

Evaluación de la población de *Totoaba macdonaldi*

Miguel Ángel Cisneros Mata
Editor



INAPESCA
INSTITUTO NACIONAL DE PESCA
Y ACUACULTURA



Aniversario
1962-2022

Evaluación de la población de *Totoaba macdonaldi*

Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura

Dr. Pablo Roberto Arenas Fuentes
Director General

Ocean. Juan Carlos Lapuente Landero
Director General Adjunto de Investigación en Acuicultura

Dr. Ramón Isaac Rojas González
Director General Adjunto de Investigación Pesquera en el Atlántico

M. en C. Pedro Sierra Rodríguez
Director General Adjunto de Investigación Pesquera en el Pacífico

Evaluación de la población de *Totoaba macdonaldi*

Miguel Ángel Cisneros Mata
(Editor)



Evaluación de la población de *Totoaba macdonaldi*

Miguel Ángel Cisneros Mata (Editor)

Revisión editorial: Laura del Carmen López González, Ma. Teresa Gaspar Dillanes, Elaine Espino Barr

Corrección de estilo: Lurdes Asiain Córdoba

Diagramación: María Torres

Diseño de portada: Ana Ma. Calatayud

Edición de mapas y figuras: José Luis Falcón Rodríguez

La información contenida en este libro es responsabilidad exclusiva de los autores.

La reproducción parcial o total de esta publicación, ya sea mediante fotocopias o cualquier otro medio, requiere la autorización por escrito del representante legal del Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura.

Primera edición, 2020

D. R. © 2020, Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura

Ave. México núm. 190, Col. Del Carmen.

Coyoacán, 04100 Ciudad de México

<http://www.gob.mx/inapesca>

ISBN: 978-607-8274-19-2

Impreso y hecho en México

Printed and made in Mexico

Distribución gratuita

Contenido

Prefacio.....	9
Introducción.....	11
<i>Miguel Ángel Cisneros-Mata</i>	
<i>Capítulo 1. La totoaba: Revisión histórica.....</i>	<i>13</i>
<i>Daniel Guevara-Aguirre y Miguel Ángel Cisneros-Mata</i>	
<i>Capítulo 2. Abundancia relativa de larvas de <i>Totoaba macdonaldi</i></i> <i>en el Alto Golfo de California durante 2017 y 2018.....</i>	<i>23</i>
<i>Daniel Guevara-Aguirre, Laura Sánchez-Velasco,</i> <i>Marcelo Vidal Curiel-Bernal y Laura Cristina Gómez-Salinas</i>	
<i>Capítulo 3. Estimación de abundancia de juveniles o machorros de totoaba.....</i>	<i>31</i>
<i>Miguel Ángel Cisneros-Mata, Demetrio Rodríguez-Félix y Daniel Guevara-Aguirre</i>	
<i>Capítulo 4. Captura ilegal de totoaba.....</i>	<i>37</i>
<i>Miguel Ángel Cisneros-Mata, Martha Judith Román-Rodríguez,</i> <i>Demetrio Rodríguez-Félix y Miguel Alejandro Castellanos-Rico</i>	
<i>Capítulo 5. Biomasa por eointegración.....</i>	<i>49</i>
<i>Manuel Otilio Nevárez-Martínez, Miguel Ángel Cisneros-Mata, Violeta Estefanía</i> <i>González-Máynez, Alejandro Valdez-Pelayo, Marco Polo Barajas-Girón, Demetrio</i> <i>Rodríguez-Félix, Daniel Guevara-Aguirre y Alejandra Adelaide Apolinar-Romo</i>	
<i>Capítulo 6. Modelo poblacional de totoaba.....</i>	<i>65</i>
<i>Miguel Ángel Cisneros-Mata, Andrew Steinkruger y Eréndira Aceves-Bueno</i>	
<i>Capítulo 7. Evaluación de riesgo de extinción de <i>Totoaba macdonaldi</i>.....</i>	<i>75</i>
<i>Daniel Guevara-Aguirre y Miguel Ángel Cisneros-Mata</i>	
<i>Capítulo 8. Discusión y conclusiones.....</i>	<i>83</i>
<i>Miguel Ángel Cisneros-Mata</i>	
Literatura citada.....	93
Editor.....	103
<i>Miguel Ángel Cisneros Mata</i>	
Autores.....	105

Para citar el libro:

Cisneros-Mata MA (ed.). 2020. *Evaluación de la población de Totoaba macdonaldi*. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. México. 105p.

Ejemplo para citar capítulo:

Guevara-Aguirre D, L Sánchez-Velasco, MV Curiel-Bernal, LC Gómez-Salinas. 2020. Abundancia relativa de larvas de *Totoaba macdonaldi* en el Alto Golfo de California durante 2017 y 2018. *En*: MA Cisneros-Mata (ed.). 2020. *Evaluación de la población de Totoaba macdonaldi*. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. México. Cap. 2: 23-29.

Prefacio

MIGUEL ÁNGEL CISNEROS-MATA

El proyecto “Evaluación de la población de totoaba en el Golfo de California” fue desarrollado por el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA) en el marco del Convenio de Colaboración con la Subsecretaría de Protección Ambiental de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). El objeto del convenio fue conjuntar acciones y recursos para determinar el estatus actual de la población de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*) en el Golfo de California. El diseño del proyecto se planteó para responder de manera explícita las siguientes preguntas: ¿Cuál es su abundancia actual? ¿Cuál es su estado de salud? ¿Cuáles son las amenazas principales y qué tan grande es el riesgo de su población? Dar respuesta a estas preguntas posibilitará generar conclusiones para recomendar medidas para el manejo y conservación de la totoaba.

El libro está organizado en capítulos que progresivamente van generando información para responder las preguntas planteadas. En el primer capítulo se presenta una revisión histórica sobre la pesquería, se describe la evolución de estudios sobre totoaba y las medidas de protección para la especie y su medio ambiente. Sobresale en la revisión que las medidas de regulación para la totoaba están intrínsecamente relacionadas con las de la vaquita marina (*Phocoena sinus*). En este capítulo se menciona el fenómeno de la pesca ilegal de totoaba que se desbordó en la década pasada. En el segun-

do capítulo se describe la abundancia relativa de larvas de totoaba durante los meses de desove (febrero a mayo) de 2017 y 2018 poniendo en evidencia una tendencia decreciente en ese índice. El tercer capítulo describe una estimación de la abundancia de juveniles (machorros) de totoaba en el Alto Golfo de California por el método de área barrida. La estimación se realizó con datos generados por observadores científicos a bordo de barcos camaroneros en otoño de 2017.

En el cuarto capítulo se presenta una estimación de la captura ilícita de la totoaba, así como de las tasas de explotación históricas para esta especie en veda desde 1975. Se muestra cómo las medidas de regulación han sido fallidas y se pone en relieve el fenómeno del bucheo, tráfico ilegal de la vejiga natatoria de la totoaba durante la década pasada. El quinto capítulo describe de manera general cómo se obtuvo el blanco acústico de totoabas de diferentes tamaños y los resultados de dos cruceros de ecointegración (2017 y 2018) para estimar la biomasa. Las estimaciones indican una reducción significativa en la biomasa de totoaba. En el sexto capítulo se presenta el desarrollo de un modelo poblacional de totoaba estructurado por edades, su ajuste con datos históricos de captura oficial y de una serie anual de captura ilegal de adultos supuesta entre 1975 y 2017 además de captura incidental estimada de machorros en la flota arrastrera de camarón. El modelo ajustado se utilizó para realizar

análisis de escenarios de manejo mediante simulaciones Monte Carlo. En el capítulo siete se aplica el Método de Evaluación de Riesgo de Extinción de especies Silvestres (MER) para definir el estado actual de la totoaba de acuerdo con los criterios de ese instrumento legal. En el capítulo ocho se incluye una discusión general de los resultados y se concluye respondiendo las preguntas detonantes del proyecto.

El presente documento resultó de un intenso proceso de revisión en varias iteraciones realizado por pares científicos además del comité editorial que contribuyeron a mejorar la presentación, contenido y conclusiones del proyecto. El Dr. Pablo R. Arenas Fuentes (INAPESCA) revisó e hizo sugerencias al contenido de las distintas versiones del documento previas a su circulación. El Dr. Ray Hilborn y su grupo de colaboradores (Universidad de Washington) aportaron opiniones y sugerencias sobre el enfoque general y las primeras versiones del modelo poblacional de totoaba. La meticulosa revisión general que realizó el Dr. Francisco Arreguín Sánchez (CICIMAR, IPN), en particular sobre los modelos y métodos de análisis permitió identificar, corregir y agregar valiosos elementos y argumentos. Las sugerencias del Dr. Adolfo Gracia Gazca (ICMYL, UNAM) sobre aspectos del reclutamiento de la totoaba, además de la aplicación del MER fueron muy importantes y aleccionadoras. Los Dres. Conal David True y Luis Manuel Paredes

Enríquez (FCM, UABC) hicieron importantes críticas y sugerencias de índole general y en específico sobre las estimaciones de captura ilegal y la contribución a la población de totoaba de los ejemplares de cultivo supusieron retos particulares que al ser atendidos mejoraron el documento. La crítica revisión a los métodos en general, ajuste de modelos, escenarios de manejo y estructura del trabajo realizados por la M. en C. Paola Mosig Reidl, el M. en C. Luis Guillermo Muñoz Lacy y el Biól. Hesiquio Benítez Díaz (CONABIO) contribuyeron a mejorar y ordenar el contenido y el sentido del documento. Los errores y omisiones remanentes son responsabilidad del editor del presente trabajo principalmente. En una nota final, cabe aclarar que los resultados y conclusiones de este trabajo incluyen datos que abarcan desde la década de 1920 hasta 2018. En 2019 continuó la captura ilegal y por lo tanto, habría que esperar que persista un efecto adverso sobre la población de totoaba. Sin embargo, la estructura de edad de la totoaba, aunada a la intensificación de las acciones de inspección y vigilancia como medidas de disuasión y probablemente la reducción temporal en la demanda, permiten suponer que el estatus general y las conclusiones del presente estudio no han perdido vigencia. Como es habitual en el avance de la ciencia, seguirán siendo válidos en tanto se carezca de otros estudios que los refuten o los complementen.

Introducción

MIGUEL ÁNGEL CISNEROS-MATA

La totoaba (*Totoaba macdonaldi*) es el pez más grande de la familia de las curvinas (familia Sciaenidae) y está considerada en peligro de extinción debido a los siguientes factores antropogénicos: 1) captura incidental de juveniles o machorros (30 a 45 cm de longitud total) en la flota arrastrera del Alto Golfo de California, 2) captura irregular deportivo-recreativa de preadultos (65 a 120 cm) en la costa occidental del Alto Golfo y 3) captura irregular de adultos también en el Alto Golfo, que se ha acentuado en los últimos 10 años. Durante 50 años, la totoaba sostuvo una pesquería importante, superior a las 2 100 t anuales en la década de 1940. La captura se desplomó a menos de 100 t por año en la década de 1970 (Rosales-Juárez y Ramírez-González 1987); sin embargo, la demanda generada por consumidores de origen chino persistió, aunque con bajo perfil. No fue sino hasta hace algunos años cuando esta demanda provocó un crecimiento exponencial en la captura ilegal de totoaba.

Esto, además de la situación en la que se encuentra la vaquita marina (*Phocoena sinus*), trajo consigo restricciones urgentes a la pesca en general en el Alto Golfo de California, principalmente para evitar la extinción de la vaquita marina, pero también la de la totoaba. Después de más de 40 años de veda y muchas otras medidas de regulación que se describen en este libro, al iniciar la década de 2010 se generó evidencia para suponer que la población de totoaba se estaba recuperando. Estu-

dios recientes (De Anda-Montañez *et al.* 2013, Valenzuela-Quiñonez *et al.* 2015) indicaron que la estructura de edades de la totoaba estaba relativamente completa e incluía organismos de hasta 27 años, así como un intervalo de distribución geográfico muy semejante al originalmente reportado.

De ahí surgió la necesidad de evaluar el estatus de la población de totoaba para valorar la posibilidad de iniciar gestiones para abrir su captura y su comercio legal. Los elementos clave del proyecto fueron: examinar la estructura de tamaños y edades, la distribución geográfica y el tamaño actual de la población. Estos elementos sirvieron de base para determinar el estatus de la población de totoaba mediante el análisis de escenarios de manejo y conservación, además de la aplicación del Método de Evaluación de Riesgo de Extinción de Especies Silvestres (MER, NOM-059-SEMARNAT-2010¹). Dichos estudios se llevaron a cabo mediante actividades de campo, laboratorio y gabinete que se realizaron en el periodo de noviembre de 2016 a julio de 2018.

1. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo.

Capítulo 1

La totoaba: Revisión histórica

DANIEL GUEVARA-AGUIRRE
MIGUEL ÁNGEL CISNEROS-MATA

Historia de la pesquería

La pesca es una actividad económica con trascendencia histórica para México. Desde 1872, por iniciativa del presidente Benito Juárez, se promulgó la Ley de Pesquerías, que declara a la pesca y el aprovechamiento de productos marinos en aguas territoriales como una actividad libre para todos los habitantes de la República Mexicana (Molina-Valdez 1987). En la actualidad, la pesca representa un sustento económico, social y cultural para diversas poblaciones asentadas a lo largo y ancho del territorio nacional. Ocupa el cuarto lugar, junto con la caza y la agricultura, en aporte al producto interno bruto (INEGI 2018). En México, la pesquería se divide en dos tipos: la pesca de altura o industrializada y la pesquería de pequeña escala o ribereña.

En el primer caso, las embarcaciones capturan principalmente atún, sardina y camarón con embarcaciones que cuentan con maquinaria pesada y sistemas automatizados. La pesca ribereña genera productos para el consumo y la comercialización local o regional; las embarcaciones operan con autonomía y capacidad limitadas y constituyen 97% de la flota marina en México (Martínez y González 2016, Fernández *et al.* 2011).

La zona pesquera más importante en México es la región del océano Pacífico, ya que genera 77% de la pesca del país y 80% proviene del Golfo de California (GolCa), esto convierte

al golfo en la zona pesquera más productiva (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón 2011) y de gran importancia ecológica debido a la biodiversidad y la heterogeneidad de ambientes. Uno de los hábitats más importantes dentro del GolCa es el Alto Golfo de California y el delta del Río Colorado. Esta zona es área de desove y crianza de diversas especies marinas, entre las que destacan la vaquita marina (*Phocoena sinus*) y la totoaba (*Totoaba macdonaldi*), ambas endémicas y catalogadas en peligro de extinción como resultado de la excesiva pesca de totoaba y de muchas otras especies ejercida durante décadas (Hendrickson 1979, Barrera-Guevara 1990, Cisneros-Mata *et al.* 1995, Valdez-Muñoz *et al.* 2010).

A partir de la década de 2010, la muerte incidental de vaquita marina se ha acelerado hasta llevarla al borde de la extinción debido a la captura desbordada de totoaba cuya vejiga natatoria –o buche– ha alcanzado valores exorbitantes en el mercado negro (véase capítulo “Captura ilegal de totoaba”). En este capítulo se hace una revisión bibliográfica exhaustiva para conocer la historia y la situación actual de la pesquería de totoaba, así como avances en el conocimiento de esta especie.

Biología de la totoaba

La totoaba (*Totoaba macdonaldi*) es la especie más grande de la familia Sciaenidae, con un

peso máximo de 135 kg y longitud total de hasta dos metros (Berdegué 1955, Flanagan y Hendrickson 1976, Román-Rodríguez y Hammann 1997). Son peces muy longevos que pueden vivir 25 años (Román-Rodríguez 1994) (Fig. 1.1). Las especies de esta familia son conocidas como curvinas, roncadoreos o tambores por su habilidad para producir sonidos con la vejiga natatoria (Villamar 1980). Esta familia está representada por unas 100 especies en el Pacífico Oriental Tropical (Moser 1996). En la región del Alto Golfo de California se han registrado alrededor de 30 especies, por lo que constituyen un componente económicamente importante de las capturas de las pesquerías costeras de Sonora y Baja California (Van der Heiden 1985).

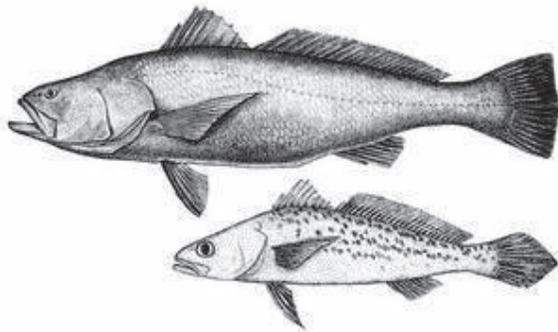


Fig. 1.1. a) Adulto y b) juvenil de *Totoaba macdonaldi*. Copyright Alex Kerstitch/ www.discoverlife.org

Originalmente, la totoaba fue descrita por Gilbert (1890) como *Cynoscion macdonaldi*. Esa clasificación permaneció vigente hasta 1980 cuando se le reconoció como un género monotípico denominado *Totoaba*, endémico al Golfo de California (Villamar 1980). Inicialmente su distribución geográfica fue reportada abarcando el delta del Río Colorado hasta Bahía Concepción del lado peninsular y hasta la boca del río El Fuerte en las costas de Sinaloa (Cisneros-Mata *et al.* 1995) (Fig. 1.2). Hace más de un siglo se consideraba que la principal zona de captura era la boca del Río Colorado, aunque también la región de Guaymas, Sonora,

en donde se capturaba para comercializar el buche (Jordan y Nakashima 1916).

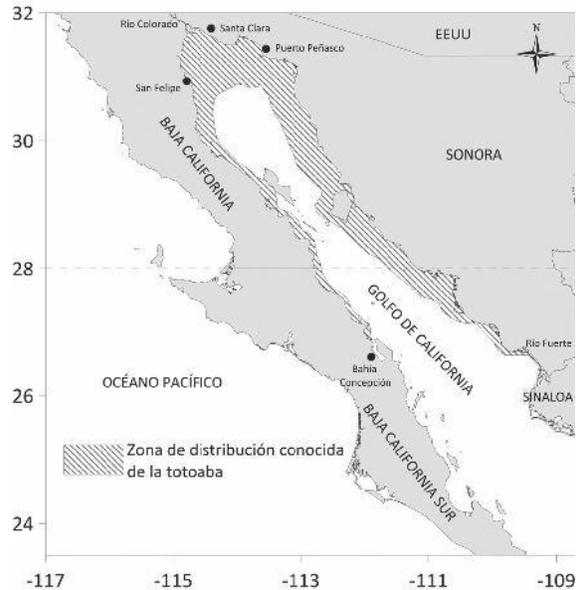


Fig. 1.2. Distribución histórica de la totoaba (Modificado de Arvizu y Chávez 1972).

La captura comercial de la totoaba observó un gran impulso a partir de la década de 1920, lo que influyó en el desarrollo de los poblados de San Felipe (Baja California), Puerto Peñasco y el Golfo de Santa Clara (Sonora), en donde se utilizaban barcos camaroneros y embarcaciones menores para su captura (Molina-Valdez 1987, 1989). En 1923 se realizó a EE.UU. la primera exportación de dos totoabas capturadas por pescadores deportivo-recreativos. En el invierno de 1924-1925 se hizo la primera exportación de 771 kg de carne de totoaba capturada comercialmente (Berdegué 1955), suceso que pudiera considerarse como el inicio de la pesquería. En 1929, por primera vez registrada oficialmente la explotación de la totoaba (Ramírez s.f.). Dos décadas después las capturas comerciales superaban las 2 000 t. En la década de 1950, la pesca deportiva de totoaba se popularizó en San Felipe, BC, y la pesquería comercial inició su declive hasta llegar a apenas 59 t de captura en 1975 (Fig. 1.3) (Molina-Valdez 1987, 1989).

