del hábitat (Hoving et al., 2013).

En esta pesquería operan dos flotas con diferente poder de pesca, costos de operación y precios de venta del producto. El esfuerzo de pesca autorizado es de 1,828 embarcaciones menores, conocidas regionalmente como pangas (~ 7 m de eslora) y 222 barcos (~ 24 m de eslora). En el periodo 2010-2012 sólo operaron un promedio de 987 pangas y 157 barcos (Conapesca, 2012), probablemente debido a la baja disponibilidad del recurso (Urías-Sotomayor et al., 2018). Los barcos difieren de las pangas porque tienen un mayor poder de pesca, mayor costo de operación y mayor precio del producto. El mayor poder de pesca se debe que operan más pescadores, cuentan con sistemas de refrigeración, más capacidad de bodega y mayor autonomía de pesca. El mayor costo de operación está asociado a un mayor consumo de combustible, mientras que el mayor precio se debe a una mejor calidad del producto desembarcado por contar con sistemas de refrigeración, las cuales no existen en las pangas. Existe un fuerte estímulo por capturar el recurso cuando está disponible, como lo revela el rápido incremento de capturas de 6,164



toneladas en 1994 a 121,016 toneladas en 1997 y de 26,682 toneladas en 1998 a 115,954 toneladas en 2002. El nivel de disponibilidad de calamar puede deberse a cambios reales en el tamaño del stock o un efecto aparente por cambios en la capturabilidad (q) definida como la fracción de la población que es extraída por una unidad de esfuerzo (Gulland, 1983). Si la capturabilidad se mantiene constante, las variaciones en las capturas pueden explicarse por variaciones en la abundancia del stock (Urías-Sotomayor et al., 2018), pero en algunas especies con comportamiento de agregación, la capturabilidad puede aumentar, aunque el stock, realmente, este declinando, lo cual es conocido como hiperestabilidad. Asumir capturabilidad constante en modelos bioeconómicos de las pesquerías tiene consecuencias en su manejo, porque puede subestimar la tasa de agotamiento del stock (Mackinson, Sumaila y Pitcher, 1997). En la población de calamar gigante se ha reportado que a bajos niveles del stock probablemente existe hiperestabilidad (Morales-Bojórquez, Hernández-Herrera, Cisneros-Mata y Nevárez-Martínez, 2008).

La pesquería de calamar gigante *Dosidicus gigas* en el noroeste de México se ha manejado bajo esquemas tradicionales basados en el análisis de información de tipo biológica, es decir de su dinámica poblacional, sin embargo ha faltado considerar el comportamiento humano que participa en la pesquería cuyo incentivo es económico. El análisis biológico permite estimar indicadores del recurso con los que se puede manejar la pesquería para evitar la sobrepesca del reclutamiento o del crecimiento y optimizar el volumen de rendimiento biológico, sin embargo los actores que participan en la captura (pescadores y empresarios) reaccionan y toman decisiones de pesca con base en criterios económicos y éstos no se han considerado en un análisis que permita ver el efecto económico sobre la pesquería en general y sobre el recurso en particular. Algunos investigadores han demostrado que en algunas pesquerías de libre acceso, bajo ciertas condiciones como alto valor comercial del producto, el incentivo económico puede llevar al colapso a la pesquería, independientemente de la resiliencia del recurso (Anderson y Seijo, 2010; Habib, Ullah y Duy, 2014).

En este contexto, el presente estudio tiene como propósito aportar información sobre indicadores biológicos y bioeconómicos para el análisis de esta pesquería y evaluar diferentes escenarios de nivel de esfuerzo de cada flota. Con este trabajo se pretende contribuir al cumplimiento del *Plan de manejo pequero de calamar gigante *Dosidicus gigas** (Diario Oficial de la Federación, 2014) que como instrumento rector de la pesquería en México demanda “realizar análisis bio-económicos para optimizar el rendimiento sin comprometer los requerimientos de sustentabilidad” y “establecer puntos de referencia biológicos o límites”.



Marco teórico

A nivel mundial se han venido utilizando diferentes modelos matemáticos para el análisis y evaluación de poblaciones pesqueras. La inclusión de agentes económicos, que incentivan el esfuerzo pesquero en la pesquería, en las evaluaciones del recurso pesquero da información para un mejor manejo de la actividad. Mackinson et al. (1997) incorporaron el comportamiento económico en la modelación de stock, considerando la existencia de hiperestabilidad y concluyeron que este fenómeno puede resultar en un alarmante incremento en la tasa de agotamiento del recurso, dado que los pescadores obtienen altas ganancias aún en niveles bajos del stock, llegando incluso a observarse que la biomasa con la que se obtiene el máximo rendimiento económico (B_{MRE}) sea menor que la biomasa con la que se obtiene el máximo rendimiento sostenible (B_{MRS}) (Squires y Vestergaard, 2015).

