

The logo for CienciaUAT, featuring the text "CienciaUAT" in a bold, orange, sans-serif font. The "U" is slightly larger and more prominent than the other letters.

CienciaUAT

ISSN: 2007-7521

ISSN: 2007-7858

Universidad Autónoma de Tamaulipas

Rodríguez-Castro, Jorge Homero; Olmeda-de-la-Fuente, Sandra
Edith; Correa-Sandoval, Alfonso; Venegas-Barrera, Crystian Sadiel
Estimación del rendimiento máximo sostenible del recurso tiburón-cazón en México
CienciaUAT, vol. 15, núm. 1, 2020, Julio-Diciembre, pp. 06-23
Universidad Autónoma de Tamaulipas

DOI: <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v15i1.1292>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=441970372001>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

UATM The logo for redalyc.org, featuring the text "redalyc.org" in a red, sans-serif font. The "red" is in a lighter shade of red than "alyc.org".

Sistema de Información Científica Redalyc
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso
abierto



Imágenes de: Jorge Homero Rodríguez Castro

Estimación del rendimiento máximo sostenible del recurso tiburón-cazón en México

Estimation of maximum sustainable yield of the shark resource from Mexico

Jorge Homero Rodríguez-Castro*, Sandra Edith Olmeda-de-la-Fuente, Alfonso Correa-Sandoval, Crystian Sadiel Venegas-Barrera

RESUMEN

En México, la captura del recurso pesquero tiburón-cazón (RTC) ocupa el décimo lugar de las 22 pesquerías más representativas del país, con un volumen anual promedio estimado en 29 772 T, y una derrama económica de 437 millones de pesos mexicanos. La captura máxima que se puede obtener sin agotar el recurso en ningún plazo, se denomina rendimiento máximo sostenible (RMS), y es uno de los principales puntos de referencia en la evaluación de pesquerías. El objetivo del presente estudio fue estimar el rendimiento máximo sostenible del recurso pesquero tiburón-cazón, agrupándolo en 26 regiones (México, océano Pacífico, golfo de México, 6 regiones de la NOM-029-PESC-2006 y 17 estados costeros). Se utilizaron series de tiempo de captura (STC), en toneladas por año de captura reportada (Cr) y captura total (Ct) (captura reportada + captura no reportada) del periodo de 1976 a 2014, y se aplicaron modelos empíricos que relacionan la captura máxima de la STC con el RMS. No hubo diferencias significativas entre los modelos. Con base en la Ct y el RMS estimados ($T \times 10^3$) se evidencia una sobreexplotación del RTC en México (Ct = 51 417, RMS = 29 040), en el océano Pacífico (Ct = 38 654, RMS = 20 840) y en el golfo de México (Ct = 15 737, RMS = 14 540); en la Región 2 (golfo de California) (Ct = 22 664, RMS = 14 330) y Región 5 (línea costera de Tamaulipas, Veracruz y Tabasco) (Ct = 9 202, RMS = 8 510), y en la costa de los estados de Baja California (Ct = 5 781, RMS = 4 880) y Baja California Sur (Ct = 5 950, RMS = 5 510). Es necesario atender de forma urgente la problemática del aprovechamiento de este recurso pesquero en la república mexicana.

PALABRAS CLAVE: tiburones, elasmobranchios, captura-máxima, pesquerías con pocos datos, pesquerías con datos limitados.

ABSTRACT

In Mexico, shark catch ranks 10th place out of the 22 most representative fisheries in the country, with an estimated annual average number of 29 772 T and an economic income of approximately MXN 437 million. The maximum sustainable yield (MSY), which means the maximum catch that can be obtained without the depletion of the fishing resource at any given time is one of the main points of reference in the evaluation of fisheries. In this study, the MSY of sharks in Mexico was estimated for 26 coastal areas (Mexico, Pacific ocean, gulf of Mexico, 6 regions of the NOM-029-PESC-2006 and 17 coastal States). Catch time series (CTS) were used in tons per year of reported catch (Rc) and total catch (Tc) (reported catch + non-reported catch) over the 1976 to 2014 period. In addition, empirical models that relate the maximum catch of the STM to the MSY were applied. There were no significant differences between the models applied. Based on the estimated Tc and MSY ($T \times 10^3$) there is an over-exploitation of sharks in Mexico (Tc = 51 417, MSY = 29 040), in the Pacific ocean (Tc = 38 654, MSY = 20 840) and in the gulf of Mexico (Tc = 15 737, MSY = 14 540); in Regions 2 (gulf of California) (Tc = 22 664, MSY = 14 330) and 5 (coastal line of Tamaulipas, Veracruz and Tabasco) (Tc = 9 202, MSY = 8 510) and on the coast of the States of Baja California (Tc = 5 781, MSY = 4 880) and Baja California Sur (Tc = 5 950, MSY = 5 510). It is recommended to urgently address the problem of using this fishery resource in the Mexican Republic.

KEYWORDS: sharks, elasmobranchs, maximum-catch, data poor fisheries, data limited fisheries.

*Correspondencia: rodriguezjh@hotmail.com/ Fecha de recepción: 9 de mayo de 2019/ Fecha de aceptación: 19 de marzo de 2020/ Fecha de publicación: 31 de julio de 2020.

Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Boulevard Emilio Portes Gil núm. 1301 Poniente, Apartado Postal 175, Ciudad Victoria, Tamaulipas, México, C. P. 87010.

INTRODUCCIÓN

La normatividad sobre manejo pesquero de elasmobranchios en México es incipiente e insuficiente en cuanto a la inclusión de puntos de referencia pesqueros. Existe un instrumento legal, la Norma Oficial Mexicana (NOM-029-PESC-2006), Pesca responsable de tiburones y rayas, especificaciones para su aprovechamiento (DOF, 2007), y dos instrumentos técnico-científicos que inciden en el aprovechamiento y conservación de tiburones y rayas en México: el Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México (PANMCTR) CONAPESCA, INP, SAGARPA (2004), y el acuerdo por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera (CNP), de acuerdo al Diario Oficial de la Federación (DOF, 2012). En particular, la CNP establece una captura máxima (CM) anual permitida de 15 000 T/a para el litoral del Pacífico, 3 000 T/a para el estado de Chiapas y 6 026 T/a para el litoral del golfo de México. Para efecto de mejorar la administración de los recursos pesqueros de tiburón y rayas en México, la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) del gobierno federal mexicano, mediante la NOM-029-PESC-2006 identificó 6 regiones de pesca con base en factores ambientales y climáticos, y a la predominancia de las especies y de los sistemas de captura: 4 en el litoral del océano Pacífico y 2 en el golfo de México (DOF, 2007).

Según datos de la Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca/Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (CONAPESCA/SAGARPA, 2017), en el periodo del 2008 al 2017 se registró una captura promedio de 29 772 T/a del recurso tiburón-cazón (RTC), equivalente a un ingreso de \$ 437 millones de pesos, con base en precios del año 2017; y en ese mismo año (2017), la captura promedio fue de 42 704 T/a, equivalente a \$ 625 millones de pesos. Dichas cifras hacen que este recurso pesquero ocupe el lugar número 10 de las 22 pesquerías más representativas de México, de acuerdo con las

especies de importancia pesquera indicadas en el Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca (CONAPESCA/SAGARPA, 2017).

Uno de los principales puntos de referencia que se utiliza en la ciencia pesquera para fines de administración de los recursos es el rendimiento máximo sostenible (RMS), también llamado rendimiento máximo excedente, captura máxima en equilibrio, rendimiento máximo constante, rendimiento máximo sostenido o captura sustentable (Tsikliras y Froese, 2018). En la evaluación de los *stocks* pesqueros se usan modelos como, producción excedente, de rendimiento por recluta, de diferencia con retraso, de análisis de población virtual y de análisis de captura por edad o talla, principalmente. Sin embargo, estos modelos requieren que los datos de la pesquería estén disponibles y organizados adecuadamente (Bonfil, 2005). Esto limita el análisis de las capturas de pesca en México, ya que las fuentes oficiales publican la información del recurso tiburón-cazón en forma global, agrupando todas las especies de tiburón de interés comercial, lo que dificulta la entrega de valores del RMS para cada especie.

En México, se requiere que el aprovechamiento de los tiburones y rayas se realice a partir de puntos de referencia biológicos, que pueden variar por especie o por grupos de especies (DOF, 2007), ya que es probable que, actualmente este grupo de peces se enfrente a la mayor crisis de sobreexplotación en sus 420 millones de años de historia de vida en el mundo (Simpfendorfer y Dulvy, 2017).

La vulnerabilidad de los tiburones a la pesca dada por sus características biológicas: alta longevidad, madurez tardía y baja fecundidad (Cortés y Brooks, 2018), así como los complejos patrones migratorios (Barbosa-Martins y col., 2018) contribuyen también a la necesidad de evaluar el estado de sus poblaciones (Cortés y Brooks, 2018). Esta evaluación poblacional se puede efectuar a través de la estimación del RMS, el cual, en teoría, es la mayor captura que se puede obtener en una pes-

quería de forma continua sin poner en riesgo la sustentabilidad del recurso pesquero (Hilborn y Walters, 1992), y bajo condiciones ambientales existentes (Tsikliras y Froese, 2018).