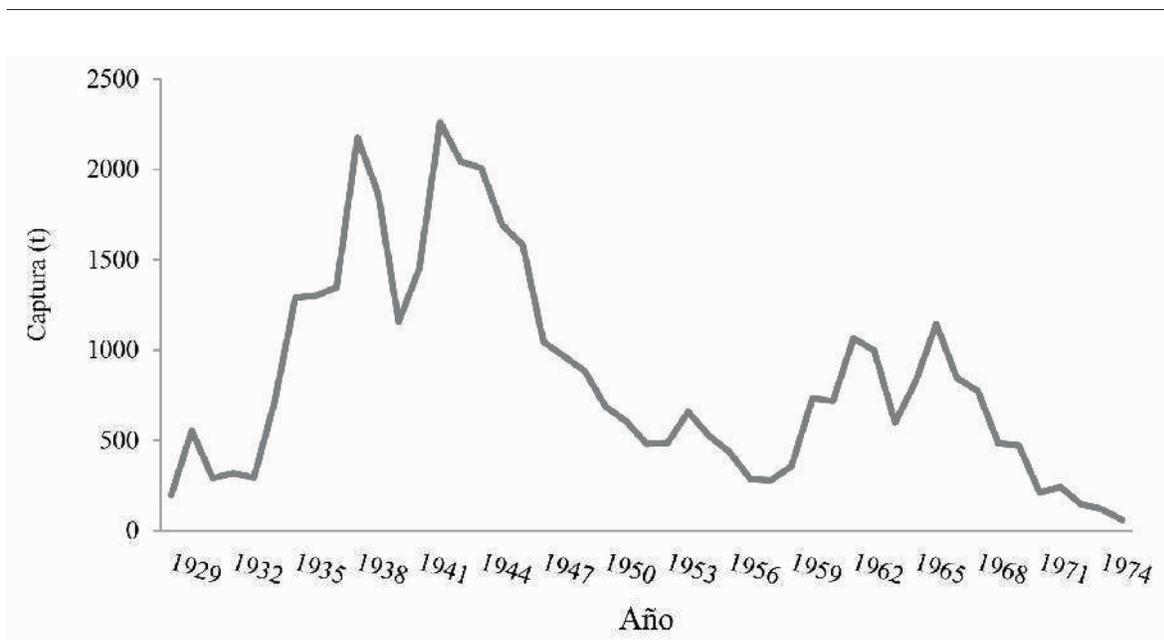


Fig. 1.3. Producción de totoaba desde 1929 hasta 1975 (datos obtenidos de Molina-Valdez 1987 y Ramírez s.f.).

Legislación para la protección de la totoaba

A partir de la primera caída en las capturas, el gobierno mexicano instrumentó diferentes medidas regulatorias enfocadas a establecer restricciones sobre áreas y artes de pesca para proteger a la totoaba y la vaquita marina. En 1955 impuso una veda estacional para proteger el desove de totoaba en la desembocadura del Río Colorado; posteriormente, esta área fue declarada zona de refugio para todas las especies marinas (DOF 1955). Debido a la necesidad de proteger a la totoaba, en 1974 el área delimitada por la línea imaginaria que va de la costa del Golfo de Santa Clara (Sonora) a la costa oriental de BC y de Punta Machorro (Sonora) a Punta Zacatosa (BC) fue declarada zona de reserva, cultivo y repoblación para todas las especies sujetas a pesca (Rosales y Ramírez 1987). Sin embargo, la continua y notable disminución de la producción de totoaba obligó al gobierno mexicano a instaurar una veda total y permanente en 1975 (DOF 1975).

Un año después, en 1976, la Convención Internacional del Comercio de Especies Silvestres (CITES) declaró a la totoaba como especie en peligro de extinción (CITES 1976, UNEP-WCMC 2011). En 1979, el Servicio Nacional de Peces y Vida Silvestre de EE.UU. (US Fish and Wildlife Service) declararon en peligro a la totoaba en su acta de especies (Findley 2010). Es muy importante destacar que la reacción de EE.UU. fue para evitar el ingreso de totoaba a su territorio, que desde el inicio fue destino importante y, como se muestra en el capítulo “Captura ilegal de totoaba”, lo sigue siendo.

A partir del descenso de la captura de totoaba, después de la veda, durante la década de 1990 el gobierno federal de México inició una serie de acciones legales en un intento por proteger a la totoaba y a la vaquita marina. En 1992 se formalizó el Comité Técnico para la Protección de la Totoaba y Vaquita (PROFEPA 2019). En ese mismo año se prohibió el uso de redes agalleras de luz de malla superior a diez pulgadas construidas con hilo nailon monofilamento calibre 36 a 40 comúnmente

denominadas “totoaberas” (DOF 1992). Hay que hacer notar que la veda de totoaba había sido instrumentada 17 años antes, en 1975.

Posteriormente, en 1993 por decreto presidencial se estableció como Área Natural Protegida (ANP), el Alto Golfo de California y el delta del Río Colorado en la categoría de Reserva de la Biosfera. Ésta abarca aguas de jurisdicción federal del Golfo de California y comprende los municipios de Mexicali (Baja California), San Luis Río Colorado y Puerto Peñasco (Sonora) (Fig. 1.4). El ANP tiene una superficie de 934 756 ha, 60% zona marina y 40% terrestre. Se divide en una zona núcleo de 164 779 ha y una zona de amortiguamiento de 769 976 ha (DOF 1993).

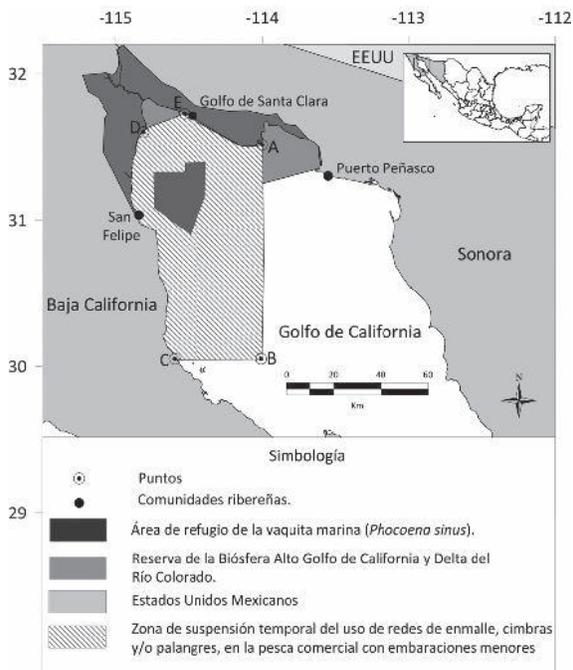


Fig. 1.4. El plano de ubicación del área de refugio para la protección de la vaquita marina (*Phocoena sinus*). Tomado de DOF (2015).

A la par de estas acciones se estableció la NOM-012-PESC-1993, ahora NOM-024-SEMARNAT-1993 (DOF 1994), con el fin de garantizar la máxima protección de la totoaba y la vaquita marina en aguas de jurisdicción federal del Golfo de California. Este instrumento prohíbe toda actividad de pesca en la zona núcleo de la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de Califor-

nia y delta del Río Colorado, así como el uso de redes totoaberas durante todo el año (una obviedad en tanto que la veda sigue en vigencia). Un año después, en 1994, mediante una Norma Oficial Mexicana (NOM-059-ECOL-1994) se decretó que la totoaba aún estaba en riesgo de extinción.

En 2002 se publicó la NOM-059-ECOL-2001, actualmente NOM-059-SEMARNAT-2010, cuyo objetivo principal es identificar especies o poblaciones en peligro mediante un método de evaluación de riesgo de extinción (MER). Mediante la aplicación del MER se concluyó que la totoaba, por tener una distribución endémica del Golfo de California, permanecía dentro de la categoría “en Peligro de Extinción” (DOF 2010). Como se verá, en un análisis más reciente (capítulo sobre evaluación de riesgo de extinción en este libro) se determinó que la totoaba está en la categoría de “Amenazada”.

Como se ha mencionado con anterioridad, existe una estrecha relación entre los esfuerzos realizados para preservar a la vaquita marina y a la totoaba en el Alto Golfo de California, debido a que la vaquita marina es una víctima colateral de la pesca ilegal de la totoaba. Por este motivo, en 2012 el gobierno federal mexicano en conjunto con expertos nacionales e internacionales, instauró el Programa Vaquita (conservación, protección y recuperación) que incluye acciones para salvar a la vaquita marina de la extinción. Se amplió el polígono de protección de 126 mil a 1 millón 300 mil ha; se suspendió la pesca comercial con redes de enmalle; hubo compensación económica para proveer ingresos a los pescadores en la región; y fortalecimiento de la inspección y la vigilancia (PROFEPA-SEMAR-Gendarmería Ambiental de la Policía Federal).

En 2015, el gobierno federal puso en marcha estas acciones suspendiendo la pesca comercial en un polígono de 1 263.77 km² en el norte del Golfo de California. Con excepción se podría realizar la pesquería de curvina golfinina (*Cynoscion othonopterus* Jordan y Gilbert

1882) en el periodo del 1 de febrero al 30 de abril de cada año, utilizando redes de cerco. Asimismo, se comenzó a otorgar la compensación económica a pescadores del Alto Golfo de California con la finalidad de disminuir la pesca de totoaba (DOF 2015, 2018).

Adicionalmente, el gobierno federal instrumentó el Programa Interinstitucional para la Recuperación de Redes Fantasma, operado por la PROFEPA, la SEMAR, la CONANP y la SAGARPA. La finalidad es retirar los artes de pesca que han sido abandonados por pescadores ilegales en la zona del Alto Golfo de California, que inciden en la captura de totoabas y vaquitas marinas (SEMARNAT 2016). En 2018, para contrarrestar la pesca ilegal de totoaba y la comercialización del buche, el gobierno de México, a través de la SEMARNAT, publicó la NOM-169-SEMARNAT-2018. Este instrumento indica las características de marcaje de totoaba, incluido el buche proveniente de Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre (UMA) (DOF 2018) (Fig. 1.5).

Estudios científicos

Uno de los primeros estudios acerca del ciclo de vida y factores que han influido en la disminución de la totoaba hasta casi llevarla a la extinción fue realizado por Berdegué (1955), y que sentó las bases de la ecología, morfología

y fisiología de las totoabas. Arvizu y Chávez (1972) complementaron la información con una sinopsis que realizaron sobre las características taxonómicas, la alimentación y la tasa de crecimiento de la totoaba.

Durante las décadas de 1980 y 1990, el Instituto Nacional de la Pesca (ahora INAPESCA), además del Centro de Investigación y Desarrollo de Sonora (CEDES) realizaron prospecciones en el Alto Golfo de California con la finalidad de conocer el estado de la población de totoaba y generar datos sobre su biología. Estos estudios arrojaron información de los patrones de migración, distribución de juveniles y adultos, lugares de desove, desarrollo gonadal, tallas, peso y proporción de sexos. Asimismo, se consideró la afectación que producen los dos tipos de pesquerías en la zona: la pesquería de camarón que afecta a la población de juveniles (aproximadamente 20 a 50 cm de longitud) y la pesca de adultos (110 cm de longitud) capturados con redes agalleras.

Con base en esto se determinó que durante la década de 1980 existía una intensa presión de los barcos camaroneros sobre la población de juveniles (Cisneros-Mata *et al.* 1995). Se estimó que en cada lance se obtenían en promedio 75 organismos/día. Estos resultados indicaban que se estaban afectando la estabilidad y el desarrollo de la totoaba, principalmente en organismos que se encontraban entre el primer y segundo años de vida y que,

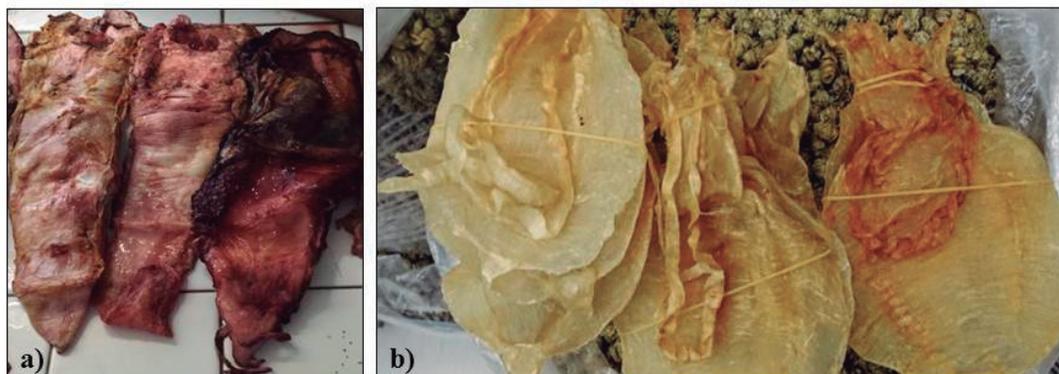


Fig. 1.5. Vejiga natatoria –o buche– de totoaba (*Totoaba macdonaldi*) a) húmedo y b) seco. Imágenes: a) Everardo Miranda, b) Environmental Investigation Agency (EIA).

por lo tanto, no habían logrado reproducirse (Molina-Valdez 1987, Ortíz 1987). También se observó que al crecer la población de juveniles se movía hacia aguas más profundas y cada vez más alejadas del área de reproducción y de crianza (Ortíz 1987).

Con relación a la pesca de organismos adultos con redes agalleras, se determinó que esa pesquería incide principalmente en totoabas que se congregaban para el desove. La presencia de totoaba en el Alto Golfo de California ocurre durante los meses de febrero a mayo, cuando las hembras que miden entre 120 y 190 cm de longitud total una vez alcanzado su mayor estado de maduración gonadal y ya que se han reproducido por lo menos una vez (Molina-Valdez 1987, Cisneros-Mata y Montemayor-López 1989). Con respecto a su alimentación, mediante estudios de contenido estomacal se encontró que los adultos de totoaba ingieren principalmente (90%) sardinas bocona *Cetengraulis mysticetus* (Günther 1867) y crinuda *Opisthonema libertate* (Günther 1867) y una cantidad pequeña de crustáceos (10%) (Molina-Valdez 1987, Cisneros-Mata *et al.* 1995).

Durante el desarrollo de estos estudios se atribuía a tres factores el descenso de la población de totoabas en el Alto Golfo: la pesca de los juveniles por arrastres camaroneros, la pesca de adultos con redes agalleras y la alteración del medio ambiente ocasionado por el control de las descargas del Río Colorado (Cisneros-Mata y Montemayor-López 1989). Los datos obtenidos durante las prospecciones realizadas en la década de 1980 llevaron a concluir que la población de totoaba estaba en recuperación y que los juveniles habían mostrado mayor sobrevivencia desde que se había establecido la veda del camarón (Molina-Valdez 1987).

En la II Reunión de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortés, AC (abril de 1989, Hermosillo, Son.) se determinó la urgencia de tomar medidas para evitar su extinción. Las acciones que recomendaron incluían hacer respetar la veda, reforzar la vigilancia en la

zona de la Reserva de la Biosfera, reglamentar el uso de excluidores en los barcos camaroneros e instrumentar sanciones para el uso de chinchorro con luz de malla de 11 y 12 plg (Ortega-Romero y López-Lira 1989).

Madurez y fecundidad

Durante las décadas posteriores continuaron los estudios acerca de esta especie para conocer aspectos de su madurez y su fecundidad. Fue reconocida como una especie iterópara, en donde las hembras desovan sólo una vez por estación reproductiva (Barrera-Guevara 1992), con máxima maduración gonadal de enero a principios de mayo, cuando los reproductores están en el Alto Golfo de California. La fecundidad media reportada varía de 15 395 000 a 46 192 300 ovocitos para hembras con peso de entre 20 y 77 kg y entre 118 y 180 cm, respectivamente, y una fecundidad parcial de 25 877 600 ovocitos/kg. Los organismos más pequeños, que ya son sexualmente maduros, presentan una longitud de 118 cm y 31.3 kg para las hembras y 126 cm y 36 kg para los machos (Cotero y Tapia 1993, Barrera Guevara 1992).

Distribución

Se sabe que la distribución histórica de la totoaba abarcaba desde el delta del Río Colorado hasta los alrededores de la región de las grandes islas, en las costas de Sonora y Baja California (Cisneros-Mata *et al.* 1995). Como ya se ha mencionado, presentan un patrón de migración reproductiva anual hacia el Alto Golfo de California (Flanagan y Hendrickson 1976). Este movimiento reproductivo inicia a finales del invierno cuando los juveniles y preadultos de totoaba avanzan a lo largo de la costa de Sonora desde la zona sur de las grandes islas hasta la zona del delta del Río Colorado,

que sirve como lugar de desove y vivero para las etapas tempranas de la vida (hasta peces de dos años). Posteriormente, las totoabas regresan por todo lo largo de la costa de Baja California a la región sur de las islas, donde los adultos y pre-adultos se congregan en aguas profundas (Berdegué 1955, Cisneros-Mata *et al.* 1995) (Fig. 1.6).

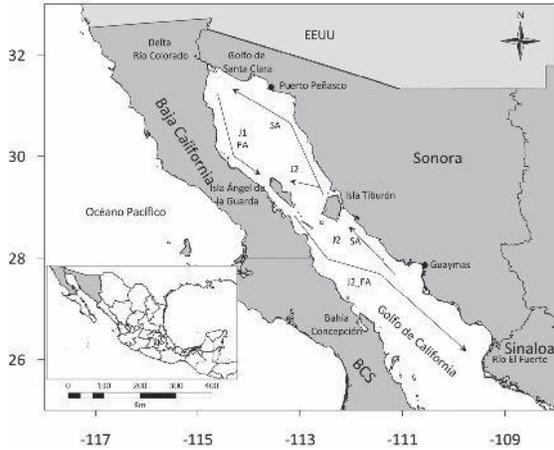


Fig. 1.6. Mapa que señala la migración de totoabas juveniles en el Golfo de California: J1 = Jóvenes migrantes por primera vez (2 años de edad); PA = Adultos después del desove; J2 = Pre-adultos (machos: 2-6 años de edad; hembras: 6 años de edad); FA = Adultos durante su migración de otoño; SA = Adultos antes del desove (Modificado de Cisneros-Mata *et al.* 1995).

Una suposición que era aceptada como válida era que la migración de la totoaba se debía a la búsqueda de aguas salobres que se generaban en el estuario del Alto Golfo y que eran necesarias para su reproducción (Berdegué 1955). No obstante, en un estudio reciente, Valdez-Muñoz *et al.* (2010) descartaron dicha suposición. Los autores concluyeron que a pesar de las alteraciones ecológicas que ocasionó la construcción de la presa Hoover en su área de desove y crianza y que convirtieron la zona en un antiestuario, la totoaba continúa llegando al Alto Golfo a reproducirse. En fechas recientes se ha reportado que los patrones de distribución de la totoaba se han modificado, ya que durante el invierno se encontraron adultos distribuidos en el delta del Río Colorado y en

la zona núcleo, mientras que los juveniles se distribuyeron en Bahía Lobos, Sonora, y en la desembocadura del río El Fuerte, en Sinaloa (Valenzuela-Quíñonez *et al.* 2015). Con base en registros de captura de la pesca deportiva y evidencia fotográfica, se confirmó la presencia de totoabas pre-adultas y adultas hasta el poblado El Mármol, en Sinaloa, 30 km al NO de Mazatlán². De esta manera, se amplía aún más al sur su área de distribución (Fig. 1.7).

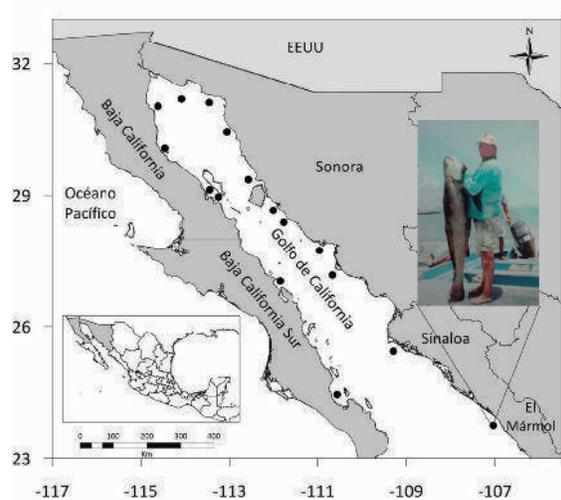


Fig. 1.7. Distribución actual de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*), con registros de lugares de avistamiento, haciendo referencia al poblado El Mármol, Sinaloa, con base en la pesca deportiva.