En Anderson y Seijo (2010) se describen modelos bioeconómicos aplicados al análisis de las pesquerías en diferentes situaciones, desde el modelo bioeconómico clásico de Gordon (1954) conocido también como Gordon-Schaefer hasta modelos estructurados por edad. Para el caso de la pesquería de calamar gigante *Dosidicus gigas* frente a Perú, se ha aplicado el modelo de Gordon-Schaefer para evaluar varios escenarios de esfuerzo de pesca, con el fin de determinar el óptimo económico en el mediano y largo plazo (Zhang, Qi y Chen, 2015). Sin embargo, en ese modelo sólo se incluye un tipo de flota y no dos flotas como sucede en el golfo de California. Otros modelos bioeconómicos incluyen modelos biológicos de stock-reclutamiento o reclutamiento constante, mortalidad natural y crecimiento individual, aparte de los agentes económicos para evaluar el esfuerzo óptimo en dos flotas operando sobre un recurso (Clark y Kirkwood, 1979) o en dos flotas en una pesquería secuencial (Charles y Reed, 1985).

Habib et al. (2014) utilizaron el modelo de Gordon-Schaefer para evaluar la sustentabilidad actual del esfuerzo de pesca aplicado a las pesquerías marinas de la bahía de Bengala, incluyendo el análisis de escenarios ante eventuales cambios climáticos que podrían impactar en los parámetros biológicos. La situación de la pesquería de calamar gigante del golfo de California es muy parecida al caso 3 de Anderson y Seijo (2010) de dos flotas con diferencias en el poder de pesca y costos unitarios de esfuerzo, a lo que se agrega en este estudio diferencias en el precio del producto.



Metodología

Se realizó un análisis bioeconómico de la pesquería de calamar gigante *Dosidicus gigas* en el noroeste de México, en el cual la dinámica poblacional del recurso fue modelada con el algoritmo de Schaefer (1954), usando los datos de la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) y de la capacidad de carga del ambiente (k) estimados por Urías-Sotomayor et al. (2018), que comprenden dos pares de valores de r y k ; $r = 1.23 \text{ año}^{-1}$, $k = 243,836 \text{ t}$ y $r = 1.68 \text{ año}^{-1}$, $k = 190,468 \text{ t}$, cuyos valores de r son cercanos a los valores extremos reportados para esta especie (Urías-Sotomayor et al., 2018). En el Cuadro 1 se presenta la simbología empleada en este trabajo.

Cuadro 1.
Simbología empleada.

Término	Símbolo
Pangas	1
Barcos	2
Tasa intrínseca de crecimiento poblacional	r
Capacidad de carga del ambiente	k
Captura por unidad de esfuerzo	$CPUE$
Máximo rendimiento sostenible	MRS
Máximo rendimiento económico	MRE
Esfuerzo en máximo rendimiento económico	$fMRE$
Esfuerzo en equilibrio bioeconómico	fEB
Biomasa	B
Biomasa en máximo rendimiento sostenible	B_{MRS}
Biomasa en máximo rendimiento económico	B_{MRE}
Biomasa en equilibrio económico	B_{EEC}
Coefficiente de capturabilidad para pangas	q_1
Coefficiente de capturabilidad para barcos	q_2
Costo de operación de pangas	c_1
Costo de operación de barcos	c_2
Precio del calamar de pangas	p_1
Precio del calamar de barcos	p_2
Parámetro de dinámica de la flota de pangas	Φ_1
Parámetro de dinámica de la flota de barcos	Φ_2
Punto de referencia límite	PRL
Equilibrio poblacional	EP
Equilibrio bioeconómico	EB

Fuente: elaboración propia.



Los datos de capturas de calamar gigante de 1974 a 2012 y de esfuerzo de pesca por flota de 2010-2012 se obtuvieron de la Conapesca. Los costos de operación y precios de venta del producto fueron obtenidos de entrevistas a productores pesqueros. Los costos de operación y precios de venta 2010 y 2011 fueron deflactados a valor de 2012 para fines de comparación (Cuadro 2).

Cuadro 2.

Capturas, flotas, precios, costos, ingresos y ganancias de pangas y barcos.

Concepto		Año			Media	
		2010	2011	2012		
Flota	Captura anual (t)	48,464	17,430	15,049	26,981	
	Pangas	Pangas (#)	1,094	875	992	987
		Captura / panga (t)	44.3	19.9	15.2	27.3
	Precio del calamar/t (USD)	\$170.65	\$307.53	\$268.90	\$249.03	
	Costo / panga (USD)	\$4,982.80	\$2,825.40	\$1,307.60	\$3,114.00	
	Ingreso / panga (USD)	\$7,559.80	\$6,125.90	\$4,079.40	\$5,970.10	
Barcos	Ganancia / panga (USD)	\$2,577.00	\$3,300.50	\$2,771.80	\$2,856.10	
	Captura anual (t)	17,289	16,464	7,962	13,905	
	Barcos (#)	159	156	157	157	
	Captura / barco (t)	108.74	105.54	50.71	88.38	
	Precio del calamar/ t (USD)	\$614.34	\$732.21	\$786.27	\$710.94	
	Costo / barco (USD)	\$89,632.00	\$41,117.96	\$44,553.20	\$58,603.26	
	Ingreso / barco (USD)	\$66,803.49	\$77,276.97	\$39,874.17	\$61,307.64	
	Ganancia / barco (USD)	-\$22,828.51	\$36,159.01	-\$4,679.02	\$2,704.38	

Fuente: elaboración propia con resultados de entrevistas con productores primarios.