El RMS es uno de los principales puntos de referencia límite u objetivo, por lo que es necesario y urgente el uso de las capturas oficiales mientras su depuración ocurre. Además, ya se han realizado estimaciones del RMS de algunos grupos de *stocks*, aun cuando la información no está desagregada por especie, como es el caso de las pesquerías del noreste del Atlántico, específicamente en la zona de pesca No. 27 de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (Guillen y col., 2016), y han generado resultados aceptables, es decir, coherentes con las estimaciones realizadas mediante el uso de modelos de biomasa dinámica.

Se ha comprobado que el RMS está altamente correlacionado con la CM en una serie de tiempo de captura global anual de cualquier pesquería (Froese y col., 2012). En la última década se han desarrollado dos líneas de investigación para estimar el RMS a partir de datos de captura, una de forma indirecta y la otra de manera directa. La primera fue propuesta por Srinivasan y col. (2010), Froese y col. (2012) y Costello y col. (2013), y tiene como base el uso de relaciones empíricas para la generación de valores del RMS; la segunda fue desarrollada por Martell y Froese (2013), quienes utilizaron series de datos de captura anual y la resiliencia de las especies objetivo para la estimación de valores del RMS. La forma indirecta tiene su fundamento en la relación altamente significativa entre la CM de una serie de tiempo de captura (STC) pesquera y el RMS (Srinivasan y col., 2010; Froese y col., 2012), mientras que la segunda toma como base la resiliencia de las especies.

El objetivo de la presente investigación fue estimar el rendimiento máximo sostenible del recurso tiburón-cazón de las áreas de pesca (litorales) de la república mexicana: México,

océano Pacífico, golfo de México, seis regiones indicadas en la NOM-029-PESC-2006 y los litorales de cada uno de los 17 estados costeros de México, de acuerdo a la captura reportada y a la captura total (captura reportada + la captura no reportada).

MATERIALES Y MÉTODOS

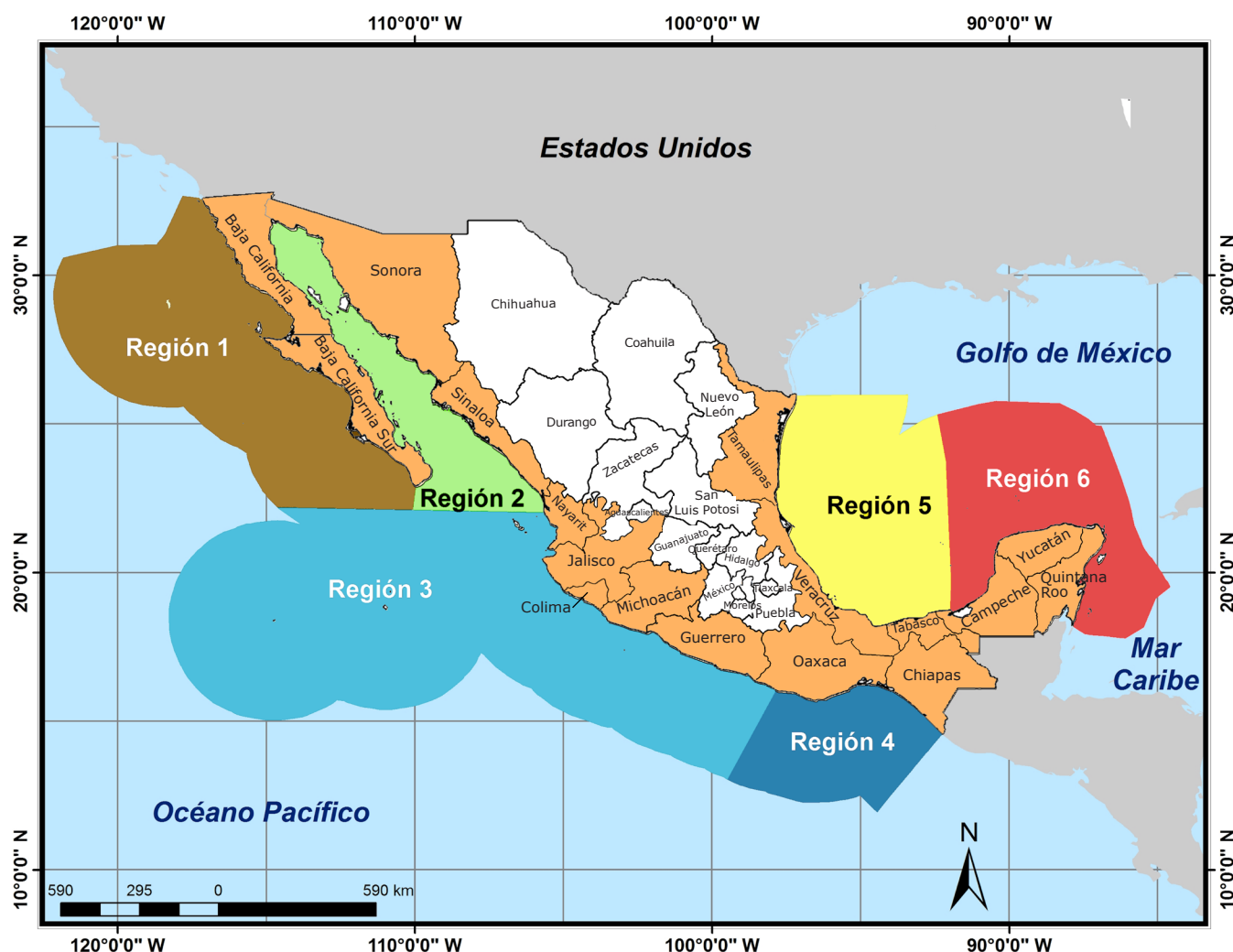
Estimación de la captura reportada (Cr)

Se construyeron 26 STC anuales y de longitud variable, entre 34 y 39 años, para el periodo de 1976 al 2014. Las bases de datos utilizadas fueron las siguientes: Bonfil (1997) para el periodo 1976-1984, el Anuario Estadístico de Pesca de la Secretaría de Pesca 1994 (CONAPESCA/SAGARPA, 1994) para el periodo 1985-1994, y las Ediciones 2004 y 2014 del Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca (CONAPESCA/SAGARPA, 2004; 2014) para los periodos 1995-2004 y 2005-2014, respectivamente. Solo estas ediciones del Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca fueron consideradas para el presente estudio, porque con ellas fue suficiente para construir las 26 STC, dado que cada anuario dispone de STC para diferentes especies de una longitud de 10 años. Las STC correspondieron a las áreas de pesca siguientes: México, océano Pacífico, golfo de México, Regiones 1-6 de la NOM-029-PESC-2006 (descritas más adelante) y costas de los estados de Baja California (BC), Baja California Sur (BCS), Sonora, Sinaloa, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca, Chiapas, Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo. La STC de México corresponde a la sumatoria de la captura de los 17 estados costeros de México; la STC indicada para el océano Pacífico y para el golfo de México, se refiere a la sumatoria de la captura del RTC de los estados mexicanos costeros que le corresponde a cada litoral. Las características de las regiones de captura del RTC en México, indicadas en la NOM-029-PESC-2006, son las siguientes: Región 1. Costa occidental de la península de Baja California, desde la frontera con Estados Unidos de América hasta el paralelo 22.5° N; Región 2. Golfo de California, hasta el paralelo 22.5° N; Región 3. Cos-

tas de los estados de Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán y Guerrero; Región 4. Golfo de Tehuantepec, costas de los estados de Oaxaca y Chiapas; Región 5. Golfo de México, costas de los estados de Tamaulipas, Veracruz, y Tabasco; Región 6. Sonda de Campeche y mar Caribe, costas de los estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo (DOF, 2007) (Figura 1). Los registros más antiguos correspondieron a los estados del golfo de México (año 1976), debido a lo cual fueron las STC más largas (39 años).

Estimación de la captura de las Regiones 1 y 2

Para estimar la captura del RTC de estas dos regiones, se utilizó la captura correspondiente al año 1981 (Tabla 1), registrada en las Oficinas de Pesca de la CONAPESCA ubicadas en ambos litorales de la península de Baja California (oriente y occidente). Solo se utilizó este año por ser el único con registro de captura por Oficina de Pesca, según el Anuario Estadístico de Pesca de 1981 (CONAPESCA/SAGARPA, 1981), que permitiría desglosar las capturas por litoral y por estado.



■ Figura 1. Áreas de captura del recurso tiburón-cazón en México indicadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006, Pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento.

Figure 1. Fishing sites of the shark resource in Mexico indicated in the Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006, Responsible fishing for sharks and rays. Specifications for exploitation.

- Tabla 1. Captura pesquera del recurso tiburón-cazón por localidades donde se ubican las oficinas de pesca de la CONAPESCA en los estados de Baja California y Baja California Sur, clasificadas de acuerdo al litoral (oriente-occidente) de cada estado en el año 1981 (Secretaría de Pesca), y porcentajes de captura por litoral de cada estado.