Crecimiento y mortalidad

La mayoría de los estudios anteriores a la veda de 1975 se basó principalmente en registros de explotación comercial obtenidos de las oficinas de Pesca. En las décadas de 1980 y 1990, los datos provienen de muestreos de capturas experimentales con permisos de pesca de fomento tomados en el Alto Golfo de California. La excepción son los muestreos realizados al

2. Existe la posibilidad de que estos organismos hayan sido liberados por la empresa Frutos del Mar ubicada en Sinaloa, o bien por Earth Ocean Farms, s de RL de cv de Baja California Sur (Dr. Conal D. True, UABC, com. pers., junio de 2019).

inicio de la década de 2010 (últimos dos trabajos mostrados en la Tabla 1.1). Existen coincidencias y disparidades entre las estimaciones de algunos parámetros vitales que seguramente tienen que ver con la naturaleza de los muestreos. Las mayores disparidades corresponden a la proporción de sexos y la fecundidad; las estimaciones de la mortalidad natural

(M) son similares. En el capítulo sobre captura ilegal se muestran datos adicionales.

Biomasa y diversidad genética

Con relación a la biomasa, Molina-Valdez *et al.* (1988) obtuvieron una biomasa promedio

Tabla 1.1.

Parámetros vitales de *Totoaba macdonaldi* estimados por diversos autores. n = número de individuos, H:M proporción hembras/machos, L_{50} = longitud de 50% de madurez de las hembras, L_{∞} = longitud asintótica, k = tasa instantánea de crecimiento individual, t_0 = edad a la longitud 0, Z = tasa instantánea de mortalidad total, M = tasa instantánea de mortalidad natural y F = tasa instantánea de mortalidad por pesca, fecundidad parcial (# ovocitos/kg de gónada; * # ovocitos/kg de peso total)

Referencia	n	H:M	Longitud media (cm)	Longitud máxima (cm)	Edad máxima (años)	L_{50} (cm)	L_{∞} (cm)	k (año)	t_0 (año)	Fecundidad parcial (kg ⁻¹)	Z (año)	M (año)	F (año)
Jordan y Nakashima (1916)				198	9								
Berdegué (1955)			135		15						0.41		
Arvizu y Chávez (1972)	190	0.54:1	155										
Flanagan (1973)			158				173	0.17					
Molina-Valdez <i>et al.</i> (1988)	244		157				203	0.12	-2.27		0.47	0.20	0.27
Cisneros-Mata y Montemayor-López (1989)						145							
Barrera-Guevara <i>et al.</i> (1987)	201	7:1	158	197						610 067			
Cotero-Altamirano y Tapia-Vázquez (1993)	26	23:1	140	180		143				470 570			
Román-Rodríguez (1994)	1 301				25		139	0.23	-1.10				
Cisneros-Mata <i>et al.</i> (1995)							167	0.15	0.61		0.41	0.27	
Román-Rodríguez y Hammann (1997)	101		136		24		136	0.32	-0.05				
Pedrin-Osuna <i>et al.</i> (2001)			140				206	0.17	-0.30		0.53 y 0.73	0.20	
De Anda-Montañez <i>et al.</i> (2013)	235	1.17:1		190	27	131	147	0.22	-0.65	338 486	0.42	0.35	0.07
Valenzuela- Quiñonez (2014)	360		133	186		132	180	0.13	-1.72		0.22	0.14-0.22	

de 2 572 t anuales estimada por análisis de cohortes por tallas con base en un año de muestreo a mediados de la década de 1980. En un estudio reciente realizado durante 2017 y 2018 y utilizando el método de ecointegración, Cisneros-Mata *et al.* (2019) reportan una biomasa promedio de 36 429 t para 2017, que disminuyó drásticamente para la primavera de 2018 a 19 294 t (véase el capítulo de “Biomasa por ecointegración” en este libro). Como se ha mencionado con anterioridad, y a pesar de que la abundancia de la totoaba ha experimentado una disminución constante debido a fenómenos como la sobrepesca y la pérdida de hábitat, estos cambios no han sido lo suficientemente grandes como para generar una reducción en la diversidad genética. Además del efecto de la pesca, la reducción en el tamaño efectivo de la población podría estar relacionada de manera importante con eventos oceanográficos y climáticos de baja frecuencia y con la escala regional (Valenzuela-Quíñonez *et al.* 2014).

Producción de totoaba en laboratorios

Como ha sido mencionado, antes de la veda de 1975 la pesquería de la totoaba fue una de las más importantes comercialmente. En la actualidad, su importancia radica en la fuerte disminución de su presencia como resultado de la pesca ilegal para la comercialización de su vejiga natatoria (buche). Con el fin de proteger a la especie se desarrolló una línea de trabajo basada en el repoblamiento. Una compañía privada (Earth Ocean Farms, s de RL de CV, EOF) y dos entidades del sector público –el Centro de Reproducción de Especies Marinas del Estado de Sonora (CREMES) y la Universidad Autónoma de Baja California (UABC)– funcionan

como UMA y han cerrado en laboratorio el ciclo de vida de la totoaba realizando la fertilización en cautiverio. En total, estas tres entidades han liberado al medio marino más de 300 mil juveniles de totoaba.

Este tipo de acciones sirve como una herramienta para contrarrestar la sobrepesca y la sobreexplotación de los productos pesqueros. Las liberaciones de juveniles cultivados se han realizado en la zona de Bahía de Kino (Sonora) por parte del CREMES; frente a los esteros en San Felipe, en la bahía San Felipe y Puertecitos (Baja California) por la UABC; y en Mulegé y Santispac (Baja California Sur) por EOF. Uno de los aspectos de estudio más importantes para este tipo de cultivos es la evaluación de la dieta para las diferentes etapas de vida. Es un reto generar estrategias que permitan reducir los costos de producción de alimento para las totoabas, reemplazando la dieta viva (*Artemia* sp.) por una microdieta que permita incrementar la rentabilidad de los cultivos de totoaba (Mata-Sotres 2010).

En este capítulo se intentó esbozar un breve panorama de las acciones que se han llevado a cabo para proteger a la totoaba, una especie endémica del Golfo de California. Si bien las evidencias pasadas y recientes llevan a concluir que la población de totoaba no presentó antes, ni presenta ahora, características de una población que se dirija hacia la extinción, ello no significa que se pueda permitir la pesca indiscriminada de organismos subadultos y adultos como se ha observado en años recientes, en especial durante 2017. La eliminación de la pesca furtiva de la totoaba facilitará su recuperación y ello conllevará la protección del único mamífero marino endémico de México en peligro grave de extinción, la vaquita marina.

Capítulo 2

Abundancia relativa de larvas de *Totoaba macdonaldi* en el Alto Golfo de California durante 2017 y 2018

DANIEL GUEVARA-AGUIRRE
LAURA SÁNCHEZ-VELASCO
MARCELO VIDAL CURIEL-BERNAL
LAURA CRISTINA GÓMEZ-SALINAS

Introducción

El interés en el estudio de los primeros estadios del ciclo de vida de las especies es un enfoque crucial para entender su dinámica poblacional. Esto propicia el uso sustentable de los recursos y fomenta el desarrollo de políticas de manejo ambiental y pesquero (Kough *et al.* 2013, Rabbaniha *et al.* 2015, Carpi *et al.* 2016).

Las áreas naturales de protección de flora y fauna son zonas de manejo y ordenamiento ecológico sujetas a regímenes especiales de protección, conservación, restauración y desarrollo (Harrison *et al.* 2012, Sánchez-Velazco *et al.* 2012). En México, uno de los lugares que sirven como área de desove y reproducción de especies marinas es la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. Allí habitan dos especies endémicas y en peligro de extinción, la vaquita marina (*Phocoena sinus*) y la totoaba (*Totoaba macdonaldi*), considerada el pez más grande y uno de los más longevos de la familia Sciaenidae, ya que se ha registrado que pueden vivir hasta 25 años (Berdegué 1955, Villamar 1980, Cisneros-Mata *et al.* 1995, Valenzuela-Quiñónez *et al.* 2015).

La totoaba en el Alto Golfo de California

Hace varias décadas, la totoaba fue considerada especie anádroma, ya que realiza una migración sur-norte de reproducción anual hacia las aguas del Alto Golfo de California (AGC) (Berdegué 1955). Hoy se puede descartar que esta especie sea anádroma obligada, ya que a pesar de la reducción del caudal de agua del Río Colorado no se ha extinguido. La migración ocurre en los meses de febrero a mayo cuando los adultos y pre-adultos de totoaba avanzan a lo largo de la costa de Sonora y norte de la península de Baja California, desde la zona sur de las grandes islas hasta el delta del Río Colorado. En esa zona residen los dos primeros años de vida para, posteriormente, junto con los adultos, iniciar su migración a lo largo de la costa de Baja California hacia la región sur de las grandes islas en donde se congregan en aguas profundas (Berdegué 1955, Barrera-Guevara 1992, Cisneros-Mata *et al.* 1995).

Importancia comercial e impactos antropogénicos

A pesar de que la pesquería de totoaba fue muy importante durante el siglo pasado, en 1975 se instauró una veda permanente con el fin de proteger a la especie a causa del desplome de las capturas (Flanagan y Hendrickson 1976, Cisneros-Mata *et al.* 1995) ocasionado por la sobrepesca a la que se vio sujeta. En 1977 se le incluyó en el Apéndice I de la Convención Internacional sobre el Comercio de Especies en Peligro (CITES), como especie en peligro de extinción (Barrera-Guevara 1992). Factores como la pesca furtiva, el vertimiento de desechos agrícolas en el AGC, la disminución del flujo de agua del Río Colorado, la captura incidental de juveniles en barcos camaroneros, la pesca comercial ilegal, la deportiva, posiblemente han ocasionado un impacto negativo en la supervivencia de la totoaba en las primeras etapas de su ciclo de vida (Cisneros-Mata *et al.* 1997, DOF 2010). Por lo que estudios de distribución y abundancia de los primeros estadios de las totoabas permitirán ampliar el conocimiento del recurso y realizar un mejor manejo de la especie.

El AGC fue declarado ANP en la modalidad de Reserva de la Biosfera en 1993 (Cisneros-Mata *et al.* 1995, Sánchez-Velasco *et al.* 2012). Tiene una zona núcleo delimitada por una línea imaginaria que se extiende desde el Golfo de Santa Clara, en Sonora, hasta el estero La Ramada, en Baja California. La zona de amortiguamiento está delimitada por una línea imaginaria en el límite de la zona núcleo y otra línea que se extiende de San Felipe, hasta Puerto Peñasco (Santana *et al.* 2004) (Fig. 2.1). Se caracteriza por ser una zona somera (profundidades menores a 30 m) con amplitudes de marea superiores a seis metros durante las mareas vivas (Lavin *et al.* 1998). También se caracteriza por capas gruesas de sedimentos provenientes del Río Colorado, que forman un abanico aluvial con pendientes ligeras, cuen-

cas someras, alta turbidez, temperaturas extremas, gran evaporación, baja precipitación, altas salinidades, corrientes de marea fuertemente rotatorias y escaso oleaje. Presenta, además, cambios estacionales en las propiedades termohalinas y de corrientes, así como una fuerte mezcla ocasionada por mareas (Roden y Emilsson 1980).

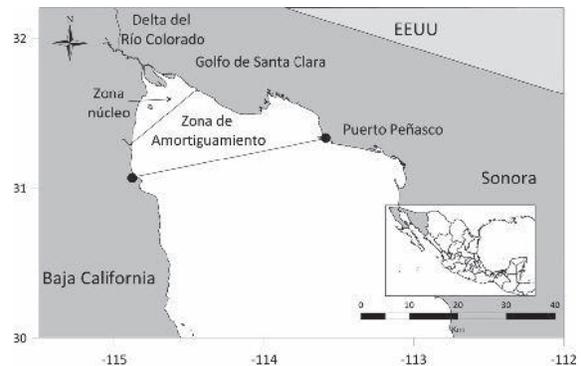


Fig. 2.1. División del Alto Golfo de California: zona núcleo y zona de amortiguamiento.

Hasta antes del represamiento de agua de la presa Hoover, las condiciones marinas del AGC se consideraban estuarinas. Sin embargo, debido a la fuerte evaporación y a la ausencia de agua dulce por la lluvia o proveniente del Río Colorado, en la actualidad el Alto Golfo funciona como un estuario inverso (Álvarez-Borrego y López-Álvarez 1975, Lavín *et al.* 1998).

Recolecta de larvas en 2017 y 2018

Este trabajo se realizó de acuerdo con el plan de muestreo del proyecto “Evaluación de la población de totoaba (*Totoaba macdonaldi*) en el Golfo de California, México 2017 y 2018”. Para la identificación de las larvas se utilizó una guía elaborada en el Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN) de La Paz, BCS. Los muestreos se realizaron mensualmente en una red de estaciones que cubrió todo el AGC, en concordancia con la temporada reproductiva de la totoaba (Cisneros-Mata *et al.* 1995).

De enero a mayo de 2017 se muestrearon 50 sitios por mes, 32 estaciones se realizaron a bordo de embarcaciones menores de 22 pies de eslora con motor fuera de borda de 150 hp (Est1-Est32) y 18 estaciones a bordo del B/O UNICAP XVI (Est33-Est50) haciendo arrastres de cinco minutos en cada estación; mientras que para el año 2018 los muestreos se realizaron de febrero a mayo, se amplió el número de estaciones a 80 y el tiempo de arrastre a diez minutos, 40 estaciones se realizaron a bordo de embarcaciones menores (Est1-Est40) y 40 estaciones a bordo del B/O UNICAP XVI (Est41-Est80) (Fig. 2.2).

Durante cada campaña, el personal técnico utilizó un GPS marca Garmin e-trex. Se registraron en bitácoras los siguientes parámetros: posición geográfica, número del lance, estación, temperatura superficial del mar, profundidades de la zona de muestreo, intensidad de los vientos y lecturas del flujómetro.

Para la recolecta de plancton se realizaron arrastres oblicuos (± 1 m de profundidad) en dirección circular y se utilizaron redes para zooplancton, cónicas con boca de 60 cm de diámetro y luz de malla de 335μ (micras), equipadas con un flujómetro marca General Oceanic con paleta para flujos rápidos (Fig. 2.3). Las muestras obtenidas se depositaron

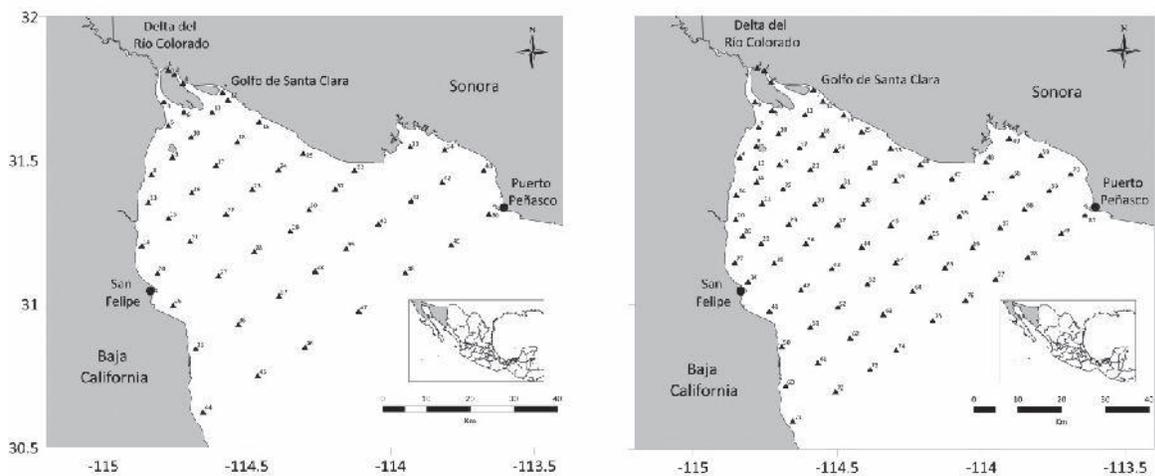


Fig. 2.2. Red de estaciones correspondientes a los años a) 2017 y b) 2018.



Fig. 2.3. Actividades realizadas durante la recolecta de muestras de plancton.

en frascos de 500 ml debidamente marcados y etiquetados, se fijaron en alcohol a 90%, se colocaron en cajas transportadoras para protegerlas del sol y se almacenaron para su posterior análisis.

Un total de 506 muestras de plancton de ambos años fue trasladado para su análisis al Laboratorio de Zooplancton, a cargo de la doctora Laura Sánchez Velasco, del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN), La Paz, BCS.

Antes de realizar el envío, se revisó la cantidad de material biológico recolectado con el fin de identificar muestras que hubieran sobrepasado 200 ml de material y recambiar el alcohol para su preservación. Las muestras se colocaron en cajas, se aseguró la verticalidad de los frascos con hule espuma o cartón y se transportaron vía terrestre y vía marítima hasta el puerto de La Paz, BCS.

Procesamiento de muestras

En el laboratorio del CICIMAR-IPN se llevó a cabo la identificación de los organismos planctónicos con claves taxonómicas específicas para cada grupo hasta el nivel de género o especie. La separación y el conteo del plancton se realizó primero a escala de familia mediante observación directa en el microscopio estereoscópico con aumentos de 5x y 10x (Fig. 2.4). En los casos en que la muestra sobrepasó los 100 ml de biovolumen, se realizó un submuestreo con la ayuda del separador Folsom. La identificación de sciánidos y posibles larvas de totoaba se realizó mediante la metodología utilizada por Garcés-Rodríguez *et al.* (2018).



Fig. 2.4. Separación y conteo del ictioplancton en el CICIMAR-IPN.

Identificación de larvas de totoaba

Con el fin de respaldar en la identificación de huevos y larvas de totoabas recolectadas en los muestreos, el Centro Reproductor de Especies Marinas del Estado de Sonora (CREMES) proporcionó seis muestras desde la etapa de huevo fecundado hasta de los primeros 30 días de edad de las larvas de totoaba. Los organismos fueron colectados con ayuda de una pipeta y depositados en viales con alcohol a 80%. Las muestras se trasladaron al laboratorio de CICIMAR con la finalidad de generar una guía de identificación de la especie (Fig. 2.5) y estar en posibilidad de confirmar posibles larvas de totoaba encontradas en las muestras de plancton recolectadas en el Alto Golfo.

Análisis genéticos

Con el fin de confirmar la identificación se analizaron genéticamente 30 larvas de posibles totoabas pertenecientes al muestreo del 20 de marzo de 2017. Mediante el método de reacción en cadena de la polimerasa (PCR, siglas en inglés) se confirmó que 16 larvas eran de *Totoaba macdonaldi*. Esta información y el porcentaje fueron tomados en cuenta para los conteos finales del número de larvas en ambos años. Para el análisis genético se empleó la

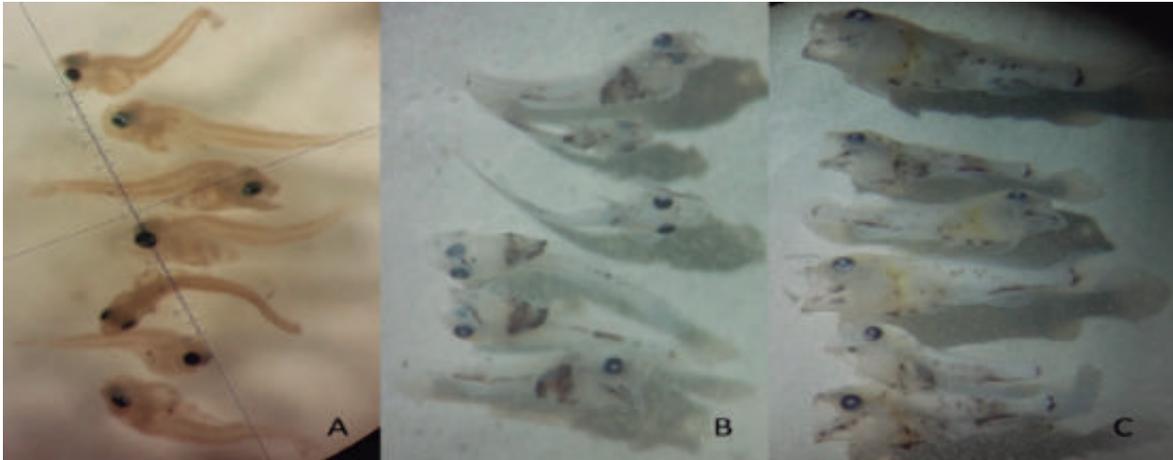


Fig. 2.5. Muestra los diferentes estadios de las larvas cultivadas en el CREMES: A) Larvas en estadio de pre-flexión, B) Larvas en estadio de post-flexión temprana, C) Juveniles tempranos de totoaba.

técnica de Hyde *et al.* (2005), en el que se utiliza la larva completa cortada en pedacitos y depositada en tubos esterilizados de 0.2 ml con 150 μ l de Chelex 100 (10%) y 5 μ l de Proteinasa-K (4 mg/ml). Se incubaron a 60 °C por 20 min. Posteriormente se calentaron a 103 °C por 25 min para detener la acción de la Proteinasa-K y se almacenaron a -20 °C antes de la PCR. Sólo se utilizó el sobrenadante (que contiene el ADN genómico) para la PCR. Se amplificaron las fracciones del citocromo C oxidasa subunidad I (COI), empleando los indicadores apropiados (Ward *et al.* 2005, Ivanova *et al.* 2007).