La información se analizó utilizando el modelo bioeconómico de dos flotas compitiendo por un stock con diferente poder de pesca, costos de operación y valor del producto (Seijo, Defeo y Salas, 1997; Anderson y Seijo, 2010).

El equilibrio poblacional (*EP*) necesario para sostener la captura anual de ambas flotas de pesca fue estimado con:

$$EP = -k \left(\frac{f_1 q_1 - r + f_2 q_2}{r} \right)$$



Donde f_1 y f_2 son los esfuerzos, f_1 para pangas y f_2 para barcos, con diferente capturabilidad (q_1 y q_2 , respectivamente). El coeficiente de capturabilidad para cada flota se estimó con:

$$q = \frac{CPUE_{2012}}{B_{2012}}$$

Donde B_{2012} es la biomasa estimada mediante el modelo de Schaefer para el año de 2012 y $CPUE_{2012}$ es la captura por unidad de esfuerzo ($CPUE$) obtenida de los datos de captura y esfuerzo.

La biomasa en equilibrio económico (B_{EEC}) para pangas y barcos fue estimada con:

$$B_{EEC1} = \frac{C_1}{q_1 p_1}$$

$$B_{EEC2} = \frac{C_2}{q_2 p_2}$$

Donde p y c son el precio del producto y los costos de operación para pangas (p_1) y barcos (p_2), respectivamente.

El esfuerzo en el máximo rendimiento económico ($fMRE$) para cada flota (Anderson y Seijo, 2010) fue obtenido con:

$$fMRE_1 = -\frac{C_1 r - k p_1 q_1 r + 2 f_2 k p_1 q_1 q_2}{2 k p_1 q_1^2}$$

$$fMRE_2 = -\frac{C_2 r - k p_2 q_2 r + 2 f_1 k p_2 q_1 q_2}{2 k p_2 q_2^2}$$

El esfuerzo en equilibrio bioeconómico (fEB) por flota se obtuvo de:

$$fEB_1 = -\frac{C_1 r - k p_1 q_1 r + f_2 k p_1 q_1 q_2}{k p_1 q_1^2}$$

$$fEB_2 = -\frac{C_2 r - k p_2 q_2 r + f_1 k p_2 q_1 q_2}{k p_2 q_2^2}$$



El parámetro de dinámica de cada flota (φ), conocido también como tasa de proporcionalidad que es un coeficiente de entrada-salida de una embarcación a la pesquería (Smith, 1969) se estimó como el inverso del costo de operación unitario anual promedio de una embarcación de cada flota. Los valores de los parámetros biológicos r , k , biomasa, coeficiente de capturabilidad y el parámetro dinámico para ambas flotas empleados en la aplicación del modelo bioeconómico en la pesquería del calamar se presentan en el Cuadro 3 (Urías-Sotomayor et al., 2018).

Cuadro 3.

Valores usados en el modelo bioeconómico de dos flotas compitiendo por un stock (Seijo et al., 1997; Anderson y Seijo, 2010) con diferente valor de la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r): a) $r = 1.23$; b) $r = 1.68$.

Parámetro	Caso 1	Caso 2	Unidades
Tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r)	1.23	1.68	año ⁻¹
Biomasa inicial en t (B)	46,313	35,718	t
Capacidad de carga del ambiente (k)	243,834	190,468	t
Coficiente de capturabilidad para pangas (q_1)	0.000328	0.000425	CPUE/panga/año
Coficiente de capturabilidad para barcos (q_2)	0.001108	0.001436	CPUE/barco/año
Parámetro de dinámica de la flota de panga (Φ_1)	0.000038	0.000038	panga/\$
Parámetro de dinámica de la flota de barcos (Φ_2)	0.000001	0.000001	barco/\$

Fuente: elaboración propia.