Table 1. Shark resource catch by localities where the fishing offices of CONAPESCA are located in the states of Baja California and Baja California Sur, classified according to the coast of each state in 1981 (Secretary of Fisheries) and the percentages of catch by coast of each State.

Estado de Baja California				
Litoral occidente (Oeste) (Océano Pacífico)		Litoral oriente (Este) (Golfo de California)		Total
Localidades	T	Localidades	T	
Ensenada	210	San Felipe	1 808	
San Quintín	166	Bahía de los Ángeles	318	
Isla de Cedros	133			
Subtotal	509	Subtotal	2 126	2 635
	19.32 %		80.68 %	100 %
Estado de Baja California Sur				
Litoral occidente (Oeste) (Océano Pacífico)		Litoral oriente (Este) (Golfo de California)		Total
Localidades	T	Localidades	T	
Bahía Tortugas	213	La Paz	1 231	
		Santa Rosalía	127	
Subtotal	213	Subtotal	1 358	1 571
	13.56 %		86.44 %	100 %

En 1981 se registraron 2 635 T en el estado de Baja California, de las cuales 509 T (19.32 %) se obtuvieron en el litoral occidente de la Península (océano Pacífico), y 2 126 T (80.68 %) fueron capturadas en el litoral oriente (golfo de California); mientras que en el estado de Baja California Sur se registró una captura de 1 571 T distribuidas de la forma siguiente: 213 T (13.56 %) para el litoral occidente y 1 358 T (86.44 %) para el litoral oriente (Tabla 1).

Así, la captura del RTC de la Región 1 se estimó, para cada año, mediante la suma del 19.32 % y el 13.56 % de las capturas del litoral occidente de los estados de Baja California y Baja California Sur, respectivamente. La estimación de la captura anual de la Región 2 fue similar, pero relativo al litoral oriental: se sumaron el 80.68 % y el 86.44 % de las capturas del lado oriental de los estados de Baja California y Baja California Sur, respectivamente.

La reconstrucción de las capturas para estas dos Regiones y para los estados que las componen se efectuó bajo el supuesto de que las proporciones obtenidas de las capturas por cada litoral para 1981 no cambiaron significativamente durante el periodo reconstruido de 1976–2014, dada la ausencia de datos de estas proporciones en otros años y según el criterio utilizado por Pauly y Zeller (2015) y Saldaña-Ruiz y col. (2016). La captura de las Regiones 3, 4, 5 y 6 corresponde a la suma de las capturas de los estados que integran cada región.

Estimación de la captura total (captura reportada + captura no reportada) (Ct)

Una vez definidas las capturas oficiales reportadas, fueron multiplicadas por un factor de 1.913 para obtener la captura total. Este factor fue calculado a partir de la información proveída por Cisneros-Montemayor y col. (2013). Dichos autores estimaron la captura total de la pesca en México para el perio-

do 1950–2010, y obtuvieron un promedio anual de 1 523 000 T, donde se incluye al grupo de los elasmobranchios. La captura global la desglosan en captura reportada (796 000 T) y captura no reportada (727 000 T), y esta última la separan en legal (233 000 T), ilegal (86 000 T) y descartada (408 000 T). Con la relación de la captura total (1 523 000 T)/captura reportada (796 000 T) se estimó la proporción de 1.913.

Modelos

Se utilizaron tres modelos basados en las relaciones lineales entre valores de las CM y valores de los RMS, estimados previamente mediante métodos de biomasa dinámica. Los modelos fueron los siguientes: a) Modelo de Srinivasan y col. (2010): $\log \text{RMS} = 0.845 \cdot \log \text{CM} + 0.3777$, donde: $\log y$ = logaritmo del RMS; $\log x$ = logaritmo de la CM.; b) Modelo de Froese y col. (2012): $\text{RMS} = 0.62 \cdot \text{CM}$, Límites al 95 % de confianza: Límite inferior: $0.56 \cdot \text{CM}$; Límite superior: $0.70 \cdot \text{CM}$; c) Modelo de Costello y col. (2013): $\text{RMS} = 1.78 \cdot 10^{[-0.8644 + 1.0976 \log(\text{CM})]}$.

Análisis estadístico

Con la CM de cada una de las 26 STC (Tabla 2), y aplicando los modelos, se obtuvieron estimaciones del RMS para cada una de las STC. Se aplicó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) y se obtuvo el coeficiente de variación (CV) por modelo, para reconocer posibles diferencias entre los valores del RMS por los diferentes modelos.

Para estimar los intervalos de confianza (IC) de cada uno de los valores de RMS de las 26 STC, estimados por los modelos de Srinivasan y col. (2010) y Costello y col. (2013), se utilizó el método de Simulación Monte Carlo en su versión clásica, de la forma siguiente: 1. Se aplicaron las distribuciones de probabilidad uniforme, normal y log-normal, por ser las más usuales para describir el comportamiento de las variables de los recursos pesqueros y de las pesquerías; 2. De cada una de las 26 STC se estimaron los parámetros siguientes: media, desviación estándar, valores mínimos (L_{inf}) y máximos (L_{sup}). Con estos parámetros estadísticos, se realizaron 10 000 simulaciones de cada una de las 26 STC de captura, para cada una de las tres distribución de probabilidad. De cada STC simulada (STCS) se estimaron nuevamente los parámetros estadísticos de media, desviación estándar y los valores mínimos y máximos; 3. Posteriormente se obtuvo el promedio de los promedios de las desviaciones estándar y de los valores mínimos y máximos del grupo de las 10 000 STCS; 4. Se seleccionó la distribución de probabilidad con mejor ajuste, utilizando como medidas de bondad de ajuste del sesgo (S) y el error cuadrático medio (ECM), y se eligió la que registró valores más bajos de estos criterios. El S y el ECM se calcularon de la forma siguiente:

$$S = \left(\frac{1}{10\,000} \sum_{i=1}^{10\,000} \hat{y}_i \right) - y_i ; y \text{ ECM} = \frac{1}{10\,000} \cdot \sum_{i=1}^{10\,000} (\hat{y}_i - y_i)^2$$

donde \hat{y}_i = valores estimados; y y_i = valores observados; 5. Una vez elegida la distribución

Definiciones del término “captura” utilizadas en este estudio:

- **Captura oficial o Captura reportada (Cr).** Es la captura que se encuentra en los documentos oficiales (Anuarios Estadísticos de Pesca y Acuicultura) del gobierno mexicano.
- **Captura total (Ct).** Es la sumatoria de la Cr y la captura no reportada. La estimación de la Ct fue mediante el algoritmo $\text{Cr} \cdot 1.913$. En el apartado de Materiales y Métodos se entrega una explicación más amplia.
- **Captura máxima (CM).** Es la captura máxima de una serie de tiempo de captura (STC), en este caso, del recurso pesquero tiburón-cazón (RTC).

Nota: Todas las capturas son referidas en toneladas.

■ Tabla 2. Series de tiempo de captura del recurso tiburón-cazón en México para las diferentes áreas de pesca.

Table 2. Catch time series of the shark resource in Mexico for the different fishing areas.

Área (litorales)	Periodo (años)		Número de años	Captura (toneladas/año)		
	Inicial	Terminal		Promedio	Desviación estándar	Coefficiente de variación
México	1979	2014	36	51 417	15 703	31 %
Océano Pacífico	1979	2014	36	38 654	11 710	33 %
Golfo de México	1981	2014	34	15 737	7 582	48 %
Región 1	1979	2014	36	1 931	634	36 %
Región 2	1979	2014	36	22 664	7 435	35 %
Región 3	1980	2014	35	6 007	2 715	50 %
Región 4	1981	2014	34	8 217	3 908	52 %
Región 5	1976	2014	39	9 202	3 835	42 %
Región 6	1976	2014	39	6 534	4 091	63 %
Baja California	1979	2014	36	5 781	2 135	40 %
Baja California Sur	1979	2014	36	5 950	2 182	40 %
Sonora	1979	2014	36	6 341	3 537	60 %
Sinaloa	1979	2014	36	6 523	3 623	60 %
Nayarit	1980	2014	35	1 802	1 111	69 %
Jalisco	1980	2014	35	581	1 107	212 %
Colima	1980	2014	35	2 629	1 614	68 %
Michoacán	1980	2014	35	247	409	184 %
Guerrero	1980	2014	35	748	374	56 %
Oaxaca	1980	2014	35	2 174	1 971	101 %
Chiapas	1979	2014	36	6 104	3 073	55 %
Tamaulipas	1976	2014	39	3 400	1 351	40 %
Veracruz	1976	2014	39	4 432	2 614	59 %
Tabasco	1976	2014	39	1 370	634	46 %
Campeche	1976	2014	39	3 541	2 542	72 %
Yucatán	1976	2014	39	2 462	1 614	66 %
Quintana Roo	1976	2014	39	531	201	38 %

de probabilidad, haberla aplicado y haber obtenido los estadísticos de la media (\bar{X}), varianza (σ^2), desviación estándar (σ) y valores límite inferior (L_{inf}) y límite superior (L_{sup}) de las STC basadas en las 10 000 iteraciones, se estimaron los IC al 95 % de confianza de la forma siguiente: $\bar{X} \pm 2 * \sigma$; 6. Haciendo uso de los valores del L_{inf} y L_{sup} de los IC obtenidos por la distribución de probabilidad elegida, se obtuvieron los valores L_{inf} y L_{sup} de los IC de las estimaciones del RMS, obtenidas por los modelos de Srinivasan y col. (2010) y Costello y col. (2013) para las 26 STC. Para esto, primero se estimaron las

distancias proporcionales entre el valor medio y los límites superior e inferior de la distribución uniforme, y posteriormente, estas proporciones fueron utilizadas para obtener los valores L_{inf} y L_{sup} de los IC de los RMS para cada una de las áreas mencionadas.