Los productos de PCR se analizaron mediante electroforesis de geles de agarosa (1%) durante 30-60 min a 80 voltios. Los geles se tiñeron con SybrGold™ (1x) durante 15-20 min y se visualizaron con un fotodocumentador (UVP BioDoc-it™ Imaging System). Se midieron la concentración y la calidad de los PCR mediante un Nanodrop (NANODROP 2000, Thermo Scientific) con lecturas de densidad óptica en longitudes de onda 260 y 280 nm. Los productos de PCR con una concentración igual o mayor a 100 mg/ μ l y lecturas >1.7 de la proporción 260/280 nm se enviaron a secuenciar en ambos sentidos a Macrogen (Corea) en un secuenciador automático ABI PRISM 3730XL.

Las secuencias de cada individuo fueron alineadas y verificadas con el programa

MEGA5 (Tamura *et al.* 2007). Se obtuvo una secuencia de cada individuo por la conciliación de las secuencias de las dos hebras de ADN secuenciadas de manera independiente. Una vez obtenidas las secuencias de cada individuo, éstas se alinearon usando Clustal W (MEGA5), ver. 1.83 (Thompson *et al.* 1994). Con las secuencias obtenidas de cada uno de los morfotipos se realizó un análisis de homología con las secuencias de la base de datos de GenBank y con la ayuda del programa BLAST®, para descartar que fueran especies de otras familias. Se obtuvieron las distancias genéticas de acuerdo con el modelo parámetro-dos (Kimura 1980), entre las secuencias generadas y las obtenidas de GenBank con la ayuda del programa MEGA5 (Tamura *et al.* 2007).

Antes de construir árboles con el método del Vecino más Cercano (Neighbor-Joining, N-J), se determinó si los datos eran adecuados para tal método con MEGA5. Si el valor de la distancia promedio de Jukes-Cantor fue menor a uno, los datos eran adecuados. Se construyeron los árboles N-J con las secuencias obtenidas de las fracciones COI de las larvas de peces con el programa MEGA5. Para probar la topología de los árboles se corrieron 1 000 réplicas con el método de re-muestreo (Bootstrap).

Abundancia de larvas de totoaba

Para determinar la abundancia estandarizada se calculó el número de larvas (L) por 10 m^2 siguiendo la metodología de Smith y Richardson (1979): $[\text{Número de larvas} \cdot \text{grosor del estrato} / \text{vol. filtrado} \cdot 10]$. Los análisis mostraron que durante 2017, la mayor concentración de larvas de totoaba se distribuyó al norte de San Felipe. Durante el mes de marzo se observaron abundancias de larvas de totoaba en las siguientes estaciones: Est14 = $10 \text{ L}/10 \text{ m}^2$; Est15 = $1 \text{ L}/10 \text{ m}^2$; Est20 = $49 \text{ L}/10 \text{ m}^2$; Est21 = $1 \text{ L}/10 \text{ m}^2$. Para abril solamente se observaron larvas en una estación Est16 = $0.6 \text{ L}/10 \text{ m}^2$. Durante 2018, la mayor abundancia de larvas se encontró en el delta del Río Colorado. Durante el mes de marzo se observaron larvas de totoaba solamente en la estación Est27 = $4.1 \text{ L}/10 \text{ m}^2$, mientras que para el mes de abril se observaron larvas de totoaba en cinco: Est1 = $10 \text{ L}/10 \text{ m}^2$, Est12 = $1.2 \text{ L}/10 \text{ m}^2$, Est18 = $1.8 \text{ L}/10 \text{ m}^2$, Est23 = $2.4 \text{ L}/10 \text{ m}^2$, Est24 = $0.6 \text{ L}/10 \text{ m}^2$ (Fig. 2.6).

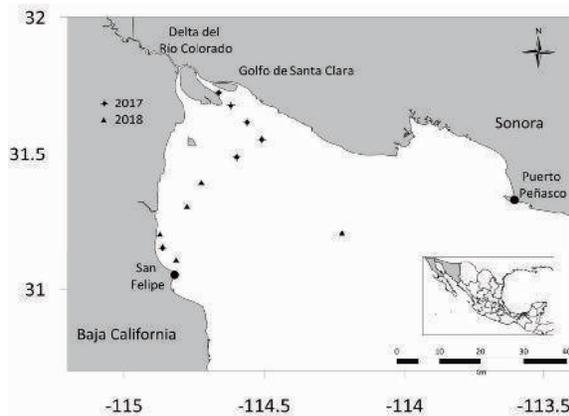


Fig. 2.6. Distribución de larvas de totoaba durante los años 2017 y 2018.

Esta distribución es consistente con lo encontrado para el año 2011 por Garcés-Rodríguez *et al.* (2018). Estos autores mencionan que se encontró que la distribución de las larvas de totoaba se relaciona con alta salinidad y baja temperatura del lugar.

Se ha reportado la presencia de un frente de estratificación en el AGC, que se ubica entre las localidades de San Felipe y el Golfo de Santa Clara, que propicia una alta retención de larvas de scíanidos (Garcés-Rodríguez *et al.* 2018) y otros organismos del zooplankton durante todo el año (Sánchez-Velasco *et al.* 2012). Sin embargo, para larvas como las de totoaba, que son desovadas al norte del frente, como se registró en 2017 y 2018, su distribución no responde a la posición del frente. La distribución de las larvas de esta especie podría asociarse a otros factores ambientales, como corrientes residuales lentas (Montes *et al.* 2016), o a los patrones de desove de los adultos (Rabbaniaha *et al.* 2015, Garcés-Rodríguez *et al.* 2018).

Asimismo, se ha reportado que existe una temporalidad en la reproducción de la totoaba (Cisneros-Mata *et al.* 1995), que está íntimamente ligada a su ciclo de vida, ya que durante el mes de febrero inicia una migración al delta del Río Colorado, en donde se reproduce durante los meses de marzo a junio (Berdegúe 1955, Barrera-Guevara 1992). Estos resultados se muestran acorde con lo obtenido durante 2017 y 2018, ya que fue durante los meses de marzo 2017 y abril 2018 cuando se observó mayor concentración de larvas de la familia Sciaenidae (50 226 y 19 681, respectivamente) y de totoaba (214 y 112, respectivamente). Es importante mencionar que a pesar de haber incrementado el esfuerzo de búsqueda, durante 2018 se observó 40% menos de larvas de totoaba que durante 2017, pasando de 218 a 131 larvas (Tabla 2.1).

Tabla 2.1
Abundancia de larvas (L/10 m²) de totoaba durante 2017 y 2018. Los números entre paréntesis corresponden a la sumatoria en bruto de larvas de totoaba

Mes	2017 (192 estaciones)		2018 (314 estaciones)	
	Sciaenidae	Totoaba	Sciaenidae	Totoaba
Febrero	3	0	4	0
Marzo	50 226	15.3 (214)	2 646	4.1 (19)
Abril	1 347	0.6 (4)	19 681	3.2 (112)
Mayo	1 021	0	13 383	0
Total	52 597	(218)	35 714	(131)

En relación con la abundancia estandarizada se observó una disminución considerable, ya que durante marzo de 2017 se registró una abundancia máxima de 15.3 L/10 m², mientras que para marzo de 2018 la abundancia larval máxima fue de 4.1 L/10 m² (Fig. 2.7).

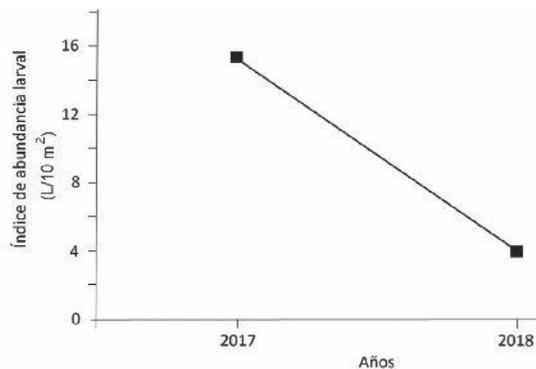


Fig. 2.7. Abundancia larval (L/10 m²) máxima para cada año, obtenida durante 2017 y 2018.

Las variaciones en el índice larval pueden deberse a múltiples causas, tales como cambios en el patrón de desove o abundancia de las totoabas adultas, o bien a factores ambientales como la temperatura, la clorofila-a y el alimento. Se ha reportado que la temperatura permite generar patrones espaciotemporales de distribución. Al comparar los datos de temperatura y clorofila obtenidos en el campo (ANMDEVA) se observó que la temperatura superficial del mar no varió ($p = 0.45$). Sin embargo, sí se encontraron diferencias estadísticas para la clorofila-a ($p < 0.05$), la cual disminuyó: 2017 $\bar{X} = 3.1 \text{ mg/m}^3$; 2018 $\bar{X} = 2.8 \text{ mg/m}^3$. Este patrón decreciente de la clorofila-a es concomitante con el índice de abundancia larval, lo que pudo afectar la sobrevivencia larval (Perrier *et al.* 2012, Rabbaniha *et al.* 2015, Girón-Nava y Johnson 2016).

El índice de abundancia larval disminuyó de 2017 a 2018, aun cuando el esfuerzo de monitoreo se incrementó al doble. Garcés *et al.* (2018) también registraron una baja densidad de larvas de totoaba (83 larvas) en dos estaciones de muestreo durante el mes de marzo de 2011. Esto puede sugerir que el Alto Golfo de California está recibiendo un menor número de hembras desovantes, o que existen cambios en el periodo de desove de la totoaba en respuesta a las condiciones ambientales, o bien a la captura indiscriminada de adultos a la que ha sido sometida esta especie durante los últimos años. Esto se trata de manera más extensa en el capítulo de “Captura ilegal de totoaba” del presente libro.

Capítulo 3

Estimación de abundancia de juveniles o machorros de totoaba

MIGUEL ÁNGEL CISNEROS-MATA
DEMETRIO RODRÍGUEZ-FÉLIX
DANIEL GUEVARA-AGUIRRE

Introducción

Históricamente, la totoaba (*Totoabamacdonaldi*) ha estado sujeta a tres tipos de presión de pesca sobre igual número de estadios de su ciclo de vida (Cisneros-Mata *et al.* 1995): 1) captura incidental de juveniles o machorros (0.5 a 2.5 años de edad) por la flota arrastrera del Alto Golfo, 2) captura ilegal “deportivo-recreativa” de pre-adultos (3.5 a 6 años) en la costa occidental del Alto Golfo y 3) captura ilegal de adultos también en el Alto Golfo. La captura anual de machorros estimada para la década de 1980 fue de 27 t (120 800 organismos) y la captura de adultos de 161 t (6 200 organismos) (Cisneros-Mata *et al.* 1995). En estudios orientados al manejo pesquero es importante contar con estimadores de abundancia independientes de la captura comercial para hacer inferencias sobre el estatus de las especies de interés (Ingram *et al.* 2010, Pezzuto *et al.* 2008, Folmer y Pennington 2000). En el caso de especies demersales (peces de fondo, algunos crustáceos y moluscos) es común el uso del método de área barrida (Sparre y Venema 1997) para estimar sus abundancias.

Observadores científicos

Durante el periodo octubre-diciembre de 2016 se colocaron cinco observadores científicos en igual número de cruceros a bordo de embarcaciones de arrastre de camarón y en un crucero en mayo de 2017 a bordo del BIP XI, propiedad del INAPESCA. Para recabar la información, los observadores geoposicionaron el inicio y el final de cada lance, obtuvieron la velocidad de arrastre, el número de machorros y midieron la longitud total. A los observadores científicos se les capacitó en la identificación de totoaba y se les proporcionó un equipo de muestreo que consistió en un geoposicionador por satélite marca Garmin, un ictiómetro, además de equipo de seguridad (chaleco salvavidas, impermeable y botas de hule).

Abundancia por área barrida

En el presente trabajo se utilizó este método de área barrida para estimar la abundancia de machorros considerando los datos de arrastres tanto positivos como negativos para totoaba. Debido a que los arrastres se hicieron en

diferentes tiempos y zonas, se utilizó la información total agregada asumiendo que todos los arrastres provienen de un crucero. El método de área barrida parte del supuesto de que la pesca de las especies de interés es al azar y que no todos los organismos frente a la red son capturados debido a evasión o escape (Dunn 2006). La abundancia (N) se calculó usando como base el método de área barrida (Sparre y Venema 1997): $N = [\bar{y}_i(A)]/[X]$ en donde \bar{y}_i es la captura media por kilómetro cuadrado (CPU) de machorros en lances positivos y lances negativos, A es la superficie del área de estudio y x es la vulnerabilidad de los machorros a las redes de arrastre.

El área barrida (a) en cada lance fue estimada como la longitud del lance multiplicada por el ancho de la boca de la red, $a = D*(rY)$ en donde: $D = V*t$ es la distancia recorrida, V es la velocidad del arrastre, t es el tiempo de duración del arrastre, r es la longitud de la relinga superior y Y es la abertura real de la boca de la red en plena operación. En el presente estudio se consideró que $Y = 0.6$ (p. ej. Hoffman *et al.* 2009, Shojaei y Motlagh 2011). Éste es un parámetro difícil de estimar, pues depende del material de la red, la resistencia al arrastre, la profundidad y la velocidad del arrastre (Kotwicki *et al.* 2011). El valor considerado en el presente trabajo supone que en todos los arrastres y en todas las embarcaciones, la boca del arte de pesca abrió 60% del ancho de la relinga superior (120 pies). Asimismo, se consideró que $X = 0.5$, lo que implica que hubo una evasión o escape de 50% de los organismos que se encontraban frente a la red durante los lances de pesca. No existe información para suponer otro valor de X y se reconoce que utilizar 0.5 es arbitrario, pero es un supuesto que genera igual probabilidad de escape o evasión que de retención. En trabajos futuros se deberá resolver este problema. La CPU se obtuvo mediante el método Delta-Pennington (Aitchison 1955, Pennington 1996), como se describe más adelante.

Método Delta-Pennington

Con base en los resultados de los cruceros en cuanto al número de machorros por lance, se hizo una estratificación *a posteriori* de la zona de estudio en dos estratos (véase más abajo) siguiendo el método utilizado por Folmer y Pennington (2000) y se estimó la abundancia media e intervalos de confianza por estrato y para el total. En la zona este se realizaron 42 lances en total, con cuatro positivos (9.5%); en la oeste se realizaron 71 lances, de los cuales 23 fueron positivos (32.4%).

Posteriormente se estimaron la abundancia total y un intervalo de 95% de confianza para la abundancia media. La abundancia media total se estimó como: $\bar{y}_{st} = \sum_{i=1}^L W_i \bar{y}_i$ en donde L es el número de estratos, W_i es la proporción del área total en el estrato i , \bar{y}_i es la captura promedio en el estrato i . Esta última fue estimada como:

$$\bar{y}_i = \sum_{k=1}^n (Y_{i,k}/n_i)$$

en donde $y_{i,k}$ es la captura en el k -ésimo arrastre del estrato i . Los intervalos de 95% de confianza para la abundancia media por estrato se estimaron como $\bar{y}_i \pm 1.96 se_{\bar{y}_{st}}$, en donde $se_{\bar{y}_i}$ es el error estándar de la abundancia en el estrato i , estimado como $\sqrt{s_i^2/n_i}$ y la varianza general de la media de los estratos se estimó como $var(\bar{y}_{st}) = \sum_{i=1}^L W_i^2 (s_i^2/n_i)$ (Folmer y Pennington 2000).

En los arrastres de los cruceros se observó una proporción relativamente grande de lances negativos o sin presencia de machorros, algo común en estudios de plancton y de especies de importancia comercial (Folmer y Pennington 2000, Ingram *et al.* 2010, Zea *et al.* 2016). Por ello, en el presente estudio se estimaron la abundancia media y la varianza por estrato utilizando el método Delta-Pennington (Ingram *et al.* 2010). Para variables aleatorias con distribuciones altamente sesgadas, Aitchison (1955) demostró que el estimador insesgado

y de mínima varianza de la media de una distribución Delta es:

$$c = \begin{cases} (m/n)(e^y)(g_m)(s^2/2) & \text{si } m > 1 \\ x_1/n & \text{si } m = 1 \\ 0 & \text{si } m = 0 \end{cases}$$

Pennington (1983, 1996), basado en Aitchison (1955), demostró que el estimador insesgado y de mínima varianza de la varianza de la distribución Delta es:

$$d = \begin{cases} (m/n)(e^{2y})[(m/n)(g_m^2)(s^2/2) - \frac{(m-1)}{n-1}g_m\frac{(m-2)}{m-1}s^2] & \text{si } m > 1 \\ (x_1/n)^2 & \text{si } m = 1 \\ 0 & \text{si } m = 0 \end{cases}$$

Para cada estrato, en estas expresiones (se omite el subíndice) tenemos que: m es el número de observaciones diferentes de cero (estaciones positivas), n es número total de estaciones, \bar{y} y s^2 son la media y la varianza muestral transformadas mediante el logaritmo natural del número de organismos, excluidas las estaciones negativas (sin captura); x_1 es un valor original (no transformado) cuando $m = 1$, y g_m es una serie en función de m y t definida como (Cerdenares-Ladrón de Guevara *et al.* 2012):

$$g_m(t) = 1 + t \left(\frac{m-1}{m} \right) + \sum_{j=2}^{\infty} \left(\frac{m-1^{2j-1}}{m^{(m+1)(m+3)\dots(m+2j-3)} (j!)^2} \right)$$

en donde la variable t toma los valores $t_1 = (s^2/2)$, $t_2 = (2s^2)$ y $t_3 = [(m-2)/(m-1) s^2]$.

Utilizando la posición geográfica de cada lance de pesca registrado, mediante el Programa qgis 2.18.9 se elaboró un mapa de distribución del esfuerzo de pesca (lances efectuados) durante los periodos comprendidos de octubre a diciembre de 2016 y mayo 2017, así como mapas de distribución espacial (captura) de machorros. Se cubrió un área total de arrastre de 170.70 km² en 710 lances de pesca de 12 viajes (Fig. 3.1).

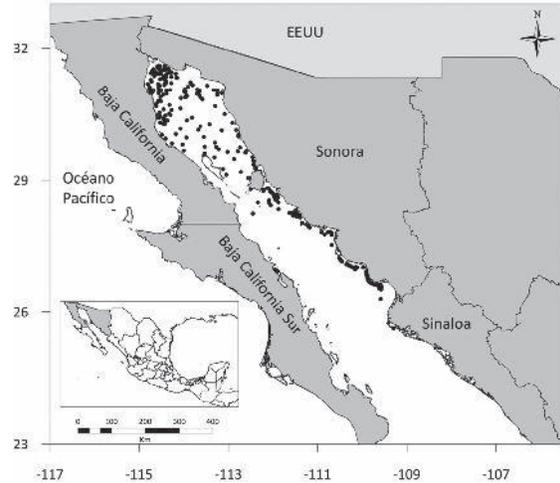


Fig. 3.1. Lances realizados con red de arrastre por embarcaciones comerciales de camarón y BIP XI, a lo largo de área de distribución de *Totoaba macdonaldi*.

Resultados

Los lances positivos (con machorros) fueron 46. Se obtuvo un total de 104 machorros o juveniles de totoaba, con una distribución geográfica que va desde El Colorado, Sonora, hasta el Alto Golfo de California, con el mayor número de organismos en esta última zona (Fig. 3.2).