Resultados

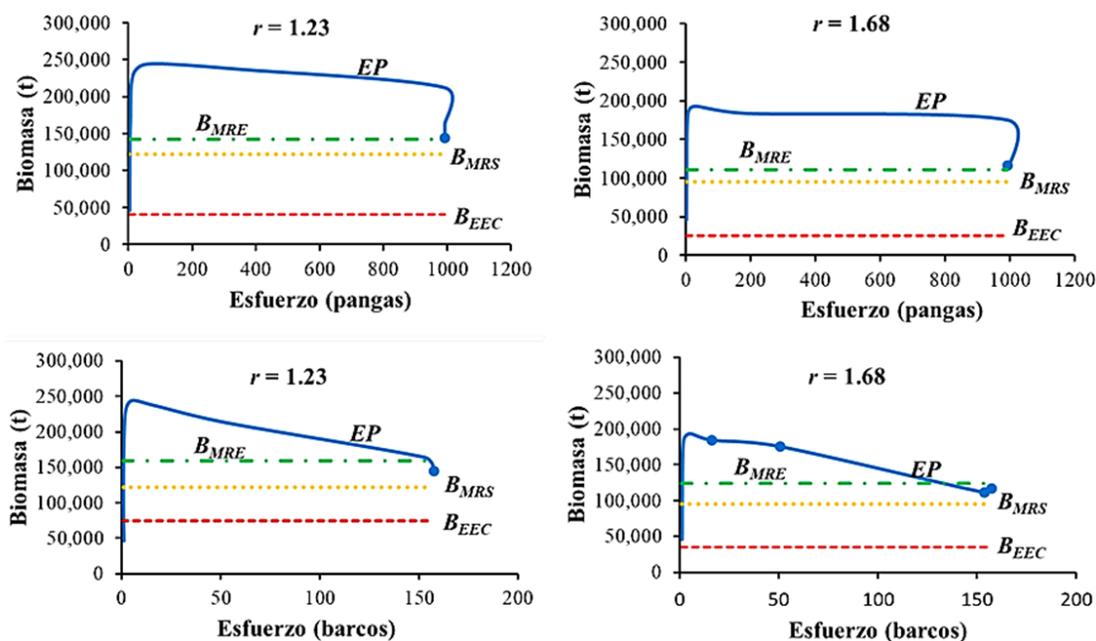
La capturabilidad estimada de los barcos fue de 3.3 a 4.3 veces mayor que la de pangas según el valor de $r = 1.23$ o $r = 1.68$, respectivamente. La *CPUE* promedio de 2010-2012 por barco fue de 88.4 toneladas, con diez pescadores y 53.4 días efectivos de pesca, mientras que las pangas obtuvieron 27.3 toneladas con tres pescadores en 35.5 días. La *CPUE* considerando pescadores y días de pesca en barcos fue de 165.53 kg pescador⁻¹ día⁻¹ y en pangas fue de 256.34 kg pescador⁻¹ día⁻¹.



El precio promedio de 2010 a 2012 del calamar gigante capturado por barco fue de \$710.90 USD/t, 2.85 veces mayor que el capturado por embarcación menor (\$249.00 USD/t), debido a diferencias en la calidad del producto, ya que en los barcos se conservó en congelación, lo cual no fue posible en pangas. El ingreso anual promedio por barco fue \$61,307.60 USD, 10.26 veces mayor que el de pangas de \$5,970.10 USD, pero considerando el total de la flota de barcos el ingreso promedio anual fue de \$9'643,692.38 USD, 1.63 veces que el de la flota de pangas.

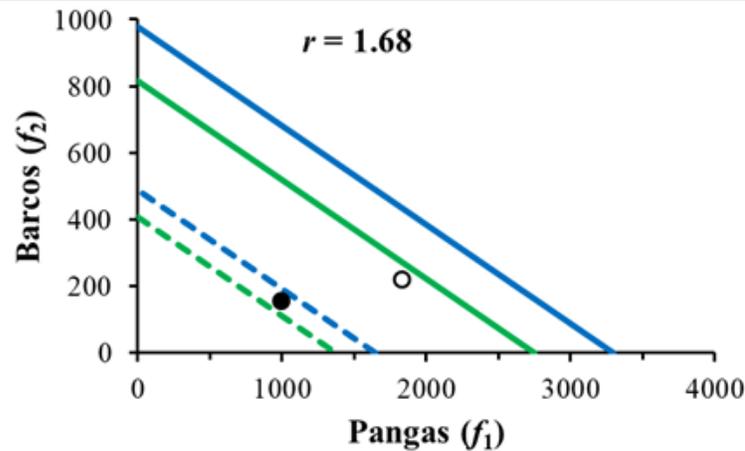
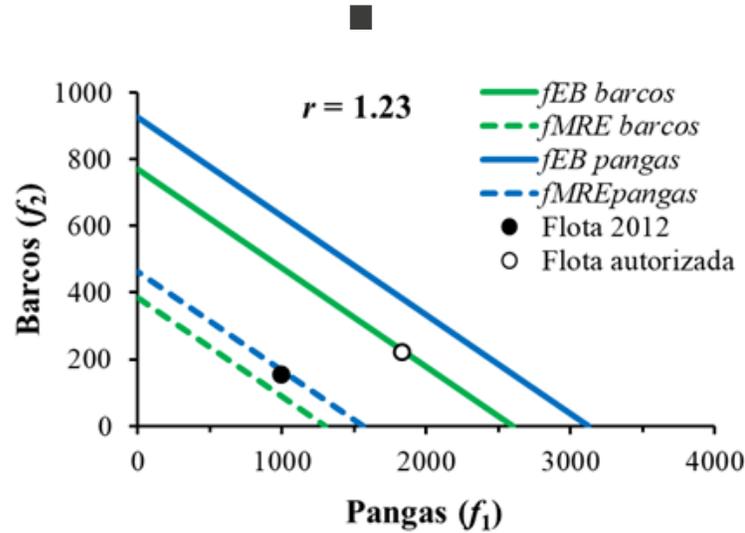
En cambio, el costo anual promedio de operación de un barco con subsidio en combustibles fue de \$58,603.30 USD; 18.81 veces mayor que el de una panga (\$3,114.00 USD), aunque considerando el total de la flota, el costo de operación de los barcos fue de \$9'220,247.00 USD, 2.99 veces mayor que el de las pangas, es decir \$3'073,506.10 USD. La utilidad promedio por barco subsidiado anual fue de \$2,704.40 USD, mientras que en las pangas fue de \$2,856.10 USD (Cuadro 2), en cambio por flota fue de \$425,402.10 USD para barcos y de \$2'818,970.7 USD para pangas. Si ambas flotas hubiesen operado sin subsidio en combustibles, la utilidad de los barcos sería de \$-5,332.20 USD y de las pangas \$2,298.70 USD.