RESULTADOS

Con base en el promedio de cada una de las STC de la Ct, en México se capturan 51 417 T/a; el océano Pacífico registró una mayor captura (38 654 T/a) que el golfo de México (15 737 T/a); la región más productiva fue la 2, que corresponde al golfo de California (22 664 T/a); los

estados que registraron una mayor captura fueron Sinaloa (6 523 T/a), Sonora (6 341 T/a), Chiapas (6 104 T/a), BCS (5 950 T/a), BC (5 781 T/a) y Veracruz (4 432 T/a); los estados con menor captura fueron Michoacán (247 T/a), Jalisco (581 T/a), Quintana Roo (531 T/a) y Guerrero (748 T/a) (Tabla 2). De acuerdo a la CM de la Ct, las áreas con mayor captura también fue-

ron el océano Pacífico (47.53 miles de T/a), la Región 2 (30.63 miles de T/a) y los estados de Sinaloa (14.31 miles de T/a), Sonora (13.49 miles de T/a) y Chiapas (12.88 miles de T/a); mientras que los estados que registraron una menor CM también fueron los mismos: Michoacán (2.54 miles de T/a), Guerrero (1.53 miles de T/a) y Quintana Roo (1.07 miles de T/a) (Tablas 3 y 6).

■ **Tabla 3.** Valores promedio y límites superior e inferior (observados y simulados) de la captura máxima según las distribuciones de probabilidad uniforme, normal y log-normal, de cada serie de tiempo de captura de las 26 áreas de pesca del recurso tiburón-cazón en México. Los valores son en miles de toneladas de la captura total (captura reportada + captura no reportada).
Table 3. Average values and upper and lower limits (observed and simulated) of the maximum catch according to the distributions of uniform, normal and log-normal probability of each catch time series of the 26 fishing areas of the shark resource in Mexico. The values are in thousands of tons of the total catch (reported catch + non-reported catch).

Área	Observados	Valores de la captura máxima								
		Simulados								
		Distribución uniforme			Distribución normal			Distribución log-normal		
		\bar{X}	Linf	Lsup	\bar{X}	Linf	Lsup	\bar{X}	Linf	Lsup
México	70.39	68.76	68.27	69.26	75.02	73.62	76.42	78.77	78.37	79.15
Océano Pacífico	47.53	47.09	46.95	47.22	50.59	49.76	51.39	52.63	52.39	52.86
Golfo de México	31.07	30.44	30.25	30.63	32.01	30.90	33.14	43.64	43.07	44.22
Región 1	2.79	2.76	2.74	2.77	2.85	2.72	2.79	3.08	3.06	3.10
Región 2	30.63	30.25	30.13	30.36	32.18	31.53	32.85	32.66	32.49	32.85
Región 3	11.15	10.94	10.89	11.02	10.79	10.45	11.15	12.36	12.25	12.49
Región 4	16.86	16.51	16.42	16.63	14.85	14.41	15.29	16.91	16.76	17.07
Región 5	16.51	16.19	16.09	16.28	17.22	16.66	17.77	22.98	22.71	23.25
Región 6	14.56	14.23	14.14	14.33	15.29	14.69	15.90	22.90	22.50	23.30
Baja California	8.57	8.42	8.38	8.48	9.05	8.82	9.28	10.22	10.14	10.29
Baja California Sur	9.87	9.72	9.68	9.78	9.26	9.03	9.51	9.95	9.87	10.03
Sonora	13.49	13.20	13.13	13.30	13.28	12.80	13.76	17.37	17.14	17.62
Sinaloa	14.31	14.01	13.91	14.10	13.64	13.14	14.12	18.29	18.04	18.56
Nayarit	4.78	4.67	4.63	4.71	4.00	3.85	4.17	6.66	6.54	6.77
Jalisco	6.08	5.93	5.87	5.97	3.02	2.85	3.20	9.30	8.69	9.93
Colima	6.18	6.05	6.01	6.08	5.82	5.59	6.05	7.48	7.39	7.60
Michoacán	2.54	2.49	2.47	2.51	1.15	1.09	1.21	0.98	0.96	0.99
Guerrero	1.53	1.49	1.47	1.49	1.43	1.40	1.49	2.32	2.28	2.35
Oaxaca	8.30	8.11	8.04	8.17	6.33	6.03	6.62	11.46	11.14	11.77
Chiapas	12.88	12.57	12.47	12.67	11.94	11.54	12.34	24.70	24.22	25.16
Tamaulipas	6.10	5.97	5.93	6.01	6.20	6.01	6.37	8.80	8.71	8.92
Veracruz	10.75	10.50	10.45	10.58	10.22	9.83	10.60	15.75	15.48	16.01
Tabasco	3.71	3.64	3.60	3.65	2.77	2.68	2.87	3.64	3.60	3.69
Campeche	8.76	8.55	8.50	8.61	9.28	8.88	9.66	14.81	14.50	15.12
Yucatán	5.61	5.47	5.43	5.51	6.05	5.82	6.29	11.04	10.81	11.29
Quintana Roo	1.07	1.05	1.03	1.05	0.96	0.94	0.99	1.32	1.32	1.34

\bar{X} = valor promedio; Linf = Límite inferior; Lsup = Límite superior.

La captura de las Regiones (1, 2, 3, 4, 5 y 6), del océano Pacífico, del golfo de México y de México no corresponden a la simple sumatoria de las áreas que la integran, dada la diferencia en la longitud de las series de tiempo de cada estado.

El sesgo, como la primera medida de bondad de ajuste utilizada, reportó los menores valores

promedio en la distribución uniforme (- 0.17), seguida de la distribución normal (0.57) y la distribución log-normal (2.23) (Tabla 4); y la mayor cantidad de valores más bajos de las 26 STC también se ubicaron en la distribución de probabilidad uniforme (15 = 58 %), seguida de la distribución normal (11 = 42 %) y de la distribución log-normal (1 = 4 %) (Tabla 4). Al igual que el sesgo, en el ECM, los

■ **Tabla 4. Sesgo y error cuadrático medio de las distribuciones de probabilidad uniforme, normal y log-normal ajustadas a las series de tiempo de captura de las 26 áreas de pesca del recurso tiburón-cazón en México. Los valores son en miles de toneladas.**

Table 4. Bias and mean squared error of the uniform, normal and log-normal probability distributions adjusted to the catch time series of the 26 fishing areas of the shark resource in Mexico. The values are in thousands of tons.

Área	Sesgo			Error cuadrático medio		
	Uniforme	Normal	Log-Normal	Uniforme	Normal	Log-Normal
México	- 0.85	7.75	4.33	1 402.85	75 479.78	30 709.78
Océano Pacífico	- 0.63	7.01	2.67	762.07	57 831.36	11 092.40
Golfo de México	- 0.33	0.50	6.04	210.67	3 842.58	71 835.01
Región 1	- 0.03	0.19	0.12	1.60	54.06	33.60
Región 2	- 0.40	3.35	1.79	316.05	14 760.43	6 003.71
Región 3	- 0.15	0.04	0.64	41.52	458.81	1 778.92
Región 4	- 0.22	- 0.44	8.07	93.29	1 147.61	103 036.92
Región 5	- 0.18	0.48	3.42	64.55	1 169.16	20 180.99
Región 6	- 0.16	0.39	5.17	50.69	1 189.99	47 803.30
Baja California	- 0.11	0.71	0.85	24.79	787.86	1 277.69
Baja California Sur	- 0.13	0.16	0.05	33.42	322.39	422.88
Sonora	- 0.17	- 0.02	2.01	59.36	785.44	10 010.98
Sinaloa	- 0.19	- 0.28	2.01	68.67	895.06	10 811.14
Nayarit	- 0.06	- 0.40	1.00	7.68	241.45	2 575.90
Jalisco	- 0.08	- 1.66	1.76	12.66	2 838.20	48 517.15
Colima	- 0.08	- 0.19	0.70	12.50	196.86	1 741.06
Michoacán	- 0.03	- 0.75	- 0.82	2.21	579.18	724.21
Guerrero	- 0.02	- 0.02	0.41	0.77	9.34	301.47
Oaxaca	- 0.11	- 1.11	1.59	22.19	1 473.84	12 427.07
Chiapas	- 0.17	- 0.34	6.16	55.94	702.88	62 495.03
Tamaulipas	- 0.07	0.11	1.44	9.86	126.01	3 388.61
Veracruz	- 0.13	- 0.38	2.51	32.27	573.90	14 113.91
Tabasco	- 0.05	- 0.52	- 0.04	3.95	292.11	242.64
Campeche	- 0.11	0.13	3.16	21.45	423.30	20 673.41
Yucatán	- 0.07	0.18	2.84	9.09	195.37	15 076.32
Quintana Roo	- 0.01	- 0.06	0.14	0.28	5.65	44.48
Promedio	- 0.17	0.57	2.23	127.71	6 399.33	19 127.64

Los valores en negritas indican los más bajos de las tres distribuciones de probabilidad.

valores más bajos de esta medida de bondad de ajuste en las 26 STC se identificaron también en la distribución de probabilidad uniforme.