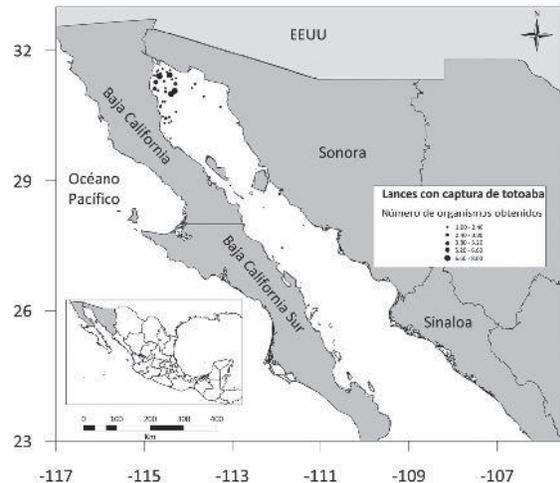


Fig. 3.2. Juveniles de totoaba capturados con red de arrastre en embarcaciones comerciales de camarón y en el BIP XI.

Debido a factores no controlables por los observadores científicos, en los barcos camaroneros sólo fue posible medir 58 de los organismos capturados, aunque se tomó nota del número de machorros por lance. Por otro lado, aunque no se midieron los tres capturados incidentalmente en el BIP x_1 porque no se contaba con el permiso de colecta científica, sí se contabilizaron.

Dada la concentración de lances positivos en el Alto Golfo de California, en los análisis se estimó la abundancia de machorros en esa zona. Para ese fin se construyó un polígono que cubre todas las estaciones ocupadas en los cruceros del Alto Golfo; el área total fue de 16 737.49 km². La delimitación se hizo de manera que quedaran incluidos los lances positivos (con machorros). La densidad media en el área total estimada mediante el método de Delta-Pennington fue de 2.48 machorros/km² ($\text{var}(\bar{y}_{st}) = 0.012$).

Con base en la distribución de machorros en el Alto Golfo, se consideraron dos polígonos: oeste y este. En la subzona oeste se registraron 23 lances positivos de un total de 63 lances; en la subzona este se obtuvieron cuatro lances positivos de un total de 42.

Cuando se tomó en cuenta el factor de captura x de 60% se estimó una mayor abundancia en la región oeste con 47 006 organismos (IC 95%: 41 881; 52 131) en un área de 8 414.39 km² ($W_1 = 0.5026$) con un promedio de 3.35 machorros/km². Para la región este se estimaron 22 064 organismos (IC 95%: 18 824; 25 304) en 8 327.04 km² ($W_2 = 0.4974$) y 1.59 machorros/km². La estimación total fue de $N_T = 69 069$ machorros (IC 95%: 60 705; 77 434) (Fig. 3.3).

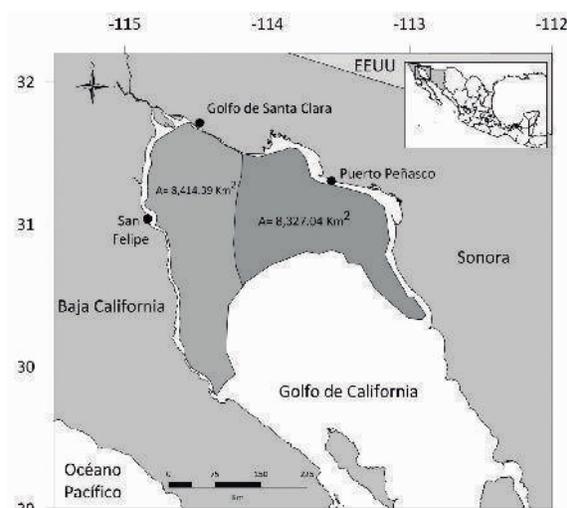


Fig. 3.3. Área total de la zona del Alto Golfo con las subzonas este y oeste.

Estudios similares realizados hace tres décadas también encontraron que la mayor abundancia de machorros se localiza en la costa de Baja California (Barrera-Guevara *et al.* 1987, Barrera-Guevara y Ortiz de Montellano 1988, Ortiz de Montellano 1987). Estos resultados muestran que la costa de Baja California es una importante área de crianza natural de la totoaba. Esto sugiere su trascendencia como sitio para la liberación de juveniles producidos en laboratorio.

En un estudio previo se estimó una densidad media en el intervalo de seis a 34 machorros/km² (Valdez-Muñoz *et al.* 2010). Los datos no son comparables porque en ese estudio para obtener muestras se usaron pangas además de barcos; las pangas pueden ingresar a sitios más someros que los barcos. Por otro lado, a diferencia del presente estudio, en el citado trabajo el cálculo de número de machorros por área barrida se realizó usando transformación $\ln(x+1)$ en donde x es el dato observado y el promedio se obtuvo como el antilogaritmo del promedio de los datos transformados.

Estructura de longitud

En el presente estudio, el análisis de los datos de longitudes recolectados por observadores científicos a bordo indicó que las longitudes más vulnerables de las totoabas están entre 30 y 40 cm de longitud total (LT), con una media de 35.4 cm y desviación estándar de 6.05 cm, es decir, un coeficiente de variación de 17.1% (Fig. 3.4).

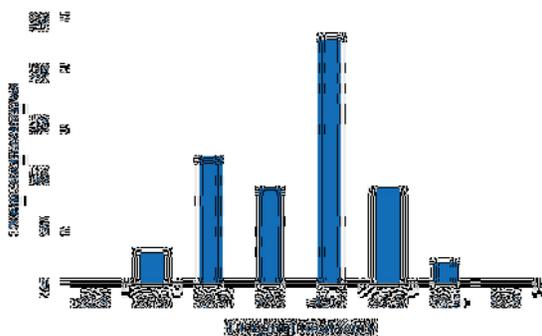


Fig. 3.4. Estructura de longitud de 58 machorros recolectados por los observadores científicos en los arrastres de pesca de barcos camaroneros.

Estos organismos son considerablemente más grandes a los encontrados en cruceros similares realizados hace tres décadas. Ortiz de Montellano (1987) reportó un intervalo de longitud de entre 18.5 y 32.6 cm LT con promedio de 23.4 cm (IC 95%: 19.4; 29.71). Barrera-Guevara *et al.* (1987) reportaron un intervalo de 27.2 cm a 37.9 cm LT. En la misma zona, Valdez-Muñoz *et al.* (2010) encontraron machorros con tamaño en el intervalo de 15 a 31.5 cm LT. No hay elementos disponibles para explicar la diferencia tan marcada en el intervalo de tamaños de machorros obtenidos en el presente estudio y en estudios previos.

Biomasa de machorros

El peso medio de los machorros capturados fue de 0.653 kg, estimado con la relación longitud (L) total-peso (P) obtenida de Ortiz de

Montellano (1987): $P = 0.000005463 \cdot L^{3.153}$ ($n = 121, r^2 = 0.975$). Por lo tanto, la biomasa estimada de machorros en el Alto Golfo de California fue de 45.12 t (IC 95%: 39.66; 50.59). Ésta es una subestimación debido a evasión o escape de organismos mayores a 50 cm y baja vulnerabilidad de los machorros menores a 40 cm. Hay un claro efecto de selectividad y vulnerabilidad porque los barcos arrastreros no ingresaron a la zona de canales, que es en donde se concentran los juveniles (Valdez-Muñoz *et al.* 2010) y, por otro lado, por evasión o escape no pueden capturar organismos más grandes a 50 cm LT.

Abundancia corregida por selectividad

Utilizando la curva de captura de machorros observados en el presente estudio se corrigió la abundancia de acuerdo con la vulnerabilidad. Para esto, se ajustó por mínimos cuadrados un modelo de sigmoide de la forma $FRA_T = a/[1+e^{(b-xL)}]$ en donde FRA_T es la frecuencia relativa acumulada por clase de talla en tanto que $a = 1.025$, $b = 9.737$ y $x = 0.256$ son los parámetros de ajuste ($n = 6, r^2 = 0.99$; Fig. 3.5).

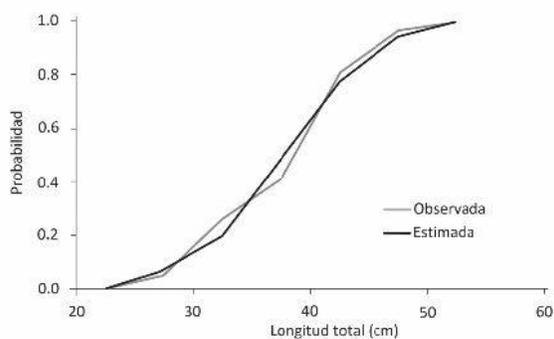


Fig. 3.5. Probabilidad de captura de machorros en barcos arrastreros.

Para cada clase de talla se estimó el número de machorros por talla como $M_T = f_L(N_T)$ en donde f_L es la frecuencia relativa de machorros por

clase de talla y N_T es el número estimado de machorros en ambas zonas o ambos estratos. Utilizando el modelo ajustado (*cf.* Fig. 3.6), se estimó el número “corregido” de machorros (C_L) de la siguiente manera: $C_L = M_T / FRA_T$. Finalmente, el número total corregido por selectividad (N_{TS}) de machorros en la zona de estudio se estimó como $N_{TS} = \sum_L C_L$.

La estimación de abundancia total de machorros en el intervalo de 25 a 50 cm *LT* fue de 198 220 organismos (IC 95%: 174 204; 222 230). Para ese intervalo de tamaños, la

biomasa ponderada por el peso de cada clase de longitud es de 86.13 t (IC 95%: 75.7; 96.6). Como se muestra en otro capítulo del presente libro, la biomasa estimada para 2017 por el modelo matricial para totoabas de hasta 56 cm *LT* es de 235 t. La estimación por área barrida antes de la corrección por selectividad es de aproximadamente 36.7% del total disponible. Del presente análisis se desprende que, en 2017, 63.3% de los machorros no se encontraba disponible para los barcos arrastreros en la zona del Alto Golfo de California.

Capítulo 4

Captura ilegal de totoaba

MIGUEL ÁNGEL CISNEROS-MATA
MARTHA JUDITH ROMÁN-RODRÍGUEZ
DEMETRIO RODRÍGUEZ-FÉLIX
MIGUEL ALEJANDRO CASTELLANOS-RICO

Introducción

La Cámara de Comercio de los Estados Unidos de América (EE. UU.) estima que 20% de los “productos de lujo” consumidos en China es de origen marino. Su demanda se debe a la importancia cultural, al prestigio que representan, a las aplicaciones en medicina tradicional y a los beneficios de salud que sus consumidores le atribuyen (Fabinyi y Liu 2014). Los “productos de lujo” que se exportan de México a China incluyen aletas de tiburón, vejigas natatorias de varias especies (también conocidas como buche), pepino de mar, almeja generosa, erizo de mar, crustáceos, pulpo, medusa, caballito de mar y algunas especies de scíanidos (Fabinyi y Liu 2014). Aunque algunos de estos productos se extraen de manera legal mediante procesos sustentables, ciertas especies se extraen de manera ilegal, como el pepino de mar, el caballito de mar y la totoaba. Por lo general, la ilegalidad en su extracción se traduce en sobreexplotación.

Lamentablemente, la ilegalidad en la actividad pesquera en México es común (Cisneros-Montemayor *et al.* 2013). Los intermediarios se aprovechan de la escasa vigilancia y los altos grados de corrupción en lo relacionado con el manejo de las pesquerías mexicanas. La pesquería de totoaba refleja claramente los

distintos grados de ilegalidad que pueden alcanzar actividades de esta índole. La totoaba tiene un alto valor monetario debido a que ciertas características físicas que ofrece su buche son muy apreciadas por consumidores de origen chino. La Real Academia Española define el término buche como proveniente “quizá del lat. tardío *bucŭla*, ampolla...”, o también como “bolsa membranosa que comunica con el esófago de las aves, en la cual se reblandece el alimento”. En el ámbito pesquero y en el de conservación, actualmente la palabra buche remite a la vejiga natatoria de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*), un pez endémico del Golfo de California considerado en peligro de extinción (Barrera-Guevara 1990).

Existen distintas teorías que describen los usos que le dan al buche sus consumidores. La primera indica que se sirve como platillo o se ofrece como regalo en ocasiones especiales, como cumpleaños, bodas, o en el Año Nuevo chino; otras indican que es un artículo de inversión o que se transforma en productos para el cuidado de la piel (Crosta *et al.* 2018). El término *bucheo* se refiere coloquialmente al acto de obtener y comercializar el buche de la totoaba. El bucheo no es una práctica nueva, al inicio del siglo pasado, los adultos de totoaba eran capturados en la zona de Guaymas (Sonora) y San Felipe (Baja California) (Jordan y

Nakashima 1916). El despegue de la pesquería se debió a la demanda de buche de las hembras de totoaba, que en ese entonces se enviaban a China o a la comunidad de personas de esa nacionalidad en San Francisco (California, EE.UU.) (Craig 1926).

Generalidades de la totoaba

La totoaba es un pez carnívoro longevo. Es el mayor de la familia *Scianidae* que incluye a los peces marinos y dulceacuícolas llamados roncadores por el ruido que emiten para comunicarse. Como la mayoría de los sciánidos, a los lados de la vejiga natatoria –o buche– tienen músculos que, al contraerse y distenderse, golpean la vejiga natatoria y producen así los ronquidos (Ramcharitar *et al.* 2006).

La presencia de totoaba ha sido reportada en ambas costas del Golfo de California, con mayor abundancia en la porción más norteña, denominada Alto Golfo de California (AGC), en donde se lleva a cabo el desove entre los meses de febrero a mayo (Cisneros-Mata *et al.* 1995). En el presente capítulo se describen la evolución y el estatus de la pesca ilícita de adultos de totoaba. En otros capítulos del presente libro se hace un recuento de la histórica importancia pesquera, así como el efecto de la captura ilegal y las implicaciones para su manejo y su conservación.

Medidas (ahora insuficientes) para proteger la totoaba

Las decisiones de considerar a la población de *Totoaba macdonaldi* como especie en riesgo y en peligro crítico de extinción se basaron en la declinación de las capturas comerciales. La veda en México, prohíbe su pesca comercial desde 1975. En 1977, con el fin de evitar el comercio internacional, la especie se incluyó en el Apéndice I de la CITES (Convención Interna-

cional sobre el Comercio de Especies de Flora y Fauna en Peligro). En 1979 se incluyó en la lista de especies en peligro de Estados Unidos con el fin de evitar el ingreso a su destino más común.

En 1994, México incluyó a la totoaba en la NOM-059 como especie en peligro de extinción, y en 1996 fue clasificada como en peligro de extinción por la IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) (Barra-Guevara 1990, Cisneros-Mata *et al.* 1995).

Pese a los esfuerzos anteriores, nunca se detuvo la captura de totoaba, ni la “deportivo-recreativa” (Coronel-Yáñez 2016) ni la comercial ilícita de adultos en el AGC. La pesca incidental de juveniles de totoaba en barcos arrastreros tampoco se detuvo; este asunto se desarrolla en un capítulo aparte. En las décadas de 1980 y 1990, la captura ilegal de totoabas adultas era tan elevada que se le consideraba una especie sobreexplotada (Molina-Valdez *et al.* 1988, Pedrín-Osuna *et al.* 2001). Como ejemplo de la importancia de la totoaba para pesca deportiva, una guía publicada en California (EE.UU.) menciona que, en la zona de Puertecitos, al sur de San Felipe (Baja California), comúnmente se puede capturar totoaba (Kelly y Kira 1988).

Una década después de declarada en veda comercial, se estimaba que al menos 15 embarcaciones menores de San Felipe realizaban captura ilegal de totoaba (Molina-Valdez *et al.* 1988). A partir de entrevistas informales se estima que a mediados de la década de 1980, la captura anual generada por siete pescadores de esa localidad promediaba 75.5 t de totoabas y de 26 kg de peso total por organismo. Al extrapolar a 15 pangas se estimó que la captura ascendía a 162 t anuales, equivalente a 6 218 totoabas (Cisneros-Mata *et al.* 1995). No existen datos para evaluar la incertidumbre en esta estimación y su efecto en la modelación. Trabajos futuros deberán tomar en consideración que estos supuestos (extrapolación) pudieran generar sesgos importantes en los resultados.

Tasas de explotación y captura de una especie protegida

Con base en distribuciones de tallas de totoabas obtenidas de muestreos sistemáticos de la pesca tanto legal como ilegal, así como de muestreos con permiso de colecta científica en la década de 1990 y en la década anterior (2010-2013 y 2017), se hicieron los siguientes análisis que dan idea del efecto de la pesca en este recurso. Se utilizaron distribuciones de tallas de 1963, 12 años antes de la veda (Arvizu y Chávez 1972): en 1985 (Molina-Valdez *et al.* 1988), 1987, 1989 y 1990 (Román-Rodríguez 1994), 1983, 1984, 1986, 1988, 1991 y 1993 (Pedrín-Osuna *et al.* 2001), 2011 (De Anda Montañez *et al.* 2013) y 2013 (Valenzuela-Quinonez 2014). Las distribuciones de frecuencia originales muestran algunas diferencias (Fig. 4.1). En los años 2011, 2013 y 2017 se observa mayor proporción de organismos menores a 120 cm de longitud total. Aunque estas diferencias en estructura pueden obedecer al esfuerzo de muestreo variable, no existen elementos para discernirlo.

Con estos datos se estimaron las tasas anuales de mortalidad total (Z), de mortalidad por pesca (F), y de explotación ($E = F/Z$). Es común expresar tasas de explotación porque un punto de referencia objetivo es precisamente F_{RMS} , o la tasa de mortalidad por pesca que genera el rendimiento máximo sostenible (p. ej. Kvamsdal *et al.* 2016). Para ello es necesario estimar la tasa de mortalidad total (Z) y compararla con F .

Para estimar Z se utilizó la curva de captura “linealizada” convertida a tamaños, rutina contenida en la plataforma FiSAT II (Gayanilo *et al.* 2005):

$$\ln\left(\frac{N_i}{\Delta t_i}\right) = (a + Z)t_i$$

en donde a es un parámetro de ajuste, t_i es la edad relativa de los organismos de talla i , N_i es el número de peces en la clase de talla i y Δt_i es el tiempo necesario para que el pez crezca a través de la clase de talla i . Para los cálculos se consideraron los valores de los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy estimados por Pedrín-Osuna *et al.* (2001): $L_\infty = 206.3$ cm

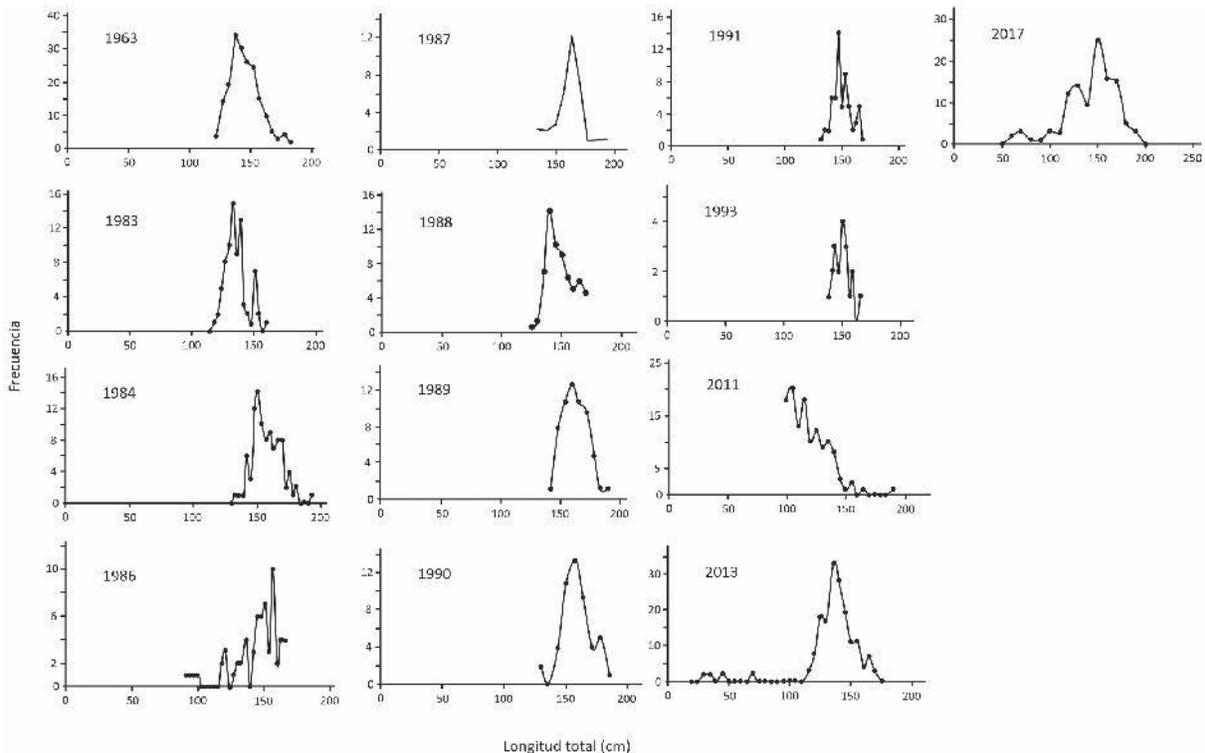


Fig. 4.1. Distribución anual de frecuencia de longitud de totoabas.

de longitud total (LT), $k = 0.1743/\text{año}$ y $t_0 = -0.3$ años). El programa proporciona el valor medio y un intervalo de 95% de confianza para Z , de donde se estimó la desviación estándar (s) de la siguiente manera:

$$s = \frac{(\bar{Z} - Z_i)\sqrt{n}}{t_{\alpha, n-1}}$$

en donde \bar{Z} es la tasa de mortalidad total media, Z_i es el límite inferior del intervalo para \bar{Z} , n es el número de datos en la regresión para estimar \bar{Z} en FiSAT II, y $t_{\alpha, n-1}$ es el valor crítico para rechazar la hipótesis nula para un valor aleatorio Z en la distribución t de Student en una prueba de dos colas. Para cada año t se generaron 200 valores aleatorios de Z a partir de distribuciones (truncadas para $Z < 0$) $\sim N(\bar{Z}, s_i)$ en donde \bar{Z}_i y s_i son, respectivamente, la \bar{Z} anual y su desviación estándar.