Se estimó que, manteniendo el esfuerzo de pesca al nivel de 2012, el *EP* se ubicaría por arriba de la B_{MRS} , muy cerca de la B_{MRE} de pangas (Gráfica 2a y 2b) y entre la B_{MRS} y la B_{MRE} de barcos (Gráfica 2c y 2d), independiente del valor de r considerado. Mientras que la biomasa en equilibrio económico B_{EEC} se ubicó en un nivel muy bajo para pangas, del orden de 16 % de k (Gráfica. 2a y 2b) y de 32 % de k para barcos Gráfica 2c y 2d). Este resultado es consistente aún y cuando la biomasa inicial varíe. Esto es relevante si consideramos que en un tiempo cercano se pueda restablecer la pesquería con un nivel de biomasa mayor al que se estimó para 2012.



Gráfica 2. Equilibrio poblacional (EP), biomasa en máximo rendimiento económico (BMRE), biomasa en máximo rendimiento sostenible (BMRS) y biomasa en equilibrio económico (BEEC) para pangas y barcos en la pesquería de calamar gigante en el noroeste de México. Esfuerzo de pangas en a) con $r = 1.23$ y b) con $r = 1.68$. Esfuerzo de barcos en c) con $r = 1.23$ y d) con $r = 1.68$. Fuente: elaboración propia con resultados de este análisis.

Por otra parte, bajo un escenario de exclusión de pangas el f_{MRE} se alcanzaría con 385 a 407 barcos (según se considere $r = 1.23$ ó 1.68, respectivamente), mientras que el f_{EB} se obtendría con 770 a 815 barcos. Por el contrario, en un escenario de exclusión de barcos el f_{MRE} se obtendría con 1,563 a 1,649 pangas y el f_{EB} con 3,126 a 3,299 pangas (Gráfica 3) considerando ambos valores de r (1.23 y 1.68). Es notorio que la diferencia del esfuerzo es de 5.5 a 5.8 % si se consideran los diferentes valores de r del intervalo biológico posible.



Gráfica 3. Isoclinas bioeconómicas del modelo de dos flotas compitiendo por un stock: a) $r = 1.23$ y b) $r = 1.68$.

Fuente: elaboración propia con resultados de este análisis.

Acorde con el modelo bioeconómico, con el esfuerzo de pesca ejercido en 2012 el *EP* a largo plazo se estabilizaría cerca del máximo rendimiento económico *MRE* para ambas flotas, mientras que si se ejerciera el esfuerzo total autorizado la flota de barcos operaría en el *fEB*, y como las pangas aún no alcanzarían el *fEB*, éstas terminarían excluyendo a los barcos (Gráfica 3).

Con el esfuerzo autorizado la población en equilibrio se estabilizaría entre 31 y 34 % de k con $r = 1.23$ y 1.68, respectivamente. Las isoclinas bioeconómicas obtenidas por el modelo pueden ser utilizadas como una herramienta para la toma de



decisiones, en donde se pueden evaluar simultáneamente escenarios de cualquier combinación de tamaño de ambas flotas. En un específico análisis de sensibilidad, al modificar el coeficiente de capturabilidad en $\pm 10\%$, se produce un cambio en el $fMRE$ y en el fEB de $\pm 8\%$ en los barcos, y de $\pm 5\%$ en las pangas, lo cual significa que la respuesta del $fMRE$ y fEB de los barcos es más elástica ante cambios en la capturabilidad, que en las pangas.

Discusión

Aunque la $CPUE$ promedio estimada con base en la captura anual por embarcación fue 3.2 veces mayor en los barcos (88.6 toneladas) que en las pangas (27.3 toneladas), la relación se invierte cuando se considera la captura pescador⁻¹ día⁻¹: 0.17 toneladas en barcos y 0.26 toneladas en pangas. Estas diferencias se explican porque en los barcos operan diez pescadores y en las pangas solo tres, además de que los pescadores de los barcos invierten parte de su jornada diaria en la captura, eviscerado y empacado, lo cual en las pangas se limita solo a captura y eviscerado. Por este procesamiento el precio del producto de los barcos es mayor que el de pangas, ya que el primero tiene una mayor calidad que permite su venta tanto en el mercado nacional como exterior, mientras que el producto de pangas se destina en buena parte al consumo nacional. El pescador de barco no recibe un salario extra por sus labores en el procesamiento, que en términos económicos se presenta como costo oculto. Es decir, el pescador pesca y procesa por la misma paga y su salario entonces resulta ser menor que el de panga.