De esta forma, el sesgo y el ECM revelaron que la distribución de probabilidad con mejor ajuste a los datos de captura fue la distribución uniforme, por lo que, en consecuencia, los valores del L_{inf} y L_{sup} de los IC de los RMS estimados por los modelos para cada una de las áreas mencionadas se calcularon a partir de los valores correspondientes a esta distribución de probabilidad.

De acuerdo al análisis de varianza de un factor, no existen diferencias significativas en los valores de RMS entre los modelos ($F_{(3,12)} = 0.275$, $P = 0.759$ 9, g.l.: 2), y de acuerdo al CV más bajo, el modelo que mejor se ajustó a los datos fue el propuesto por Srinivasan y col. (2010) (CV = 91 %), seguido por el de Froese y col. (2012) (CV = 111 %) y finalmente, el de Costello y col. (2013) (CV = 123 %) (Tablas 5 y 6).

Con base en la captura promedio de la serie de tiempo, siete áreas excedieron el RMS (Tabla 7). En México, el RMS ha sido excedido en un 77 %. Con relación al océano Pacífico, el RMS fue sobrepasado en un 85 %, ya que en la Región 2, que corresponde al golfo de California, la captura promedio rebasa en un 58 % el RMS. En el caso del golfo de México, el RMS ha sido rebasado en un 8 %, donde la Región 5, que es la zona costera de los estados de Tamaulipas, Veracruz y Tabasco, presenta una extralimitación de un 8 %. Solo dos estados costeros rebasaron el RMS: Baja California con un 18 % y Baja California Sur con un 8 %. Los excedentes del RMS en estas áreas representan una sobreexplotación del RTC.

DISCUSIÓN STC

Aunque recientemente la CONAPESCA dispone de una base de datos en línea de captura por especies de tiburón, esta tiene inconsistencias, como la asignación errónea de nom-

bres científicos a los nombres comunes, y errores en la distribución de algunas especies, por ejemplo, no refiere al tiburón toro para Tamaulipas, en tanto que en la literatura existen reportes de esta especie para la costa de Tamaulipas (Bonfil, 1997). Además, es una serie corta de solo 9 años (2006-2014), que no cumple con el mínimo de años (30) necesario para reconocer la representatividad de su tendencia, de acuerdo con el criterio de Ruíz-Álvarez y col. (2016).

En el caso de tiburones, específicamente el tiburón mako de aleta corta (*Isurus oxyrinchus*), se demostró, mediante simulaciones, que la confiabilidad de los parámetros de historia de vida, la talla media de madurez sexual y la captura por unidad de esfuerzo pesquero, como indicadores para evaluar el estado del *stock* y su predicción, dependió de la duración de las series de tiempo analizadas (Carvalho y col., 2018), por ello, se requieren series de tiempo más largas.

Es común que, en algunas regiones donde se captura el RTC en México, y en algunos otros países, los desembarques de los tiburones y mantarrayas se clasifiquen en grandes categorías taxonómicas, en gran medida artificiales y sin el registro de alguna medida de esfuerzo pesquero (Stevens y col., 2000; Lack y Sant, 2008; Bartolí, 2009; Mejía-Falla y Navia, 2011; Torres-Herrera y Tovar-Ávila, 2014).

Las estadísticas pesqueras oficiales del RTC en México se deben tomar con cautela, según Torres-Herrera y Tovar-Ávila (2014), dado que las capturas en ocasiones se reportan de forma inadecuada, o simplemente no se reportan; y esto provoca pérdida de información y en gran medida incongruencia entre las diferentes fuentes de información (Bartolí, 2009). Este es y ha sido un gran problema de las pesquerías del tiburón en el mundo (Lack y Sant, 2008; Bartolí, 2009; Smith y col., 2009). Por esta razón, y para efecto de ofrecer una mayor certidumbre en los resultados, en este estudio se utilizó un factor de corrección calculado a partir de la información proveída por

■ Tabla 5. Análisis de la captura máxima observada reportada y del rendimiento máximo sostenibles (utilizando diferentes métodos estadísticos) del recurso tiburón-cazón, por área de pesca. Los valores son en miles de toneladas de la captura reportada.

Table 5. Analysis of the shark resource's maximum observed and reported catch and maximum sustainable yield (using different statistical methods) by fishing site. The values are presented in thousands of tons of the reported catch.

Área	Captura máxima observada			Rendimiento Máximo Sostenible								
	Valor puntual	Linf	Lsup	Srinivasan y col. (2010)			Froese y col. (2012)			Costello y col. (2013)		
				Linf	\bar{X}	Lsup	Linf	\bar{X}	Lsup	Linf	\bar{X}	Lsup
México	36.79	36.52	37.05	15.07	15.18	15.28	20.60	22.81	25.75	24.79	24.97	25.15
Océano Pacífico	24.84	24.77	24.92	10.86	10.89	10.92	13.91	15.40	17.39	16.18	16.23	16.27
Golfo de México	16.24	16.13	16.34	7.55	7.60	7.65	9.09	10.07	11.37	10.11	10.17	10.24
Región 1*	1.46	1.45	1.46	1.02	1.03	1.03	0.82	0.91	1.02	0.70	0.70	0.70
Región 2*	16.00	15.94	16.06	7.46	7.49	7.52	8.96	9.92	11.20	9.98	10.02	10.06
Región 3*	5.83	5.80	5.86	3.18	3.20	3.21	3.27	3.62	4.08	3.29	3.31	3.33
Región 4*	8.81	8.75	8.86	4.50	4.53	4.56	4.93	5.46	6.16	5.17	5.20	5.23
Región 5*	8.63	8.58	8.68	4.42	4.45	4.48	4.83	5.35	6.04	5.05	5.08	5.11
Región 6*	7.61	7.56	7.66	3.98	4.00	4.03	4.26	4.72	5.33	4.40	4.43	4.46
Baja California	4.48	4.45	4.50	2.54	2.55	2.57	2.51	2.78	3.13	2.46	2.47	2.49
Baja California Sur	5.16	5.13	5.18	2.87	2.88	2.90	2.89	3.20	3.61	2.88	2.89	2.90
Sonora	7.05	7.00	7.10	3.73	3.75	3.78	3.95	4.37	4.94	4.05	4.07	4.10
Sinaloa	7.48	7.43	7.53	3.92	3.95	3.97	4.19	4.64	5.24	4.32	4.35	4.38
Nayarit	2.50	2.48	2.52	1.55	1.56	1.57	1.40	1.55	1.75	1.29	1.30	1.31
Jalisco	3.18	3.15	3.20	1.90	1.91	1.93	1.78	1.97	2.23	1.69	1.70	1.71
Colima	3.23	3.21	3.25	1.93	1.94	1.95	1.81	2.00	2.26	1.72	1.73	1.74
Michoacán	1.33	1.32	1.34	0.91	0.92	0.92	0.75	0.83	0.93	0.65	0.65	0.66
Guerrero	0.80	0.79	0.80	0.59	0.59	0.60	0.45	0.49	0.56	0.37	0.37	0.37
Oaxaca	4.34	4.31	4.38	2.47	2.49	2.51	2.43	2.69	3.04	2.37	2.39	2.41
Chiapas	6.73	6.67	6.78	3.58	3.61	3.63	3.77	4.17	4.71	3.84	3.87	3.90
Tamaulipas	3.19	3.17	3.21	1.91	1.92	1.93	1.79	1.98	2.23	1.69	1.71	1.72
Veracruz	5.62	5.58	5.66	3.08	3.10	3.12	3.15	3.49	3.94	3.15	3.18	3.20
Tabasco	1.94	1.93	1.96	1.25	1.26	1.27	1.09	1.21	1.36	0.98	0.99	1.00
Campeche	4.58	4.55	4.61	2.59	2.60	2.62	2.56	2.84	3.20	2.52	2.53	2.55
Yucatán	2.93	2.90	2.95	1.77	1.78	1.80	1.64	1.81	2.05	1.54	1.55	1.56
Quintana Roo	0.56	0.56	0.56	0.44	0.44	0.44	0.31	0.35	0.39	0.25	0.25	0.25
Promedio					3.67			4.56			4.47	
Desviación estándar					3.35			5.05			5.51	
Coefficiente de variación					91 %			111%			123 %	

\bar{X} = valor promedio; Linf = Límite inferior; Lsup = Límite superior;

*Regiones establecidas en la NOM-029-PESC-2006.

■ Tabla 6. Análisis de la captura máxima observada total y del rendimiento máximo sostenibles (utilizando diferentes métodos estadísticos) del recurso tiburón-cazón, por área de pesca. Los valores son en miles de toneladas de la captura total.