Con los 200 valores generados al azar por año, se construyeron intervalos de 95% de confianza para el valor de Z anual obtenidos como los percentiles 2.5 para el límite inferior y 97.5 para el límite superior. La matriz de 200 valores aleatorios de Z_i para cada año fue utilizada para probar la hipótesis nula de igualdad de medianas (prueba de Kruskal-Wallis, Sokal

y Rohlf 1971). Las medianas de los vectores anuales resultaron ser distintas entre sí ($H = 734.5$, $p \lll 0.0001$) (Fig. 4.2).

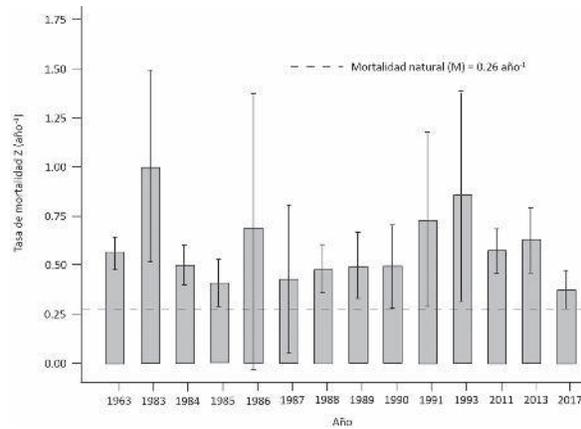


Fig. 4.2. Comparación de los valores medios anuales de Z (límite superior de las barras grises) e intervalos de 95% de confianza.

Al hacer comparaciones múltiples *post-hoc* (Mann-Whitney con corrección de Bonferroni; p.ej. Peres-Neto 1999) entre parejas de vectores de Z_i se observó que las Z de los años 1983, 1985 y 2017 fueron mayores a todas las demás (Tabla 4.1). Los valores Z correspondientes a 1991 y 1993 fueron iguales entre sí y distintos a los de otros años.

Tabla 4.1

Comparación de igualdad de medianas de Z anuales. Se señalan en color amarillo los años que son distintos a todos los demás; en verde, las comparaciones que no son diferentes

Año	1963	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1993	2011	2013	2017
1963	0.000	0.000	0.055	0.000	0.864	0.000	0.003	0.001	0.000	0.000	0.000	1.000	0.017	0.000
1983	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001	0.000	0.000	0.000
1984	0.055	0.000	0.000	0.000	0.002	1.000	1.000	1.000	1.000	0.000	0.000	0.830	0.000	0.000
1985	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.020
1986	0.864	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	1.000	0.000
1987	0.000	0.000	1.000	0.004	0.000	0.000	1.000	1.000	1.000	0.000	0.000	0.036	0.000	0.000
1988	0.003	0.000	1.000	0.000	0.000	1.000	0.000	1.000	1.000	0.000	0.000	0.165	0.000	0.000
1989	0.001	0.000	1.000	0.000	0.000	1.000	1.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.187	0.000	0.000
1990	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	1.000	1.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.026	0.000	0.000
1991	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000
1993	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2011	1.000	0.000	0.830	0.000	1.000	0.036	0.165	0.187	0.026	0.000	0.000	0.000	0.262	0.000
2013	0.017	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.262	0.000	0.000
2017	0.000	0.000	0.000	0.020	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

La tasa anual de mortalidad natural (M) se calculó mediante la ecuación empírica de Pauly (1980) contenida en la plataforma de FiSAT II:

$$\ln(M) = -0.0066 \cdot 0.279 \ln(L_{\infty}) + 0.6543 \ln(k) + 0.4634 \ln(T)$$

en donde T = temperatura media del hábitat (19 °C: Cisneros-Mata *et al.* 1995, Valenzuela-Quíñonez *et al.* 2014). La mortalidad natural estimada fue de $M = 0.26/\text{año}$.

La mortalidad por pesca (F) y la tasa de explotación (E) se calcularon como $F = Z - M$, y $E = F/Z$. La mortalidad total estimada para los diferentes años varió de 0.37 a 1.01; el mayor valor se observó en 1983 ($Z = 1.01$) y 1993 ($Z = 0.86$) y el menor en los años 1985 ($Z = 0.41$) y 2017 ($Z = 0.37$). La tasa de explotación más alta de la serie ocurrió en 1983, después de la veda total, y se mantuvo debajo de 50% hasta que en la década de 1990 se volvió a elevar por encima de ese punto de referencia (Fig. 4.2). La tasa de explotación más baja corresponde a 2017.

La tasa de captura representa la captura en relación con la biomasa media (en este caso, anual) y para cada año se estimó como $TC = \frac{F}{Z}(1 - e^{-z})$ (Ricker 1975). Estos cálculos mostraron que en 1983 se capturó 47% de la biomasa media disponible; posteriormente, la tasa se mantuvo por debajo de 20% hasta 1990. En 1993, la tasa ascendió a 40% y luego se observó una tendencia a disminuir hasta 27% en 2013. La menor tasa de la serie (9%) corresponde a 2017. Este valor puede estar sesgado por la naturaleza del muestreo de organismos en basureros del Alto Golfo (Fig. 4.3).

La tasa de explotación E expresa la proporción de la mortalidad total que se debe a la pesca. Un punto de referencia límite comúnmente utilizado en pesquerías para E es 0.5 (Pauly 1984, Kwarfo-Apegyah *et al.* 2009, Kolding *et al.* 2016); se infiere que la totoaba estaba sobreexplotada antes y poco después de la veda en 1975 y nuevamente del final de la década de

1990 hasta la década de 2010. La tasa de explotación de 2017 debe tomarse con precaución porque la muestra podría representar sólo una parte de los organismos capturados. Por ejemplo, si se muestreó una proporción mayor a la realmente capturada de los organismos más grandes, la estimación de Z estaría sesgada hacia abajo. El análisis anterior sugiere que, pese a la captura ilegal, las medidas de protección para la totoaba fueron relativamente eficaces durante la primera década después de la veda. Pero a partir de entonces, la tasa de explotación aumentó debido al incremento en la pesca ilícita, sobre todo a partir del inicio de la década de 2010.

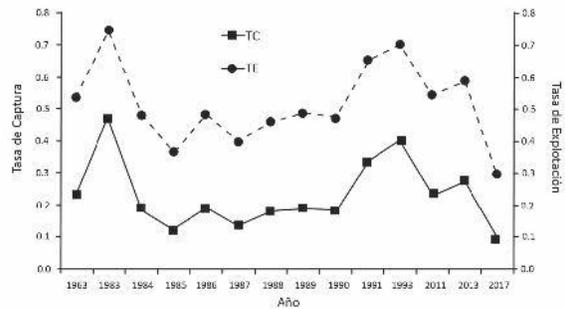


Fig. 4.3. Variación anual de la tasa de captura (TC) y de explotación (TE) de la totoaba.

Factores socioeconómicos recientes relacionados con el bucheo

Hay que tomar en cuenta tres factores clave para entender los retos a los que se enfrentan las comunidades del Alto Golfo. La principal actividad económica de estas comunidades es la pesca. Sin embargo, una serie de factores antropogénicos, como la sobreexplotación, la disminución del flujo de agua hacia el delta del Río Colorado, entre otros, ha causado deterioro ecosistémico que ha afectado el estatus poblacional de muchas especies.

Esto ha resultado en una reducción considerable de las capturas pesqueras, lo que ha propiciado una crisis general en el sector. En 1993 se decretó la Reserva de la Biosfera Alto

Golfo de California y Delta del Río Colorado con el objetivo de proteger especies endémicas como la vaquita marina y la totoaba y así evitar su extinción (Robles 1998). En 2017, el gobierno mexicano decretó la clausura de toda pesca en el Alto Golfo. Esta decisión se venía discutiendo desde el año 2014 cuando el Comité Internacional para la Recuperación de la Vaquita (CIRVA) estimó que sólo quedaban 97 vaquitas marinas vivas (García-Gómez y Chávez-Nungaray 2017).

Conforme las circunstancias recién descritas, es lógico que al presentarse una oportunidad tan redituable como es el bucheo ilegal, los pescadores de estas comunidades optaran por participar en esta actividad. Así, muchas personas han invertido en equipos de pesca (pangas y redes) y jóvenes han dejado sus estudios para convertirse en pescadores.

Los pagos que reciben los pescadores por pieza de buche varían de acuerdo con diferentes categorías de peso: aquellos que pesan más de un kilogramo alcanzan los precios más altos a pie de playa (Fig. 4.4).

En 2018, debido al esfuerzo intensivo de extracción, la captura de totoabas con la longitud suficiente para tener un buche que exceda un kilogramo se vuelve cada vez más rara. El peso promedio por buche reportado en entrevistas es de 500 g, lo que corresponde a una totoaba con peso promedio de 26 kg. Esta relación entre el peso del buche y el peso total

del pez proviene del promedio calculado mediante una muestra de organismos de totoaba obtenidos en 2018 ($n = 14$). Se estimó que el peso húmedo del buche constituye en promedio 1.61% del peso total del organismo (hasta 3% en el caso de hembras³).

Comercio internacional del buche de totoaba

Al inicio de la década de 2010, la captura ilegal de totoaba comenzó a incrementar de manera muy importante debido al elevado precio del buche seco en países de Asia, particularmente China. En el sur de dicho país, incluido Hong Kong, alimentos secos como las vejigas natatorias de peces (llamadas *maw*), aletas de tiburón, abulón, pepinos de mar y caballitos de mar, son alimentos tradicionales con profundas raíces culturales (EIA 2016a). Se ha hipotetizado (EIA 2016b) que el aumento de la captura y el comercio de buches de totoaba se correlaciona con la disminución drástica del bahaba chino, *Bahaba taipingensis* (Herre 1932), otra especie de la familia Sciaenidae declarada en peligro crítico de extinción (He *et al.* 2012).

Las razones fundamentales del aumento de la captura ilegal de totoaba son la vigilancia inefectiva y, por tanto, el aumento en el esfuer-

3. Dr. Conal D. True, UABC, *com. pers.* Junio, 2019

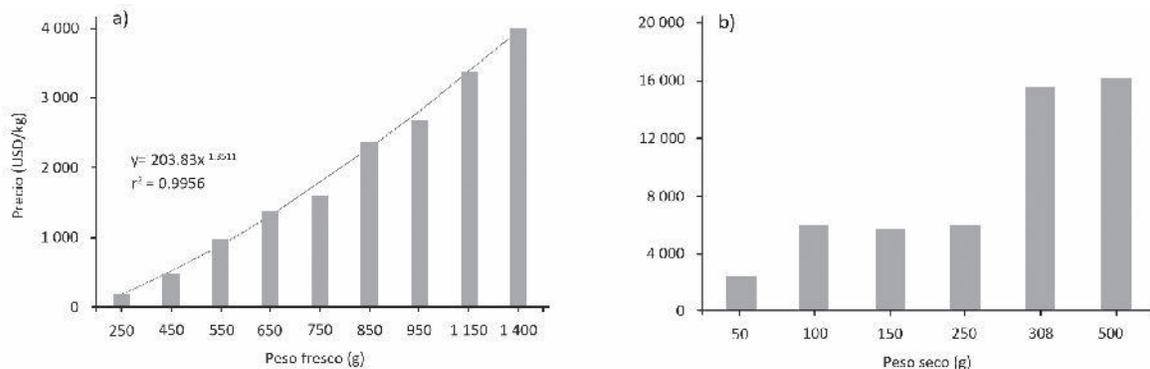


Fig. 4.4. Precio del buche de totoaba. *a)* Precio en playa del buche fresco; fuente: elaboración propia con base en información recabada durante el presente estudio. *b)* Precio del buche seco en el mercado negro en China; fuente: elaboración propia con datos en EIA (2016b). Se incluyen solamente los precios mínimos/kilogramo.

zo de pesca en la zona del Alto Golfo de California (AGC). La causa raíz es la impunidad aunada a políticas confusas y, en ocasiones, encontradas entre las instancias ambientales y pesqueras mexicanas. Por un lado, a partir de 2015 se prohibió el uso de redes de pesca en el AGC, excepto para macarela y curvina golfina, en tanto que en el periodo de 2013 a 2016 se reporta un aumento de 66% en el número de pangas permitidas por CONAPESCA. Se ha reportado, asimismo, que la pesca de curvina golfina y la pesca deportivo-recreativa en el AGC facilitan la captura de totoabas (EIA 2017). El resultado fue que desde 2012, la captura de totoaba aumentó a tal grado que la cantidad de buches en el mercado generó un desplome en el precio (EIA 2017).

Esto no significa que la captura disminuyera, sino que se generó el almacenamiento de buches para controlar el precio (EIA 2017), lo que explica por qué se siguieron reportando decomisos de totoaba y de redes para su captura. Entre febrero y abril de 2013, autoridades de EE.UU. decomisaron 500 buches, y en junio del mismo año, otros 270. Entre enero y agosto de 2013, autoridades mexicanas decomisaron 110 buches, y en noviembre otros 385 buches (EIA 2016a, 2016b). Entre 2014 y 2015 en EE.UU. fueron decomisados al menos 530 buches.

Entre abril de 2015 y julio de 2017 autoridades mexicanas decomisaron 409 totoabas y 1 049 buches de totoaba. En 2016, en un establecimiento comercial de China, se detectaron 700 buches (EIA 2017). Contra lo que se podría pensar, la captura de totoaba no ha menguado. En Mexicali, BC, en mayo de 2018 autoridades mexicanas decomisaron 229 buches⁴ y en octubre del mismo año otros 271⁵. En marzo de 2019, en la ciudad de Jiangmen, provincia de Guangdong (China), autoridades de ese país

confiscaron 20 mil buches secos de totoaba⁶. Se puede argumentar que tal cantidad de buches pudo haber sido capturada a lo largo de un tiempo indefinido y no necesariamente representa captura ilegal de unos días atrás. No hay manera de resolver esto. No obstante, algunos cálculos sencillos ponen en perspectiva la magnitud de la captura ilegal de totoaba. Entre 2013 y 2017 en EE.UU. suman 1 300 los buches decomisados; en México, entre 2013 y 2018 se reportó el decomiso de 2 453 buches y totoabas. El total es de 3 753 en ambos países, cifra muy inferior (18.8%) a la decomisada en China en 2019. Si el peso promedio de los peces correspondientes a tales decomisos es de 25.7 kg (véase más abajo), esto representa 610.5 t de totoabas a lo largo de siete años (2013 a 2019). Pero esto es un cálculo basado en los decomisos, que son siempre menores al tráfico total de especies, específicamente en aeropuertos (C4ADS 2018).

Pero si, como ya se mencionó, a mediados de la década de 1980 se capturaban 162 t de totoaba anuales, es de esperarse que los decomisos reportados representen una menor proporción de la cantidad real de buches traficados. Esto ha sido interpretado como resultado del alto valor de los buches de peces en el mercado negro, lo que resulta en una baja frecuencia de decomisos. En otras palabras, la frecuencia de decomisos se relaciona inversamente con el valor del producto traficado ilegalmente (C4ADS 2018).

Artes y temporada de captura

Los artes de pesca de totoaba son chinchorros de línea de 500 m de largo promedio con luz de malla de 10 plg, fijadas con un ancla pesada en ambos extremos de la red. Otro arte utilizado es la cimbra con anzuelos del núm. 3

4. <https://www.elsoldemexico.com.mx/republica/sociedad/historico-decomisa-policia-estatal-100-kilos-de-buches-de-totoaba-1663859.html>

5. <https://www.efe.com/efe/america/mexico/decomisan-271-buches-de-totoaba-en-el-aeropuerto-ciudad-mexico/50000545-3768739>

6. <https://www.scmp.com/news/china/society/article/2189039/china-nets-11-people-smuggling-119-million-worth-rare-totoaba>

con aproximadamente 200 anzuelos por línea de 300 m de longitud. Para la captura de totoaba se utilizan embarcaciones menores con motores de 250 hp. Cada embarcación cuenta con cuatro o cinco tripulantes para levantar las redes que aumentan su peso con la fuerza de las corrientes, por lo que las revisan generalmente cuando la corriente de marea se detiene. Para poner en perspectiva la magnitud del esfuerzo de pesca de esta especie, entre abril de 2015 y julio de 2017 la SEMARNAT extrajo del mar 996 redes totoaberas (EIA 2017).

La temporada “masiva” de captura de totoabas adultas ocurre cuando los organismos inmigran al Alto Golfo para desovar, desde mediados de febrero hasta junio, lo que coincide con la época de desove de la curvina golfina. Ambas especies se congregan para desovar en el área frente a San Felipe, en BC, y el Golfo de Santa Clara, Sonora. Una vez que la población de totoaba se ha reproducido en el área del delta, se desplaza hacia el sur del AGC por la costa de Baja California hasta arribar a la zona insular y las rocas submarinas en Bahía de Los Ángeles, porque posiblemente es ahí donde encuentran refugio.

Los pescadores retiran las redes con las que operan cerca de su localidad y las trasladan a la región de bahía de Los Ángeles y a la zona insular siguiendo el desplazamiento de estos organismos. Esa zona del golfo es famosa por su pesca deportiva y sus actividades ecoturísticas. De acuerdo con entrevistas informales con personas locales y expertos, además de observaciones ocasionales, se estima que en 2017 *por lo menos* 100 embarcaciones se dedicaban de manera rutinaria a la captura de totoabas en el Alto Golfo.

Algunos pescadores acampan unos días revisando sus artes cada repunte de marea, sobre todo por la noche incluso cuando hay mal tiempo. Indagaciones realizadas durante el presente estudio entre los propios pescadores además de entre pobladores del AGC indicaron que, en promedio, cada embarcación utiliza de

tres a cinco artes y captura en promedio seis y hasta 20 totoabas por viaje⁷. Cuando utilizan cimbra es menor la probabilidad de captura. De los organismos capturados se aprovecha sobre todo el buche, pero se ha observado que después de la prohibición de redes en 2015, se ha incrementado la comercialización local de la carne.

Información recuperada de basureros

Para estimar el impacto de la captura de totoabas en el Alto Golfo se realizaron biometrías y recolecta de otolitos de organismos encontrados en basureros entre noviembre de 2016 y mayo de 2017. Debido a que las mediciones de talla se hicieron en basureros, después de un análisis cuidadoso en el que se comparó con otros trabajos, se evidenció una subestimación en las tallas. Se utilizó la ecuación longituditud de acuerdo con el modelo de crecimiento individual de von Bertalanffy (1938) para asignar peso total a totoabas de las edades determinadas por la segunda autora del presente capítulo. La ecuación de von Bertalanffy es: $L_t = L_\infty [1 - e^{-k(t-t_0)}]$.

Los parámetros para la totoaba se tomaron de Pedrín-Osuna *et al.* (2001): $L_\infty = 206.3$ cm de longitud total (LT), $k = 0.1743/\text{año}$ y $t_0 = -0.3$ años. Al graficar la curva de crecimiento se observa que los organismos crecen con rapidez y después de los 12 años se desacelera el ritmo de crecimiento (Fig. 4.5).