El nivel de biomasa del stock para sostener el total del esfuerzo autorizado (1,828 pangas y 222 barcos) se ubicó entre 31 y 34 % de la biomasa del stock virgen, un nivel que puede ser biológicamente aceptable considerando que la Carta Nacional Pesquera de México 2012 (Diario Oficial de la Federación, 2012) establece el 20 % de k como PRL para varios recursos pesqueros. Sin embargo desde el punto de vista económico los barcos autorizados estarían en el EB (32 % de k), mientras que las pangas aún tendrían utilidades, por lo que se estaría cerca de que las pangas desplacen a los barcos de la pesquería. Para evitar lo anterior, se considera adecuado operar con cualquier combinación de esfuerzo de barcos y pangas que no sobrepase la isoclima del fEB de barcos (Gráfica 3). En cambio, con el nivel de esfuerzo operado en 2012 (992 pangas y 157 barcos) en el largo plazo la pesquería se estabilizaría en el MRE para ambas flotas. Aunque de 2010 a 2012 operó el 70.7 % de los barcos y el 53.9 % de las pangas autorizadas, en años anteriores cuando los



niveles de biomasa del stock fueron más altos, probablemente se operó todo el esfuerzo autorizado y que a la postre agotó el recurso hasta niveles de 19 % de k en 2012 (Urías-Sotomayor et al., 2018).

El modelo biológico empleado en este trabajo (modelo de Schaefer 1954) asume una capturabilidad constante, pero en algunas especies este parámetro puede ser denso-dependiente e incrementarse a bajos niveles del stock (Mackinson et al., 1997; Squires y Vestergaard, 2015), lo cual puede derivar en una tasa de agotamiento del stock mayor a la predicha por el modelo de Schaefer (1954).

Morales-Bojórquez et al. (2008) asumieron que en el stock del calamar gigante del golfo de California se puede presentar una capturabilidad denso-dependiente, ya que observaron que en la temporada 1997-1998 la capturabilidad cambió abruptamente cuando la *CPUE* había disminuido a casi la mitad con la que inicio en esa temporada, lo cual equivaldría a un cambio abrupto de capturabilidad cuando la población disminuyó a la mitad del número de individuos. Considerando sus estimaciones de tamaño inicial (en número) de la población y un peso promedio de 7.5 kg por calamar (ellos reportan un peso individual entre 5 y 10 kg) se estimaría al inicio de temporada un stock de entre 68,000 a 135,000 toneladas (según el método de ajuste que utilizaron) y el cambio abrupto de capturabilidad a un nivel de biomasa de 35,000 a 70,000 toneladas. Una estimación similar de biomasa al inicio de 1997 entre 95,000 y 137,000 toneladas se obtiene con el modelo biológico de Schaefer (Urías-Sotomayor et al., 2018) usado en este trabajo, lo cual valida el modelo utilizado. Considerando entonces lo anterior, la biomasa estimada para 2012 (Urías-Sotomayor et al., 2018) fue del orden de 35,718 a 46,313 toneladas, muy cerca del nivel de biomasa en que Morales-Bojórquez et al. (2008) observaron el cambio abrupto de capturabilidad. De existir la denso-dependencia, entonces la capturabilidad estimada con información del 2012, y usada en este trabajo, sería una sobrestimación, y por lo tanto, en este caso se estaría en la posibilidad de que lo predicho por el modelo bioeconómico también estaría sobrestimando el nivel de la B_{MRS} y la B_{EEC} , lo cual, según Mackinson et al. (1997) apunta a un agotamiento del recurso a una tasa mayor que la predicha por este modelo. Esta posibilidad tiene fuertes implicaciones para la pesquería; primero porque entonces la biomasa de la población en 2012 debió estar más baja que la estimada con el modelo de Schaefer (19 % de k) y segundo porque en el caso de un escenario de exclusión de barcos la B_{EEC} de pangas se alcanzaría en 16 % de k (estimada en este trabajo), lo cual significa un fuerte estímulo para la sobreexplotación del recurso, ya que las ganancias pueden ser altas, aún en niveles muy bajos del stock (Squires y Vestergaard, 2015), pero también de alto riesgo



biológico para el stock. Esta última implicación es relevante, toda vez que el modelo bioeconómico también predice que las pangas tienden a excluir a los barcos, porque la B_{EEC} de pangas (16 % de k) es menor que la de barcos (32 % de k). Por el contrario, un escenario con exclusión de pangas es más conservador para el recurso, toda vez que la B_{EEC} (de barcos) se obtiene en un nivel seguro para la especie en 32 % de k , que es más alto que el 20 % de k que se aplica en otros recursos pesqueros citados en la Carta Nacional Pesquera de México 2012 (Diario Oficial de la Federación, 2012).

Con esta característica de B_{EEC} muy baja, los subsidios en la pesquería o incrementos de los precios del producto, tienen impactos negativos sobre el recurso porque incentivan a incrementar la tasa de explotación y agotamiento del recurso a niveles biológicos críticos para el stock. En México esta pesquería recibe subsidios en los combustibles. Una reducción o eliminación de los subsidios movería esta biomasa a un nivel más seguro para el stock. Las diferencias de precio entre el producto de barcos y pangas incentivan buscar alternativas para incrementar el precio del producto de las pangas.