Table 6. Analysis of the shark resource's total maximum observed catch and maximum sustained yield (using different statistical methods) by fishing site. The values are presented in thousands of tons of the total catch.

Área	Captura máxima observada			Rendimiento Máximo Sostenible								
	Valor puntual	Linf	Lsup	Modelo Srinivasan y col. (2010)			Modelo Froese y col. (2012)			Modelo Costello y col. (2013)		
				Linf	\bar{X}	Lsup	Linf	\bar{X}	Lsup	Linf	\bar{X}	Lsup
México	70.39	69.87	70.89	28.83	29.04	29.24	39.41	43.64	49.27	47.43	47.78	48.12
Océano Pacífico	47.53	47.39	47.68	20.78	20.84	20.89	26.61	29.46	33.27	30.96	31.05	31.13
Golfo de México	31.07	30.86	31.26	14.45	14.54	14.64	17.39	19.27	21.75	19.34	19.46	19.59
Región 1*	2.79	2.77	2.79	1.95	1.97	1.97	1.57	1.73	1.95	1.35	1.35	1.35
Región 2*	30.63	30.50	30.73	14.28	14.33	14.39	17.15	18.98	21.42	19.10	19.17	19.25
Región 3*	11.15	11.10	11.21	6.08	6.12	6.14	6.26	6.93	7.81	6.29	6.33	6.37
Región 4*	16.86	16.74	16.95	8.61	8.67	8.72	9.43	10.45	11.79	9.89	9.95	10.01
Región 5*	16.51	16.42	16.61	8.46	8.51	8.57	9.24	10.24	11.56	9.66	9.72	9.78
Región 6*	14.56	14.46	14.66	7.61	7.65	7.71	8.15	9.03	10.20	8.42	8.48	8.53
Baja California	8.57	8.51	8.61	4.86	4.88	4.92	4.80	5.32	5.99	4.71	4.73	4.76
Baja California Sur	9.87	9.82	9.91	5.49	5.51	5.55	5.53	6.12	6.91	5.51	5.53	5.55
Sonora	13.49	13.39	13.58	7.14	7.17	7.23	7.56	8.36	9.45	7.75	7.79	7.84
Sinaloa	14.31	14.22	14.41	7.50	7.56	7.60	8.02	8.88	10.03	8.27	8.32	8.38
Nayarit	4.78	4.74	4.82	2.97	2.98	3.00	2.68	2.97	3.35	2.47	2.49	2.51
Jalisco	6.08	6.03	6.12	3.64	3.65	3.69	3.41	3.77	4.27	3.23	3.25	3.27
Colima	6.18	6.14	6.22	3.69	3.71	3.73	3.46	3.83	4.32	3.29	3.31	3.33
Michoacán	2.54	2.53	2.56	1.74	1.76	1.76	1.43	1.59	1.78	1.24	1.24	1.26
Guerrero	1.53	1.51	1.53	1.13	1.13	1.15	0.86	0.94	1.07	0.71	0.71	0.71
Oaxaca	8.30	8.25	8.38	4.73	4.76	4.80	4.65	5.15	5.82	4.53	4.57	4.61
Chiapas	12.88	12.76	12.97	6.85	6.91	6.95	7.21	7.98	9.01	7.35	7.40	7.46
Tamaulipas	6.10	6.07	6.14	3.65	3.67	3.69	3.42	3.79	4.27	3.23	3.27	3.29
Veracruz	10.75	10.68	10.83	5.89	5.93	5.97	6.03	6.68	7.54	6.03	6.08	6.12
Tabasco	3.71	3.69	3.75	2.39	2.41	2.43	2.09	2.32	2.60	1.88	1.89	1.91
Campeche	8.76	8.71	8.82	4.96	4.97	5.01	4.90	5.43	6.12	4.82	4.84	4.88
Yucatán	5.61	5.55	5.64	3.39	3.41	3.44	3.14	3.46	3.92	2.95	2.97	2.98
Quintana Roo	1.07	1.07	1.07	0.84	0.84	0.84	0.59	0.67	0.75	0.48	0.48	0.48
Promedio					7.04			8.73			8.54	
Desviación estándar					6.39			9.64			10.53	
Coefficiente de variación					91 %			111 %			123 %	

\bar{X} = valor promedio; Linf = Límite inferior; Lsup = Límite superior;

*Regiones establecidas en la NOM-029-PESC-2006.

■ Tabla 7. Diferencias absolutas y porcentuales entre el RMS y la captura promedio anual del recurso tiburón-cazón en las 26 áreas de pesca de este recurso en México. Los valores son en miles de toneladas de la captura total (captura reportada + captura no reportada). Los valores en negritas significan el nivel excedido del RMS.

Table 7. Absolute and percentage difference between the MSY and the average annual catch of the shark resource in the 26 fishing sites of this resource in Mexico. The values are in thousands of tons of the total catch (reported catch + non-reported catch). Bold values mean the exceeded level of the MSY.

Área	Captura promedio anual	RMS (Modelo Srinivasan y col., 2010)	Diferencias	
			Absolutas	Porcentuales
México	51 417	29 040	- 22 377	- 77 %
Océano Pacífico	38 654	20 840	- 17 814	- 85 %
Golfo de México	15 737	14 540	- 1 197	- 8 %
Región 1*	1 931	1 970	39	2 %
Región 2*	22 664	14 330	- 8 334	- 58 %
Región 3*	6 007	6 120	113	2 %
Región 4*	8 217	8 670	453	5 %
Región 5*	9 202	8 510	- 692	- 8 %
Región 6*	6 534	7 650	1 116	15 %
Baja California	5 781	4 880	- 901	- 18 %
Baja California Sur	5 950	5 510	- 440	- 8 %
Sonora	6 341	7 170	829	12 %
Sinaloa	6 523	7 560	1 037	14 %
Nayarit	1 802	2 980	1 178	40 %
Jalisco	581	3 650	3 069	84 %
Colima	2 629	3 710	1 081	29 %
Michoacán	247	1 760	1 513	86 %
Guerrero	748	1 130	382	34 %
Oaxaca	2 174	4 760	2 586	54 %
Chiapas	6 104	6 910	806	12 %
Tamaulipas	3 400	3 670	270	7 %
Veracruz	4 432	5 930	1 498	25 %
Tabasco	1 370	2 410	1 040	43 %
Campeche	3 541	4 970	1 429	29 %
Yucatán	2 462	3 410	948	28 %
Quintana Roo	531	840	309	37 %

*Regiones establecidas en la NOM-029-PESC-2006.

Cisneros-Montemayor y col. (2013), para estimar la captura total (captura reportada + captura no reportada).

Captura oficial y captura real

La aseveración antes citada y emitida por Torres-Herrera y Tovar-Ávila (2014) se basa también en el hecho de que la captura oficial

no es la real. Esto es, que existen capturas de condriktios en el mundo que no se reportan (pesca ilegal) y que probablemente equivalga al 50 % de la producción pesquera oficial (Stevens y col., 2000) o casi al 100 %, es decir el doble de la producción oficial (Cisneros-Montemayor y col., 2013). Por ello, en esta investigación, para aplicar los modelos

se utilizaron como insumo la captura reportada y la captura total (captura reportada + captura no reportada).

Un siguiente análisis sería reconocer los efectos de continuar utilizando la información oficial o iniciar el proceso de reconocimiento de la captura real para generar los correspondientes puntos de referencia pesqueros, en este caso, punto de referencia límite (RMS). Transitar hacia el reconocimiento oficial de la captura real, implicaría una reestructuración de las “capturas máximas permitidas” indicadas en la CNP para este recurso, y probablemente para el resto de las pesquerías del país, pero generaría una mayor certidumbre en las medidas de regulación pesquera.

Modelos

Los modelos utilizados para la estimación del RMS fueron creados de forma indirecta, dado que el objetivo de las investigaciones que dieron origen a las regresiones lineales entre la CM y el RMS tenían otros objetivos. En el caso del modelo de Srinivasan y col. (2010), el objetivo central de su investigación fue evaluar las pérdidas en volumen y valor de la captura, y en toneladas de proteína animal de los *stocks* pesqueros de la zona económica exclusiva del mundo; en el caso del modelo de Froese y col. (2012), el objetivo central de su investigación fue asignar estados de explotación pesquera para *stocks* pesqueros del norte del océano Atlántico, mediante la creación de algoritmos que involucran al RMS; y en el caso del modelo de Costello y col. (2013), los autores buscaron corregir un error matemático del modelo de Srinivasan y col. (2010). Estas investigaciones son muy valiosas, dado que arrojan como resultados colaterales modelos para la estimación del RMS, que es lo que se buscó en este trabajo, y son valiosas en especial para pesquerías con pocos datos biológico-pesqueros, donde de otra forma no es posible estimar este punto de referencia.