7. Entre 2017 y 2019 se han reportado dos capturas excepcionales de 70 100 y 120 totoabas por panga, respectivamente.

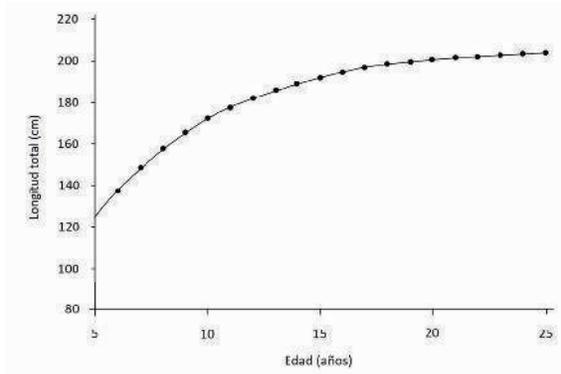


Fig. 4.5. Crecimiento individual de la totoaba para el intervalo de edades encontrado en basureros del Alto Golfo de California.

La estructura estimada de longitudes presentó un intervalo de variación entre 124.3 cm y 203.8 cm *LT*, con promedio de 176.56 cm *LT* ($S = 22.8$ cm, $n = 137$) y coeficiente de variación (*CV*) de 13%. Para estimar el peso promedio de las totoabas muestreadas en basureros se utilizó la relación peso-longitud: $P = aL^b$ (Ricker 1975) en donde P es el peso (kg) y L la longitud total en cm. Los valores de los parámetros estimados por De Anda-Montañez *et al.* (2013) son $a = 0.000005$ y $b = 3.0635$. Utilizando esta ecuación se obtuvo que el peso promedio de las totoabas muestreadas en los

basureros fue de 45.71 kg ($S = 16.04$ kg, $CV = 35.1\%$). La estructura de longitudes muestra un sesgo positivo y la distribución de edades un sesgo negativo (Fig. 4.6).

La comparación de las estructuras de edades y longitudes observadas indica que, aunque la captura ilegal busca las totoabas de mayor tamaño (Fig. 4.6b), los organismos que se analizaron eran relativamente jóvenes (Fig. 4.6a). En términos de longitud, el percentil 50 está entre 160 y 165 cm *LT*; en términos de edad, el percentil 50 está entre 11 y 12 años. Es decir, casi 50% de las totoabas capturadas tiene 12 años o menos. Se debe tener cautela con estos resultados porque por lo menos dos factores pueden confundir los resultados: 1) sesgo en el muestreo en los basureros, y 2) sesgo de la captura ilegal hacia los organismos más grandes.

Teóricamente, se ha establecido (Cisneros-Mata *et al.* 1997) que la variabilidad en la sobrevivencia de totoabas de cuatro años en adelante tiene un gran efecto en la probabilidad de extinción de la población. En consecuencia, si la captura ilegal está afectando en su mayoría a organismos de entre cinco y 12 años, esto se puede interpretar como un gran riesgo de que la población de totoaba disminuya hasta un grado no deseado.

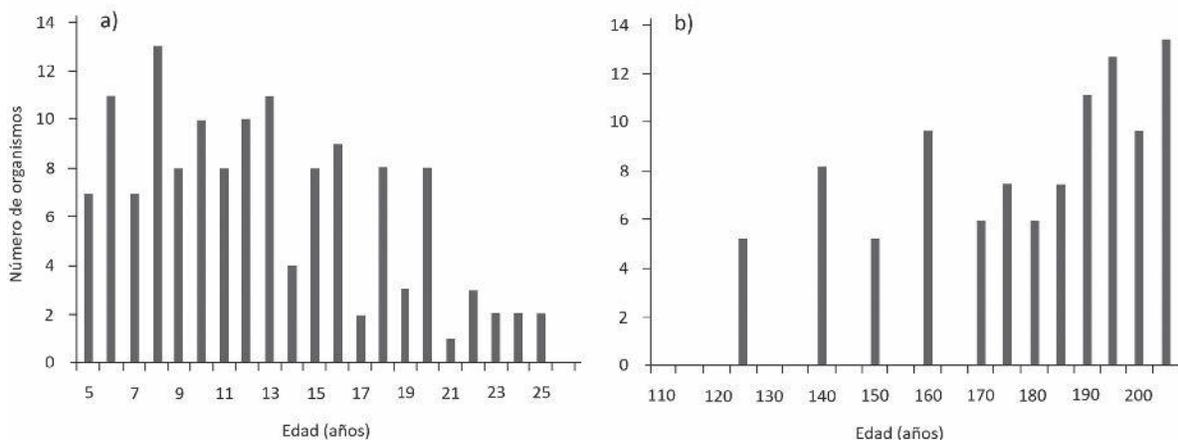


Fig. 4.6. Estructura de edades: a) observadas y b) longitudes estimadas de totoabas recuperadas de basureros en el Alto Golfo de California de noviembre de 2016 a mayo de 2017 ($n = 137$).

Estimación de la magnitud de la pesca

Una estimación *conservadora* del número de totoabas capturadas en 2017, revisada en 2018 y 2019 con información de habitantes locales ($n = 11$), indicó que la cifra pudo haber rondado los 30 mil ejemplares. Si la mayoría de los organismos es de adultos reproductores, con la relación peso-longitud aplicada a los muestreos en los basureros se estimó que el peso promedio de los organismos capturados es de 45.71 kg. Esto arroja una cifra de 1 357 t de totoaba capturadas entre enero y junio de 2017.

Para realizar estos cálculos se tomó en consideración el esfuerzo pesquero estimado en número de pangas, artes por panga y totoabas por arte. Esta información proviene de conversaciones informales con habitantes de San Felipe y del Golfo de Santa Clara, complementada con observaciones ocasionales (Tabla 4.2). Si se considera la tasa de captura de 9% para 2017, esto representa una biomasa media anual de totoaba de 15 077 t de organismos en el intervalo de longitudes muestreados (media = 142 cm LT; IC 95%: 136-147 cm LT).

La información de la *tabla* puede reflejar una sobreestimación en cuanto al peso o la biomasa capturada porque el peso promedio es de las totoabas recuperadas en los basureros en 2017⁸.

Si se utilizan los datos de totoabas muestreadas desde 1963 hasta 1993, el peso promedio es de casi la mitad, 25.7 kg. Se excluyen los muestreos de 2017 por el motivo que ya se comentó, así como los datos de 2011 y 2013 porque incluyen muestreos fuera del Alto Golfo de California. Si es éste el caso, la captura ilegal en 2017 parece haber sido de 763 t (Tabla 4.3). Si se utiliza la tasa de captura de 9% estimada para 2017, esto indicaría que en ese año existía una biomasa media de 8 478 t de totoabas en el intervalo de las longitudes de captura consideradas.

Ya sea que fuesen 1 357 o 763 t, la estimación del número mínimo de totoabas capturadas es indicativa de lo atractivo que resulta la pesca de esta especie, aun con la gran cantidad de medidas de regulación instrumentadas para detener su explotación. En otro capítulo se estima el efecto de la captura ilegal en la población de totoaba.

Estas estimaciones deben ser tomadas con suma precaución porque en análisis subsiguientes (Modelo y escenarios) se utilizan para ajustar un modelo matricial determinístico. En ejercicios previos quedó de manifiesto que el modelo es muy sensible al peso promedio de la captura ilegal supuesta para 2017 y por ello los análisis de escenarios dependen de este mismo valor.

8. Cabe hacer notar que en 2010 la PROFEPA decomisó 10 totoabas con peso total de 410 kg, o 41 kg en promedio por organismo. La longitud total promedio de totoabas de ese peso es de 1.8 metros. https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/v/4838/1/mx.wap/aseguro_la_profepa_en_sonora_416_kilos_de_totoaba_un_pescador_y_su_embarcacion_puestos_a_disposicion_del_mpf.html

[mx/innovaportal/v/4838/1/mx.wap/aseguro_la_profepa_en_sonora_416_kilos_de_totoaba_un_pescador_y_su_embarcacion_puestos_a_disposicion_del_mpf.html](https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/v/4838/1/mx.wap/aseguro_la_profepa_en_sonora_416_kilos_de_totoaba_un_pescador_y_su_embarcacion_puestos_a_disposicion_del_mpf.html)

Tabla 4.2
Captura estimada de totoabas en 2017 en el Alto Golfo de California.

Mes	Pangas	Días/ semana	Semana/ mes	Artes/panga revisados/día	Totoabas/ arte	Totoabas/ año	Peso promedio (kg)*	Biomasa capturada (t)
Enero	5	2	2	2	2	80	45.71	4
Febrero	20	4	3	3	3	2 160	45.71	99
Marzo	50	4	3	3	6	10 800	45.71	494
Abril	50	4	4	3	6	14 400	45.71	658
Mayo	20	4	3	3	3	2 160	45.71	99
Junio	5	2	2	2	2	80	45.71	4
Total						29 680		1 357

*El peso promedio corresponde a los organismos muestreados en basureros.

Tabla 4.3

Captura mínima estimada de totoabas en 2017 en el Alto Golfo de California, considerando el peso medio de totoabas muestreadas históricamente en la misma zona

<i>Mes</i>	<i>Pangas</i>	<i>Días/ semana</i>	<i>Semana/ mes</i>	<i>Artes/panga revisados/día</i>	<i>Totoabas/ arte</i>	<i>Totoabas/ año</i>	<i>Peso promedio (kg)</i>	<i>Biomasa capturada (t)</i>
Enero	5	2	2	2	2	80	25.7	2
Febrero	20	4	3	3	3	2 160	25.7	56
Marzo	50	4	3	3	6	10 800	25.7	278
Abril	50	4	4	3	6	14 400	25.7	370
Mayo	20	4	3	3	3	2 160	25.7	56
Junio	5	2	2	2	2	80	25.7	2
Total						29 680		763

Capítulo 5

Biomasa por ecointegración

MANUEL OTILIO NEVÁREZ-MARTÍNEZ
MIGUEL ÁNGEL CISNEROS-MATA
VIOLETA ESTEFANÍA GONZÁLEZ-MÁYNEZ
ALEJANDRO VALDEZ-PELAYO
MARCO POLO BARAJAS-GIRÓN
DEMETRIO RODRÍGUEZ-FÉLIX
DANIEL GUEVARA-AGUIRRE
ALEJANDRA ADELAIDE APOLINAR-ROMO

Introducción

La estimación de biomasa por técnicas hidroacústicas, particularmente por ecointegración, es muy útil para estimar la biomasa de organismos que forman cardúmenes (Richards *et al.* 1991). En términos muy generales, esta técnica implica insonificar con una o varias frecuencias a lo largo de un transecto y medir la intensidad de los ecos en términos de energía. Utilizando sistemas previamente calibrados, en este caso una ecosonda científica, es posible obtener estimaciones del peso o tamaño de peces individuales e integrar los ecos para obtener biomasa total (Thorne 1983). Para aplicar este método de estimación de abundancia se debe determinar el blanco acústico de los organismos, que depende fundamentalmente de su tamaño, entre otros aspectos (Foote 1987). En el presente capítulo se describe el procedimiento llevado a cabo para estimar la biomasa de totoaba por ecointegración para los años 2017 y 2018; el trabajo de Nevárez-Martínez *et al.* (en revisión), describe los detalles y cálculos específicos para dicha estimación.

Preparativos para determinar la fuerza del blanco

Para determinar el blanco acústico de totoabas de distintos tamaños se construyó un bolso cúbico con paño de red sardinera con dimensiones de 20 m de largo x 15 m de ancho x 20 m de profundidad. El cubo fue construido con hilo de polietileno color negro núm. 18 y luz de malla de 2 plg. Como relinga, al cubo se le colocó cabo de seda de 1/2 plg en el borde la parte superior; en la parte inferior se colocó cabo de seda de 3/4 plg además de 200 kg de cadena de 3/8 plg distribuido por el perímetro del fondo (Fig. 5.1).

La determinación del blanco acústico consistió en colocar totoabas de tamaño conocido dentro del bolso cúbico, para ser insonificadas con frecuencias conocidas mediante un transductor y ecosonda científica. El bolso fue colgado del BIP XI, embarcación propiedad del INAPESCA, para colocar los organismos y realizar las determinaciones del blanco acústico de las totoabas vivas (Fig. 5.2).



Fig. 5.1. Bolso cúbico de paño de red para realizar las determinaciones del blanco acústico de las totoabas vivas. A) Detalle; B) Bolso desplegado en el muelle, junto al BIP XI.

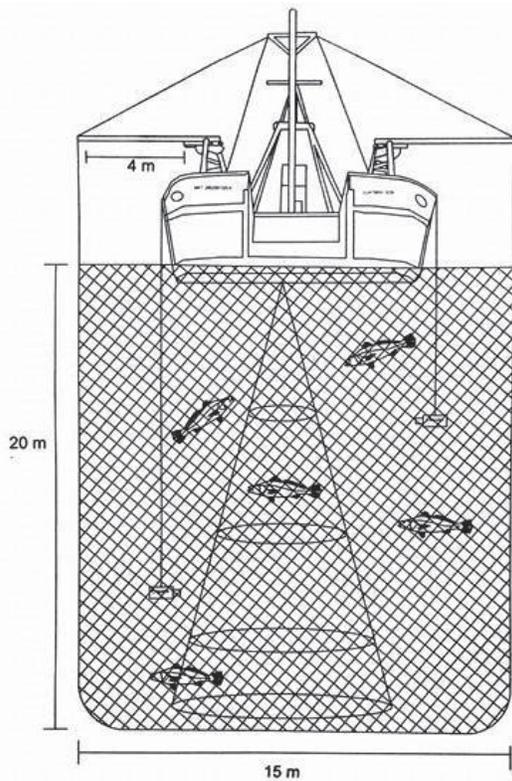


Fig. 5.2. Diagrama esquemático de la determinación de blanco acústico. En la parte superior está el BIP XI, y en la inferior el bolso cúbico de red.

Los organismos vivos utilizados para obtener el blanco acústico (TS) fueron de tres grupos de longitudes, dos de ellos proporcionados por el Centro Reproductor de Especies Marinas del Estado de Sonora (CREMES), y un tercer grupo capturado en el campo.

Crucero prueba de red de arrastre (BIP XI)

Se realizaron modificaciones a una red de arrastre de media agua, propiedad del INAPESCA herramienta clave para realizar la pesca de control en la evaluación de especies por eointegración. Sus características son: doble tapa tipo escamera con una relinga superior de ~33.5 m (110 pies) y ~33 m (108 pies) de longitud total sin copo. El copo mide ~6 m (20 pies) con luz de malla de 3.5 plg y una capacidad teórica de 3.5 t. Se modificó introduciendo una cuchilla tipo “V” de dos barras, iniciando con 20 mallas y terminando en cinco mallas.

Durante una campaña de prospección de prueba a bordo del BIP XI del 10 al 21 de noviembre de 2016, mediante 12 lances de pesca se evaluó el desempeño de la red de arrastre modificada, desplegándola en diferentes estratos de profundidad (Fig. 5.3). Se analizó la variabilidad de la abertura horizontal, de la abertura vertical y el área de la boca, en relación con los diferentes estratos de profundidad, la configuración del fondo, la velocidad de arrastre, así como la cantidad de cable de acero largado para el arrastre de la red.

El análisis de los ecos registrados por la ecosonda, así como la captura de un ejemplar de totoaba de 42 cm de longitud total como fauna acompañante en la pesca de control, permitieron suponer que se trataba del eco de totoaba (Fig. 5.4).

Las actividades del trabajo técnico incluyeron lo siguiente: toma de decisiones sobre los



Fig. 5.3. Pruebas realizadas para medir el desempeño de la red de arrastre de media agua modificada para capturar totoaba. El crucero se realizó en noviembre de 2016 a bordo del BIP XI, embarcación propiedad del INAPESCA.

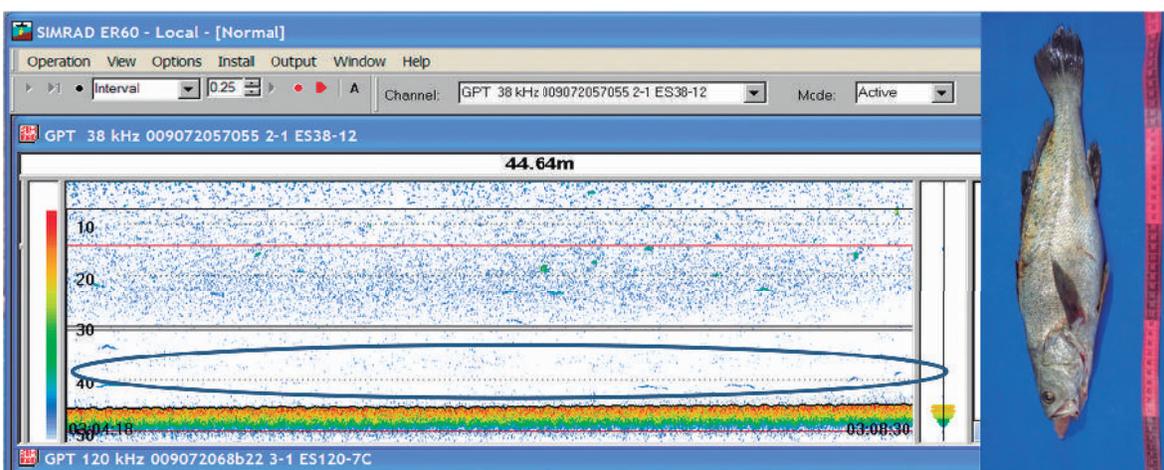


Fig. 5.4. Muestra de registro acústico.

lances, monitoreo de la ecosonda, registro de parámetros y muestreo de las capturas de cada lance. Para la realización de estas actividades se contó con un permiso de pesca de fomento.

Traslado de juveniles para el blanco acústico

En el mes de enero y parte de febrero de 2017 se realizaron los preparativos para llevar a

cabo la determinación del blanco acústico (TS) de juveniles de totoaba. Esto incluyó avituallamiento y despacho del BIP XI, así como la planificación de las actividades en general y fabricación e instalación del soporte transductor de la ecosonda EK80 a bordo del BIP XI.

A finales de febrero se hicieron las gestiones y los preparativos para el traslado de organismos juveniles de totoaba desde las instalaciones del CREMES (Bahía de Kino) hasta la Bahía de Guaymas (Cabo Haro) en donde

se fondeó el BIP XI para realizar los trabajos de determinación del TS de esos juveniles. El fondeo del BIP XI y la colocación de la jaula o red/bolso cúbico se llevaron a cabo el día 23 de febrero (Fig. 5.5).



Fig. 5.5. Detalle del arreglo del BIP XI y el bolso cúbico para determinar el blanco acústico de las totoabas.

Ese mismo día fueron transportados 24 organismos, con un intervalo de longitud de 30-45 cm *LT* y un peso total entre 400-600 g. Estos juveniles de totoaba fueron trasladados en una camioneta tipo Pick-up, propiedad del INAPESCA, equipada con un tanque de 1.5 m x 1.5 m x 0.7 m, hasta las instalaciones de Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera de Guaymas (CRIAP-Guaymas) del INAPESCA (Fig. 5.6).



Fig. 5.6. Vehículo en el que fueron transportados los organismos juveniles de totoaba.

Posteriormente, las totoabas fueron colocadas en bolsas de plástico con agua saturada de oxígeno y dispuestas en hieleras para evitar la exposición al sol, para ser transportadas en una embarcación menor propia del INAPESCA hacia el BIP XI (Fig. 5.7).



Fig. 5.7. Momento en que las totoabas juveniles son transportadas en bolsas con agua saturada de oxígeno, a bordo de embarcación menor al sitio de fondeo del BIP XI.

Al llegar al BIP XI, los organismos fueron verificados para comprobar que se encontraran en condiciones favorables para ser colocados dentro de la jaula o red/bolso en el mar. Antes de ser depositados en el bolso, se registró tanto la longitud total como la hora de liberación (Fig. 5.8).



Fig. 5.8. Colocación de juveniles de totoaba dentro del bolso de red para determinar su blanco acústico.

Una vez introducidas las totoabas en el bolso, se esperó a que los organismos fueran detectados por el transductor de la ecosonda EK80 para recibir el eco emitido por su vejiga

natatoria. La vejiga actúa como caja de resonancia; cada vez que los organismos pasaban bajo el haz del transductor, se registraban las detecciones de las totoabas (Fig. 5.9). Una vez obtenido un número suficiente de ecos para utilizar esos datos en la detección de la función del blanco acústico de las totoabas, se procedió a la liberación de las totoabas vivas y a levantar el bolso cúbico.