Una alternativa para mejorar la comercialización del producto de pangas podría ser mantener el calamar con hielo para conservarlo en buen estado desde su captura hasta su desembarque. Una panga tiene capacidad para capturar y trasladar hasta 4 toneladas de producto por jornada y el uso de hielo implica una reducción de esta capacidad en un 25 %, ya que es la cantidad porcentual de hielo requerido para llevar el producto a una temperatura de 0 °C cuando la temperatura ambiente es de aproximadamente 30 °C (Shawyer y Medina-Pizzali, 2005), lo cual implica una reducción de la $CPUE$ en niveles altos del stock, pero en niveles bajos no tendría efecto sobre la capturabilidad, dado que la capacidad de las pangas para la captura y el hielo estaría sobrada. Sin embargo, un incremento del precio del producto de las pangas por procesarlo con hielo implica a su vez, una reducción de la B_{EEC} , y por tanto, mayor riesgo de colapso.

La debilidad del modelo bioeconómico desarrollado en este trabajo es que asume capturabilidad constante, pero es predecible que el desarrollo futuro de un modelo que incorpore incrementos de capturabilidad a bajo nivel de stock reducirá aún más la B_{EEC} de pangas. Bajo estas circunstancias sería recomendable poner un PRL mayor a 12.5 % de k que ha sido propuesto para calamares ommastrephidos (Wang, Chen, Tanaka, Cao y Chen, 2017). Con base en los datos de Morales-Bojórquez et al. (2008) el incremento de capturabilidad se empezó a notar entre 35,000 y 70,000 toneladas, que corresponde aproximadamente a 30 % de k y podría ser precautoriamente un mejor PRL , que prevendría de alcanzar la B_{EEC} y evadir el



efecto de hiperestabilidad, si existiera. Este *PRL* propuesto está en el nivel de biomasa requerido para sostener el esfuerzo total autorizado.

Los modelos bioeconómicos son sensibles a cambios en la capturabilidad (Mackinson *et al.*, 1997; Oostenbrugge *et al.*, 2008; Squires y Vestergaard, 2015), por lo que es importante tener estimaciones adecuadas de este parámetro. Morales-Bojórquez *et al.* (2008) estimaron un coeficiente de capturabilidad de pangas de 0.00042, que es similar al estimado con el modelo biológico (Urías-Sotomayor *et al.*, 2018) y utilizado en este trabajo. Sin embargo, la elasticidad del *fMRE* y *fEB* para ambas flotas con respecto al cambio de capturabilidad es de baja a moderada, por lo que un cambio de capturabilidad del 10 % produce un cambio en *fMRE* y *fEB* del 8 % en barcos y del 5 % en pangas, lo cual debe de considerarse en la evaluación de diferentes escenarios de manejo.

Hay evidencias de una recuperación de la población de calamar en el golfo de California (González-Máynez, 2018), pero aparentemente es del fenotipo que maduran a tallas pequeñas en respuesta a restricciones del ambiente (Hoving *et al.*, 2013) y que son difíciles de capturar con los equipos de pesca actuales. Ante un eventual resurgimiento de la pesquería este modelo bioeconómico podría utilizarse para evaluar escenarios de manejo, sin embargo debiera actualizarse a la luz de cambios en los precios del producto, costos de operación y en la eficiencia de pesca.

Conclusiones

El modelo bioeconómico revela que bajo un esquema de libre acceso, existe un fuerte incentivo para llevar al colapso a la pesquería del calamar gigante, porque las pangas alcanzan el *EB* a un nivel de biomasa muy bajo, y eventualmente pueden excluir a los barcos. Lo anterior es válido aún si el modelo biológico no integra un posible efecto de hiperestabilidad de la capturabilidad. Bajo los costos y precios que se consideraron en este trabajo, el nivel de biomasa requerido para sostener la flota autorizada es del 31 al 34 % del stock virgen. Si se quiere mantener la pesquería en el *MRE* la operación de la flota debiera reducirse a 992 pangas y 157 barcos.

En un escenario de exclusión de barcos de la pesquería, la B_{EEC} de pangas se obtendría al 16 % de la biomasa virgen, mientras que en un escenario de exclusión de pangas la B_{EEC} de barcos se obtendría en un 32%. Se recomienda establecer precautoriamente un *PRL* de 30 % de k .



Agradecimientos

El primer autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca económica otorgada para cursar el programa de doctorado en ciencias, con registro número 634251 y a la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Autónoma de Sinaloa, por el apoyo institucional brindado para la realización del posgrado.