Las relaciones empíricas ofrecidas por los diferentes autores y que fueron utilizadas pa-

ra la estimación del RMS en esta investigación, están soportadas en una muestra significativa de *stocks* pesqueros, lo que confiere suficiente confiabilidad a los resultados obtenidos en este estudio. Froese y col. (2012) utilizaron 50, y Srinivasan y col. (2010) y Costello y col. (2013) usaron los *stocks* pesqueros de 1 066 especies de peces e invertebrados capturados en 301 áreas de la zona económica exclusiva del mundo, con series de datos del periodo 1950-2004. Srinivasan y col. (2010) y Costello y col. (2013) incluyeron *stock* de elasmobranquios al obtener sus relaciones empíricas entre la CM y el RMS. Los modelos en su estructuración revelan una alta significancia estadística ($r^2 = 0.97$; $r^2 = 0.84$) para el caso de Froese y col. (2012) y para la relación de Srinivasan y col. (2010).

Es importante indicar que Costello y col. (2013) reutilizaron los mismos *stocks* pesqueros usados por Srinivasan y col. (2010), y realizaron ajustes al modelo propuesto por estos autores, corrigiendo sesgos. Srinivasan y col. (2014) aceptaron el modelo corregido establecido por Costello y col. (2013) e indicaron que los ejemplos que utilizan estos autores (Costello y col., 2013) para exponer sus resultados validan aún más las estimaciones de los RMS obtenidos por ellos mismos en el año 2010 (Srinivasan y col., 2010). De igual forma, Cook (2013) enfatizó que los resultados obtenidos por el modelo de Froese y col. (2012) son poco confiables, dado que al momento de construir su modelo utiliza una regresión lineal sin escala de los valores del RMS, lo que oculta el verdadero nivel de correlación. En réplica, Froese y col. (2013) indicaron que en los propios ejemplos de Cook (2013) que utilizan para la refutación se observa de forma clara y significativa la correlación de la CM y el RMS. De acuerdo con los argumentos antes expuestos, se puede decir que en el modelo de Froese y col. (2013) la CM registra una alta correlación con el RMS, y en consecuencia, se puede utilizar en cualquier STC con la certidumbre suficiente en los RMS obtenidos. Sin embargo, en este estudio y de acuerdo al CV, el modelo con

mejor bondad de ajuste fue el de Srinivasan y col. (2010) por las razones antes expuestas.

En general, los tres modelos, según los argumentos de sus autores, disponen de una confiabilidad aceptable para generar el punto de referencia RMS a partir de cualquier STC que presente una longitud apropiada. De esta forma, los valores de RMS estimados en este estudio para las diferentes áreas de pesca del RTC en México poseen la validez y certidumbre suficientes para ser incorporados a la CNP y a la NOM-029-PESC-2006.

Distribución de probabilidad

En esta investigación, la distribución de probabilidad con mejor ajuste a los datos de captura pesquera fue la uniforme, lo que coincide con la literatura respecto del uso de distribuciones de probabilidad para simular series de datos de captura de prácticamente todas las especies de importancia pesquera, incluidos los elasmobranquios (Daan y col., 2011; Froese y col., 2012; Martell y Froese, 2013; Rodríguez-Domínguez y col., 2014).

Sobrexplotación del RTC

Con base en la extralimitación del RMS por la captura anual, se registra una sobreexplotación del recurso tiburón-cazón en las STC. La CM excede al RMS en todas las STC predefinidas (Tabla 6), y la captura promedio (Tabla 7) solo en las áreas de México, océano Pacífico, golfo de México, Regiones 2 (golfo de California) y 5 (costa de los estados de Tamaulipas, Veracruz y Tabasco) y costas de los estados de Baja California y Baja California Sur.

Dado que la CM es mayor que el RMS en todas las áreas de pesca predefinidas en este estudio, se asume que existe sobreexplotación del RTC en México, tal como ocurre actualmente en otras áreas del mundo. En el caso del océano Atlántico, Baum y col. (2003) indicaron que durante el periodo de 1989 a 2003 se registró una reducción de las poblaciones de algunas especies de tiburones del Atlántico noroccidental. En particular, estos autores refieren una reducción del 75 % de las po-

blaciones de los tiburones martillo, blanco y zorro, y de un 60 % para las poblaciones de algunas especies del género *Carcharhinus* spp. Baum y Myers (2004) señalaron que las poblaciones del tiburón punta blanca y del tiburón sedoso del golfo de México se han reducido en un 99 % y 90 %, respectivamente.

Sin embargo, acerca de estos señalamientos de la reducción de las poblaciones de algunas especies de los tiburones pelágicos en el noroeste del Atlántico y golfo de México, Burgess y col. (2005) reportaron que sí existe una reducción de las poblaciones, pero que no es tan excesiva como lo registraron Baum y col. (2003) y Baum y Myers (2004), y argumentaron que estos autores incurrieron en algunos errores de perspectiva en el análisis (muestra pequeña no representativa, uso de datos inadecuados, ausencia de datos necesarios, entre otros). Baum y col. (2005) replicaron las críticas de Burgess y col. (2005) e indicaron que, efectivamente, no todas las especies se han visto afectadas, y que de acuerdo con Shepherd y Myers (2005), algunas poblaciones de especies de pequeños elasmobranquios pudieran estarse incrementando. Sin embargo, recientemente se ha demostrado que las especies altamente migratorias del océano Atlántico, incluyendo a los tiburones, en su mayoría (71 %) presentan una tendencia a la baja en su abundancia relativa, sin evidencia de su recuperación (Lynch y col., 2018).

Con excepción del litoral mexicano del golfo de México, ni la NOM-029-PESC-2006 ni la CNP, que es el instrumento jurídico-administrativo de los recursos pesqueros de México, establecen valores del RMS para el RTC para ningún área de pesca de este recurso. Para el caso particular del litoral mexicano del golfo de México, la CNP indica una captura máxima permisible de 6 026 T/a en promedio anual, y declara a la pesquería en estado de “aprovechamiento máximo permisible”. Para esta misma área, en la presente investigación se estimaron valores del RMS (Srinivasan y col., 2010) de 7.60 miles de T/a (Tabla 5) y de 14.54 miles de T/a (Tabla 6),

según la Cr y la Ct, respectivamente. Esto significa que la medida indicada por la CNP resulta más conservadora que las estimadas en esta investigación para la misma área (Ct 14 540 T/a, Tabla 7). Además, la CNP no establece el método usado para la estimación presentada (6 026 T/a), lo que le resta confiabilidad.

CONCLUSIONES

Los modelos empíricos utilizados en esta investigación ofrecen una adecuada opción para estimar el RMS (rendimiento máximo sostenible) en situaciones de escasos datos biológico-pesqueros de las especies que permitieran utilizar modelos analíticos en la estimación del RMS; específicamente, el propuesto por el grupo de Srinivasan y colaboradores en 2010 es el más recomendable. De acuerdo con los valores estimados del RMS, se evidencia una sobrexplotación del RTC (de cap-

tura total: reportada + no reportada) en México (Ct = 51 417, RMS = 29 040), en el océano Pacífico (Ct = 38 654, RMS = 20 840) y en el golfo de México (Ct = 15 737, RMS = 14 540); en la Región 2 (golfo de California) (Ct = 22 664, RMS = 14 330) y Región 5 (línea costera de Tamaulipas, Veracruz y Tabasco) (Ct = 9 202, RMS = 8 510), y en la costa de los estados de Baja California (Ct = 5 781, RMS = 4 880) y Baja California Sur (Ct = 5 950, RMS = 5 510), siendo estas áreas donde más se captura el RTC; mientras que los estados que más registran captura del RTC son Sinaloa, Sonora, Chiapas, Baja California Sur, Baja California y Veracruz; y los que menos capturan son Michoacán, Jalisco, Quintana Roo y Guerrero. Las estimaciones del RMS aquí obtenidas representan el punto de partida para generar medidas de manejo de forma urgente, que conlleven a que las futuras capturas no sobrepasen este punto de referencia.

REFERENCIAS

- Barbosa-Martins, A. P., Feitosa, L. M., Lessa, R. P., Almeida, Z. S., Heupel, M., Silva, W. M., ..., and Nunes, J. L. S. (2018). Analysis of the supply chain and conservation status of sharks (Elasmobranchii: Superorder Sela-chimorpha) based on fisher knowledge. *PloS One*. 13(3): e0193969.
- Bartolí, A. (2009). España: Una potencia mundial en la pesca de tiburones. [En línea]. Disponible en: <https://www.yumpu.com/es/document/view/22842606/es-paaa-una-potencia-mundial-en-la-pesca-de-tiburones>. Fecha de consulta: 14 de agosto de 2018.
- Baum, J. K., Kehler, D., and Myers, R. A. (2005). Robust estimates of decline for pelagic shark populations in the northwest Atlantic and Gulf of Mexico. *Fisheries-Bethesda*. 30(10): 27.
- Baum, J. K., Myers, R. A., Kehler, D. G., Worm, B., Harley, S. J., and Doherty, P. A. (2003). Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science*. 299(5605): 389-392.
- Baum, J. K. and Myers, R. A. (2004). Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. *Ecology Letters*. 7(2): 135-145.
- Bonfil, R. (1997). Status of shark resources in the Southern Gulf of Mexico and Caribbean: implications for management. *Fisheries Research*. 29(2): 101-117.
- Bonfil, R. (2005). The purpose of stock assessment and the objectives of fisheries management. In J. A. Musick and R. Bonfil (Eds.), *Management techniques for elasmobranch fisheries* (pp. 6-14). Roma: Fisheries Technical Paper 474. FAO.
- Burgess, G. H., Beerkircher, L. R., Cailliet, G. M., Carlson, J. K., Cortés, E., Goldman, K. J., ..., and Simpfendorfer, C. A. (2005). Is the collapse of shark populations in the Northwest Atlantic Ocean and Gulf of Mexico real? *Fisheries*. 30(10): 19-26.
- Carvalho, F., Lee, H. H., Piner, K. R., Kapur, M., and Clarke, S. C. (2018). Can the status of pelagic shark populations be determined using simple fishery indicators? *Biological Conservation*. 228: 195-204.
- Cisneros-Montemayor, A. M., Cisneros-Mata, M. A., Harper, S., and Pauly, D. (2013). Extent and implications of IUU catch in Mexico's marine fisheries. *Marine Policy*. 39: 283-88.
- CONAPESCA/INP/SAGARPA, Comisión Nacional de Pesca y Acuacultura/Instituto Nacional de Pesca/Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (2004). Plan de acción nacional para el manejo y conservación de tiburones, rayas y especies afines en México. [En línea]. Disponible en: <https://www.inapesca.gob.mx/portal/Publicacio>