Bibliografía

- Anderson, L. G. y Seijo, J. C. (2010). *Bioeconomics of fisheries management*. Iowa, EE.UU: Wiley-Blackwell Publishing.
- Charles, A. T. y Reed, W. J. (1985). A bioeconomic analysis of sequential fisheries: competition, coexistence, and optimal harvest allocation between inshore and offshore fleets. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: pp. 952-962. doi: 10.1139/f85-120.
- Clark, C. W. y Kirkwood, G. P. (1979). Bioeconomic model of the Gulf of Carpentaria prawn fishery. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 36: pp. 1304-1312. doi: 10.1139/f79-188.
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca Conapesca (2012). *Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca 2012*, Mazatlán, México, 385 pp.
- Diario Oficial de la Federación (2012). *Acuerdo por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera*. Publicado el 24 de agosto de 2012, Segunda sección, México, D.F.
- Diario Oficial de la Federación . (2014). *Acuerdo por el que se da a conocer el Plan de manejo pesquero de calamar gigante (Dosidicus gigas)*. Publicado el 14 de julio de 2014, Primera Sección, México, D. F.
- González-Máynez, V. E. (2018). *Estudio acústico del calamar gigante, Dosidicus gigas (D'Orbigny, 1835): Detección, caracterización y evaluación de biomasa en el golfo de California, México*. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. La Paz, México. Recuperado de <https://cibnor.repositorio.institucional.mx/jspui/handle/1001/1441>
- Gordon, H. S. (1954). The economics of a common property resource: the fishery. *J. Polit. Econ.*, 62: pp. 124-142.
- Gulland, J. A. (1983). *Fish stock assessment: A manual of basic methods*. New York, EE.UU.: J. Wiley & Sons.



- Habib, A., Ullah, M. y Duy, N. N. (2014). Bioeconomics of commercial marine fisheries of bay of Bengal: Status and direction. *Hindawi Publishing Corporation Economics Research International*, Vol. 2014, Art. ID 538074. 10 pp. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/538074>
- Hoving, H. J. T., Gilly, W. F., Markaida, U., Benoit-Bird, K. J., Brown, Z. W., Daniel, P., Field, J. C., Parassenti, L. Z., Liu, B. y Campos, B. (2013). Extreme plasticity in life history strategy allows a migratory predator (jumbo squid) to cope with a changing climate. *Global Change Biology*, 19: pp. 2089-210. doi: 10.1111/gcb.12198.
- Instituto Nacional de Pesca (Inapesca) (2006). La pesquería de calamar gigante en México. En: *Sustentabilidad y pesca responsable en México, evaluación y manejo*. México, D. F., pp. 63-85.
- Mackinson, S., Sumaila, U. R. y Pitcher, T. J. (1997). Bioeconomics and catchability: Fish and fishers behavior during stock collapse. *Fish. Res.*, 31: pp. 11-17. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(97\)00020-9](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(97)00020-9).
- Morales-Bojórquez, E., Hernández-Herrera, A., Cisneros-Mata, M. y Nevárez-Martínez, M. O. (2008). Improving estimates of recruitment and catchability of jumbo squid *Dosidicus gigas* in the Gulf of California, Mexico. *Journal of Shellfish Research*, 27(5), pp. 1233-1237. doi: 10.2983/0730-8000-27.5.1233.
- Oostenbrugge, V. J. A. E.; Powell, J. P.; Smit, J. G. P.; Kraak, S. B. M., Poos, J. J. y Buisman, F. C. (2008). Linking catchability and fisher behavior under Effort Management. *Aquatic Living Resources*. 21(3), pp. 65-273. doi: 10.1051/alr:2008035.
- Robinson, C. J., Gómez, G. J., Markaida, U. y Gilly, W. (2016). Prolonged decline of jumbo squid (*Dosidicus gigas*) landings in the Gulf of California is associated with chronically low, wind stress and decreased chlorophyll a after El Niño 2009-2010. *Fish. Res.*, 173, pp. 128-138. doi: 10.1016/j.fishres.2015.08.014.
- Schaefer, M. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Int. Am. Trop. Tuna Comm. Bull.*, 1: pp. 27-56.
- Seijo, J. C., Defeo, O. y Salas, S. (1997). *Fisheries bioeconomics: Theory, modelling and management*. *FAO Fisheries Technical Paper*, No. 368, 108 pp.
- Shawyer, M. y Medina-Pizzali, A. F. (2005). El uso de hielo en pequeñas embarcaciones de pesca. *FAO Doc. Téc. Pesca*, 436: pp. 1-120.
- Smith, V. (1969). On models of commercial fishing. *Journal of Political Economy*, 77(2): pp. 181-198.
- Squires, D. S. y Vestergaard, N. (2015). Productivity growth, catchability, stock assessments, and optimum renewable resource use. *Marine Policy*, 62: pp. 309-317. doi: 10.1016/j.marpol.2015.07.006.



- Uriás-Sotomayor, R., Rivera-Parra, G. I., Martínez-Cordero, F. J., Castañeda-Lomas, N., Pérez-González, R. y Rodríguez-Domínguez, G. (2018). Stock assessment of jumbo squid fishery *Dosidicus gigas* in northwest Mexico. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 46(2): pp. 330-336. doi: 10.3856/vol46-issue2-fulltext-8.
- Wang, J., Chen, X., Tanaka, K., Cao, J. y Chen, Y. (2017). Environmental influences on commercial oceanic ommastrephid squids: a stock assessment perspective. *Sci. Mar.*, 81(1): pp. 37-47. doi: <http://dx.doi.org/10.3989/scimar.04497.25B>.
- Zhang, Ch., Qi, D. y Chen, X.J. (2015). Bio-economic model for *Dosidicus gigas* in the southeast Pacific Ocean. *Journal of Guangdong Ocean University*. 35(3): pp. 51-56.