nes/Libros/2004-Conapesca-INP-Plan-de-accion-tiburones.pdf?download. Fecha de consulta: 13 de noviembre de 2018.

CONAPESCA/SAGARPA, Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura/Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (1981). Anuario Estadístico de Pesca 1981. [En línea]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuicultura-y-pesca>. Fecha de consulta: 19 de noviembre de 2018.

CONAPESCA/SAGARPA, Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura/Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (1994). Anuario Estadístico de Pesca 1994. [En línea]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuicultura-y-pesca>. Fecha de consulta: 13 de noviembre de 2018.

CONAPESCA/SAGARPA, Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura/Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (2004). Anuario Estadístico de Pesca 2004. [En línea]. Disponible en: <http://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuicultura-y-pesca>. Fecha de consulta: 27 de noviembre de 2018.

CONAPESCA/SAGARPA, Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura/Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (2014). Anuario Estadístico de Pesca 2014. [En línea]. Disponible en: https://www.conapesca.gob.mx/work/sites/cona/dgpppe/2014/ANUARIO_ESTADISTICO_DE_ACUACULTURA_Y_PESCA_2014.pdf. Fecha de consulta: 27 de noviembre de 2018.

CONAPESCA/SAGARPA, Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura/Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (2017). Anuario Estadístico de Pesca y Acuicultura 2017. [En línea]. Disponible en: https://www.conapesca.gob.mx/work/sites/cona/dgpppe/2017/ANUARIO_ESTADISTICO_2017.pdf. Fecha de consulta: 13 de enero de 2019.

Cook, R. M. (2013). A comment on “What catch data can tell us about the status of global fisheries”. *Marine Biology*. 160(7): 1761-1873.

Cortés, E. and Brooks, E. N. (2018). Stock status and reference points for sharks using data-limited methods and life history. *Fish and Fisheries*. 19(6): 1110-1129.

Costello, C., Deschenes, O., Larsen, A., and Gaines, S. (2013). Removing biases in forecasts of fishery status. *Journal of Bioeconomics*. 16(2): 213-219.

Daan, N., Gislason, H., Pope, J. G., and Rice, J. C. (2011).

Apocalypse in world fisheries? The reports of their death are greatly exaggerated. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*. 68(7): 1375-1378.

DOF, Diario Oficial de la Federación (2007). Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006, Pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento. [En línea]. Disponible en: <http://www.profepea.gob.mx/innovaportal/file/3438/1/nom-029-pesc-2006.pdf>. Fecha de consulta: 12 de noviembre de 2018.

DOF, Diario Oficial de la Federación (2012). Acuerdo por el que se da a conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera. [En línea]. Disponible en: <https://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/publicaciones/CARTA%20NACIONAL%20PESQUERA/24082012%20SAGARPA.pdf>. Fecha de consulta: 25 de octubre de 2018.

Froese, R., Zeller, D., Kleisner, K., and Pauly, D. (2012). What catch data can tell us about the status of global fisheries. *Marine Biology*. 159: 1283-1292.

Froese, R., Zeller, D., Kleisner, K., and Pauly, D. (2013). Worrisome trends in global stock status continue unabated: a response to a comment by RM Cook on “What catch data can tell us about the status of global fisheries”. *Marine Biology*. 160(9): 2531-2533.

Guillen, J., Calvo-Santos, Á., Carpenter, G., Carvalho, N., Casey, J., Lleonart, J., ..., and Paulrud, A. (2016). Sustainability now or later? Estimating the benefits of pathways to maximum sustainable yield for EU Northeast Atlantic fisheries. *Marine Policy*. 72: 40-47.

Hilborn, R. and Walters, C. J. (1992). *Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics and uncertainty*. New York: Chapman and Hall. 570 Pp.

Lack, M. and Sant, G. (2008). Illegal, unreported and unregulated shark catch: a review of current knowledge and action. Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts and Traffic, Canberra, Australia. [En línea]. Disponible en: http://www.trafficj.org/publication/08-IUU_shark_catch.pdf. Fecha de la consulta: 23 de noviembre de 2018.

Lynch, P. D., Shertzer, K. W., Cortés, E., and Latour, R. J. (2018). Abundance trends of highly migratory species in the Atlantic Ocean: accounting for water temperature profiles. *ICES Journal of Marine Science*. 75(4): 1427-1438.

Martell, S. and Froese, R. (2013). A simple method for estimating MSY from catch and resilience. *Fish and Fisheries*. 14(4): 504-514.

Mejía-Falla, P. A. y Navia, A. F. (2011). *Estadísticas pesqueras de tiburones y rayas en el Pacífico Colombiano*. [En línea]. Disponible en: <https://www.yumpu.com/es/document/read/42675492/estadas-ticas-pesqueras-de>

tiburones-y-rayas-en-el-paca-fico-. Fecha de la consulta: 14 de julio de 2018.

Pauly, D. and Zeller, D. (2015). Catch Reconstruction: concepts, methods and data sources. *Online Publication*. Sea Around Us University of British Columbia. [En línea]. Disponible en: http://www.seaaroundus.org/catchreconstruction-and-allocation-methods/#_Toc421534364. Fecha de consulta: 24 de octubre de 2019.

Rodríguez-Domínguez, G., Castillo-Vargasmachuca, S. G., Pérez-González, R., and Aragón-Noriega, E. A. (2014). Catch-maximum sustainable yield method applied to the crab fishery (*Callinectes* spp.) in the Gulf of California. *Journal of Shellfish Research*. 33(1): 45-51.

Ruíz-Álvarez, O., Espejel-Trujano, D., Ontiveros-Capurata, R., Enciso, J., Galindo-Reyes, M., Quesada-Parga, M., ... y Ruíz-Corral, J. (2016). Tendencia de temperaturas máximas y mínimas mensuales en Aguascalientes, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. (13): 2535-2549.

Saldaña-Ruiz, L. E., Sosa-Nishizaki, O., Ramírez-Mendoza, Z., Pérez-Miranda, M. A., Rocha-González, F. I. y del Carmen Rodríguez-Medrano, M. (2016). Reconstrucción de capturas por especie de la pesca artesanal de rayas del Golfo de California, 1997-2014. *Ciencia Pesquera*. 24: 81-96.

Shepherd, T. D. and Myers, R. A. (2005). Direct and indirect fishery effects on small coastal elasmobranchs in the northern Gulf of Mexico. *Ecology Letters*. 8(10): 1095-1104.

Simpfendorfer, C. A. and Dulvy, N. K. (2017). Bright spots of sustainable shark fishing. *Current Biology*. 27(3): 97-98.

Smith, W. D., Bizarro, J. J., and Cailliet, G. M. (2009). La pesca Artesanal de Elasmobranquios en la Costa Oriental de Baja California, México, Características y consideraciones de manejo. *Ciencias Marinas*. 35(2): 209-236.

Srinivasan, U., Cheung, W., Watson, R., and Sumaila, U. R. (2010). Food security implications of global marine catch losses due to overfishing. *Journal of Bioeconomics*. 12(3): 183-200.

Srinivasan, U. T., Cheung, W. W., Watson, R. A., and Sumaila, U. R. (2014). Response to removing biases in forecasts of fishery status. *Journal of Bioeconomics*. 16(2): 221-222.

Stevens, J. D., Bonfil, R., Dulvy, N. K., and Walker, P. A. (2000). The effects of fishing sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine sciences*. 57(3): 476-494.

Torres-Herrera, M. R. y Tovar-Ávila, J. (2014). Variación temporal de la captura de tiburón en las islas y cos-

ta central de Nayarit, México, con base en los registros oficiales de desembarque. *Hidrobiológica*. 24(2): 99-107.

Tsikliras, A. C. and Froese, R. (2018). *Maximum Sustainable Yield* (Second Edition), Ed. Fath, B. Amsterdam, Holanda: Elsevier. 1-20 Pp.