Fig. 5.9. Detecciones del eco de las totoabas.

Intentos de captura de totoabas adultas

A principios del mes de marzo de 2017 iniciaron los preparativos para llevar a cabo la captura de organismos vivos de totoaba. Para ello, se contaba con las redes de enmalle (chinchorros) previamente elaboradas con recursos del proyecto. Se tenía planeado llevar a cabo las capturas en la zona costera adyacente a Bahía de Lobos con el apoyo de pescadores del lugar. Sin embargo, no fue posible debido a que los pescadores informaron que no se habían tenido registros de captura incidental en ese sitio.

El primer intento de captura se realizó en sitios cercanos al puerto de Guaymas. Pescadores con conocimiento del área informaron de la existencia de pescaderos temporales de totoaba cercanos al lugar donde sería fondeado el BIP XI para hacer la determinación del blanco acústico. La primera semana de marzo se realizó el primer intento de captura, en el que se utilizó un chinchorro de 200 brazas de largo, con luz de malla de 8 plg. Se hicieron

lanes por la noche y durante la madrugada (Fig. 5.10); pero debido al viento excesivo y a la marejada, el intento fue fallido.



Fig. 5.10. Detalle del intento de captura de totoaba en las proximidades de Guaymas, Sonora.

Se tomó la decisión de acudir a la zona Puerto Lobos, al norte de Sonora, así como a El Desemboque de los Seris; pronto se descartó el último sitio por la dificultad de acceso. Se tiene conocimiento de que hay registros de captura de totoaba en ambos lugares. La salida se programó para finales de marzo, en Puerto Lobos, aunque no se tuvo éxito. En otro intento se hicieron preparativos para la captura en el Golfo de Santa Clara (EGSC) del 5 al 9 de abril, si bien de igual manera el intento fue fallido.

Captura de totoabas adultas vivas

En un intento más, del 21 al 29 de abril se logró la captura de nueve totoabas adultas a bordo de dos embarcaciones menores en la zona del Alto Golfo (Fig. 5.11). Cada embarcación contaba con cuatro tripulantes: dos pescadores y dos técnicos. Los artes de pesca utilizados fueron: chinchorro de línea de 100 brazas de largo (luz de malla de 2.75 plg) para la cap-

tura de carnada (sierra y chano) y una cimbra con 200 anzuelos tableados del núm. 3 para la captura de totoabas.

La faena de pesca de totoabas se llevó a cabo por la madrugada, mañana, tarde o de noche. Primeramente, se utilizó el chinchorro de línea para la captura de carnada; cada lance fue de cerca de una hora. La carnada fue cortada en trozos para ponerla en los anzuelos de la cimbra; cada lance tuvo una duración aproximada de una hora y media (Fig. 5.12).

Después de varios intentos, el 25 de abril a las 14:00 horas se logró la captura de seis organismos en el sitio conocido como La Boya 2, ubicado al sur del Golfo de Santa Clara (Fig. 5.13).

Tres totoabas más fueron capturadas el 27 de abril en el sitio conocido como La Poza cerca de El Tornillal, al sureste del Golfo de Santa Clara, alrededor de las 22:00 horas (Fig. 5.14).



Fig. 5.11. Detalle de la captura de carnada.



Fig. 5.12. Detalle del encarnado de la cimbra para la captura de totoaba.



Fig. 5.13. Detalle de totoaba capturada con cimbra.

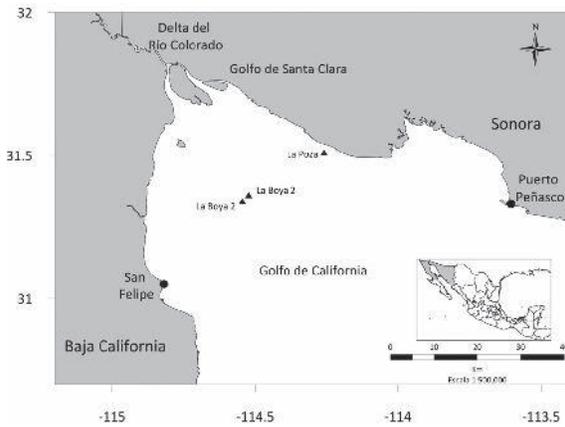


Fig. 5.14. Sitios en donde fueron capturadas las totoabas adultas.

Los organismos capturados fueron llevados a un vivero en una de las pangas, y en los cajones de otra panga para su traslado al Golfo de Santa Clara. Para reducir efectos de barotrauma fue necesario punzar la vejiga natatoria de los organismos. Durante el trayecto de los sitios de captura a EGSC se hicieron recambios de agua cada 15 min, así como aireación manual. El transporte tomó alrededor de dos horas, que coincidieron con fuerte marejada (Fig. 5.15).



Fig. 5.15. Detalle del traslado de totoabas en pangas.

En la playa de EGSC previamente se había instalado un sistema de aclimatación en donde fueron colocados los organismos hasta el momento de su traslado vía terrestre a las instalaciones del CREMES (Bahía de Kino, Sonora). De las nueve totoabas capturadas, seis sobrevivieron; el intervalo de tallas de las nueve fue de 122 a 153 cm de longitud total.

Traslados de adultos al CREMES

Después de su aclimatación en playa, las seis totoabas vivas fueron trasladadas en un camión

de carga (rabón) refrigerado desde EGSC hasta las instalaciones del CREMES. Cuatro totoabas fueron trasladadas el día 26 de abril y dos más el 28 de abril. A bordo del camión, los organismos fueron colocados en viveros circulares con agua marina filtrada. Cada vivero fue equipado con aireación continua y oxígeno puro. Los organismos fueron distribuidos en los viveros de acuerdo con su tamaño y buscando mantener una baja densidad de biomasa. Para evitar estrés a las totoabas y minimizar el derramamiento de agua, los viveros fueron cubiertos con lona.

Durante los traslados, en cada vivero se monitorearon parámetros fisicoquímicos del agua (temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, pH y

turbidez). Para los recambios de agua se transportaron dos tinacos de 1 100 litros cada uno, llenos de agua de mar, a los que se les suministraba hielo para mantener la temperatura del agua cerca de los 19 °C (Fig. 5.16). Se hicieron recambios de agua en dos ocasiones, hasta llegar a las instalaciones del CREMES.

El trayecto de EGSC al CREMES tuvo una duración aproximada de 14 horas. Los ejemplares fueron transferidos del camión a los estanques del CREMES en una camilla de lona elaborada con ese fin. Los organismos fueron transportados a los estanques rectangulares de concreto, que cuentan con flujo constante de agua (Fig. 5.17).



Fig. 5.16. Transporte de adultos de *Totoaba macdonaldi*.



Fig. 5.17. Arribo a las instalaciones del CREMES.

En el traslado sobrevivieron cinco de los seis organismos transportados; durante su aclimatación en los estanques del CREMES murió uno más, quedando cuatro totoabas vivas con las que se realizó el *TS* dos semanas después de su captura.

Determinación del blanco acústico de totoaba

Durante dos semanas se mantuvieron en recuperación las cuatro totoabas sobrevivientes, con las cuales posteriormente se realizó la determinación del blanco acústico. Aprovechando la oportunidad de que el BIP XI estaba realizando el crucero de hidroacústica de totoaba en la parte norte del Golfo de California, se contempló determinar el *TS* en un sitio cercano a las instalaciones del CREMES. El BIP XI fue fondeado en un sitio con profundidad de 25 m y en una zona adecuada para el refugio contra los vientos y oleaje. Por la dirección de los vientos, el barco fue fondeado frente a la Ensenada del Perro, al sureste de isla Tiburón, a 30 km de distancia de las instalaciones del CREMES. Una vez fondeado el barco, marineros y personal técnico a bordo con apoyo de los buzos del CRIAP Guaymas realizaron maniobras para la colocación del bolso cúbico para insonificar las totoabas con la ecosonda científica.

Las totoabas fueron trasladadas en embarcaciones menores arrendadas a pescadores de Bahía de Kino, equipadas con lo necesario: agua, oxigenación y bombas de achique para los recambios de agua. Personal del CREMES apoyó en el traspaso de las totoabas a cada embarcación menor para llevarlas al BIP XI (Fig. 5.18). Cabe mencionar que las totoabas fueron depositadas de forma individual en los cajones de las embarcaciones.

Durante el trayecto se realizaron recambios de agua cada 15 minutos. El trayecto tuvo duración aproximada de hora y media hasta el BIP XI. Al llegar al sitio, la embarcación se ubicó a un costado del bolso y, con ayuda de una manta utilizada como camilla, se colocaron con sumo cuidado las totoabas dentro del bolso (Fig. 5.19). Se realizaron cuatro viajes de las embarcaciones menores del CREMES al BIP XI.

Las totoabas de tamaño conocido fueron colocadas una a una en el bolso e inmediatamente inició su insonificación y el grabado de los ecos. Una vez obtenido el número de ecos suficiente (aproximadamente dos mil registros), dio inicio la maniobra de retirar el bolso cúbico y el rescate de los organismos vivos, que fueron regresados al CREMES. Tres ejemplares lograron regresar vivos, dos en buen estado y uno en estado crítico.



Fig. 5.18. Maniobras en CREMES para el traslado de totoabas adultas al BIP XI.



Fig. 5.19. Traslado de totoabas adultas vivas del CREMES al BIP XI y colocación en el bolso cúbico.

Intento de capturas de totoabas medianas para experimento del *TS*

Hasta el momento se contaba con registros del blanco acústico de organismos juveniles (20-45 cm) y de adultos de longitudes mayores a 110 cm, que son una fracción de la población de totoaba. Con el fin de obtener un valor medio de la recta para la estimación del *TS*, se procedió al intento de captura de organismos de tamaño mediano (60-100 cm). De acuerdo con los pescadores de la región de San Felipe, BC, totoabas de estos tamaños se pueden capturar en Rocas Consag, frente a San Felipe, así como en Las Encantadas, al sur de San Felipe.

Para ello, se realizó una campaña del 15 al 18 junio a bordo del UNICAP XVI con el objetivo de capturar totoabas medianas para determinar el *TS*. Los intentos de captura se realizaron con caña de pescar (Fig. 5.20) durante 22 horas aproximadamente, pero no hubo éxito, por lo que no se pudieron incluir totoabas de ese tamaño en esta estimación.



Fig. 5.20. Intentos de captura de totoabas medianas para la determinación del *TS*.

El blanco acústico de la totoaba

Cuando un objeto es insonificado por un instrumento acústico, parte de la energía transmitida considerada localmente plana, es reflejada como eco directamente hacia el instrumento (retro-dispersada) de manera esférica. A la medición de la proporción de la energía retro-dispersada por el objeto se le conoce como

fuerza de blanco o *Target Strength* (TS) (Simmonds y MacLennan 2005). Una función común del TS es semilogarítmica: $TS = m \log_{10}(L) + b$; en donde TS es la fuerza media del objetivo (medida en dB), L es la longitud del pez (cm) y m y b son constantes (Foote 1991, McClatchie *et al.* 2003).

Una primera condición para la evaluación acústica de cualquier especie es que el TS represente una relación bien verificada entre la longitud y las propiedades de reflexión acústicas del organismo, ya que representa el factor de escala que se requiere para convertir la intensidad del eco en abundancia (Zhang *et al.* 2015). La fuerza objetivo es altamente variable. Incluso, para el mismo organismo es poco probable que la fuerza objetivo sea constante, debido a cambios en la orientación del cuerpo y el estado fisiológico de la vejiga natatoria, entre otros factores. La fuerza objetivo es una variable estocástica, una cantidad que tiene una distribución de valores y un valor medio que es el promedio de un gran número de mediciones, mientras que las mediciones individuales estarán ampliamente dispersas alrededor de esta media (Simmonds y MacLennan 2005).

Conforme la suposición de que todos los peces de cada uno de los experimentos estaban dispersos aleatoriamente en el volumen de agua insonificado por la ecosonda, y con la seguridad de que el número de peces fue constante una vez depositados todos en el bolso (éste no presentó defectos que pudieran ocasionar la fuga de los organismos, ni hubo muertes durante las mediciones) durante el tiempo necesario para obtener una distribución de por lo menos mil ecos de peces individuales.

En este caso, la dependencia del tamaño del organismo y su fuerza de blanco se evaluó mediante el siguiente modelo lineal propuesto por (Simmonds y MacLennan 2005):

$$TS = m \log L + b$$

Los valores de TS obtenidos en un grupo particular de peces se asociaron al promedio de longitud de los peces del grupo (L); esto se hizo en diferentes grupos, con lo cual se cubrió un intervalo de valores promedio de longitud total de 34 a 131 cm. La pendiente m y el intercepto b se estimaron por medio de una regresión lineal del TS con el $\log L$ en el entorno de programación R (R Core Team 2017).

Para los tres grupos de tamaño, los valores de TS promedio variaron entre -52 y -17.5 dB (Nevárez-Martínez *et al.* en revisión). El análisis de correlación lineal entre la talla (LT en cm) y el valor de TS fue de $R = 0.881$. Esto significa que la longitud es más relevante para el valor de TS de lo que pudiera ser la profundidad de la medición (Nevárez-Martínez *et al.* en revisión). Al ser la primera estimación que se logra de la relación TS-longitud de la totoaba en el Golfo de California, no se puede comparar con estimaciones previas de esta especie. Sin embargo, de acuerdo con MacLennan y Simmonds (1992), cuando la pendiente de la regresión es estimada directamente de datos experimentales, el valor de m comúnmente tiene valores entre 18 y 30, como fue el caso (Nevárez-Martínez *et al.* en revisión).

Ecointegración y Biomasa

La ecointegración se realizó en unidades de muestreo (ESU) de 1 mn en una capa de profundidad a partir del fondo, de 4 a 34 m. El nivel umbral de los valores de retrodispersión (S_v , dB/m) fue de -47 dB, obteniendo los valores del coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada $S_A(\text{NASC}, \text{m}^2/\text{mn}^2)$ como resultado de la ecointegración por capa. En cada capa se eliminaron aquellas ESU donde se detectaron agregaciones características de los pelágicos menores y mictófidios, considerando prioridad las agregaciones demersales.

La función TS se utilizó para calcular el coeficiente esperado de retrodispersión de la

sección transversal de un individuo ($\bar{\sigma}_{bs}$) mediante la relación (Simmonds y MacLennan 2005):

$$\bar{\sigma}_{bs} = 10^{TS/10}$$

La densidad de peces ρ_a , en número de individuos por unidad de superficie (mn^2) se obtuvo mediante la siguiente expresión:

$$\rho_a = \frac{\bar{S}_A}{4\pi\bar{\sigma}_{bs}}$$

en donde \bar{S}_A = coeficiente de retrodispersión por milla náutica cuadrada.

La biomasa promedio de totoaba en el área cubierta en el crucero se calculó multiplicando la densidad (ρ_a) por el peso promedio (\bar{W}) de las totoabas en la zona (expresado en toneladas):

$$\bar{B} = \rho_a \bar{W}$$

Por último, la biomasa total resultó de multiplicar la biomasa promedio por la región prospectada:

$$B = \bar{B}A$$

Se retiraron en el análisis aquellas *ESU* en donde se pudo identificar con toda confianza que las agregaciones acústicas no pertenecían a la especie de interés (p. ej. plancton, peces pelágicos menores, mictófidios). Cuando las agregaciones acústicas no pueden asignarse visualmente a las especies de interés, en especial en el caso de capas difusas o capas formadas por múltiples especies, los valores de eointegración se dividen de acuerdo con la composición de la captura en la zona (Doray *et al.* 2014). En este trabajo se utilizó un factor de corrección para la repartición geográfica y la batimétrica de la energía acústica (S_A) proveniente de la frecuencia de ocurrencia de *Totoaba macdonaldi* en los lances de identificación efectuados durante las prospecciones de 2017 y 2018, que fueron de 0.06 y 0.03, respectivamente.

Crucero de eointegración en 2017

Para aplicar el método de eointegración y estimar la abundancia poblacional de totoaba se realizó una campaña a bordo del BIP XI del 27 de abril al 23 de mayo de 2017. La zona de estudio abarcó los litorales de los estados de Sonora, Baja California y norte de Sinaloa (Fig. 5.21), navegando un aproximado de 1 720 millas náuticas (mn).

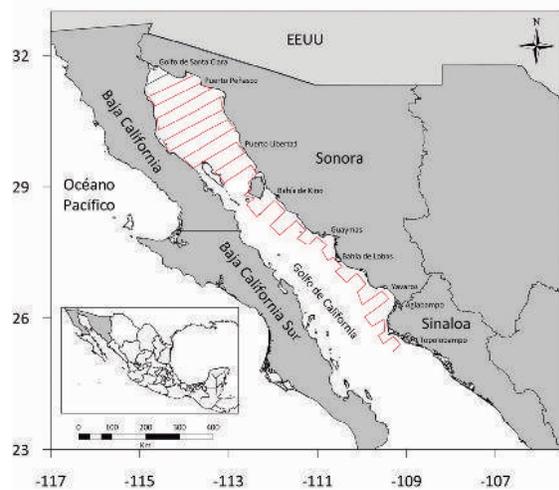


Fig. 5.21. Derrotero del crucero de totoaba en abril-mayo de 2017.

Los lances, de 30 minutos cada uno, se realizaron con la misma red experimental modificada para totoaba y probada en noviembre de 2016 (Fig. 5.22).



Fig. 5.22. Red modificada utilizada para los lances de pesca de control.

Se utilizó una ecosonda científica para registrar los ecos, así como una sonda de conducti-

vidad y un CTD para conocer las condiciones del agua a distintas profundidades durante el crucero. Se realizaron 32 lances de pesca de control y de cada uno se hicieron biometrías de la fauna, incluidos ejemplares de totoaba (Fig. 5.23). Los 32 lances de pesca de control se realizaron en sitios con profundidades variables entre 8 y 225 m de profundidad. El CTD se bajó a una profundidad máxima de 225 metros.

Cabe destacar que durante esta campaña se capturaron tres totoabas juveniles, en dos lances diferentes, con un peso medio de 700 g y longitud total de 30.0, 41.3 y 41.7 cm, respectivamente. Estos ejemplares se capturaron en las coordenadas 31.26 N, 113.90 O (cerca de Puerto Peñasco) y 30.722 N, 113.329 O (cerca de El Desemboque de Caborca) en profundidades de 27 y 74 metros.

Distribución de energía y estimación de biomasa en 2017

Los mayores valores de \bar{S}_A (m^2/mn^2) se encontraron en el Alto Golfo, incrementándose hacia la parte más norteña. Las zonas cercanas a Puerto Peñasco y Santo Tomás mostraron valores intensos de \bar{S}_A ; las mismas donde se corroboró la presencia de totoaba en las agregaciones de peces demersales en los lances de control del crucero. Entre Puerto Lobos y

Puerto Libertad también se registraron grandes valores de \bar{S}_A . La energía acústica también estuvo bien representada alrededor de isla Tiburón, los Bajos del Cardonal y en las partes más sureñas como Topolobampo, aunque en menor proporción (Fig. 5.24).

La longitud total (LT) promedio considerada como base para la totoaba durante este estudio fue de 88 cm, valor que se estimó con base en los organismos capturados en el área de estudio durante la prospección y con los animales utilizados unas semanas antes durante el experimento de *TS*. El peso promedio utilizado para convertir la abundancia numérica a biomasa se estimó utilizando la relación peso-LT: $W = 0.000005 \cdot LT^{3.0635}$ (De Anda-Montañez *et al.* 2013), lo que arrojó un valor de 4.53 kg. En la estimación de biomasa se utilizó la función *TS* anteriormente descrita para la frecuencia de 38 kHz que, junto con la biomasa promedio, permitió estimar la biomasa de totoaba para la primavera de 2017 en un área que se estimó en 9 000 mn^2 , pues como ya se mencionó, se retiraron del análisis aquellas *ESU* en donde se pudo identificar con toda confianza que las agregaciones acústicas no pertenecían a la especie de interés (fueron, por ejemplo, pelágicos menores, mictófidios, etc.). La biomasa total estimada fue de 36 429 t (Nevárez-Martínez *et al.* en revisión).



Fig. 5.23. Detalles del muestreo de la fauna en el crucero de hidroacústica del BIP XI.

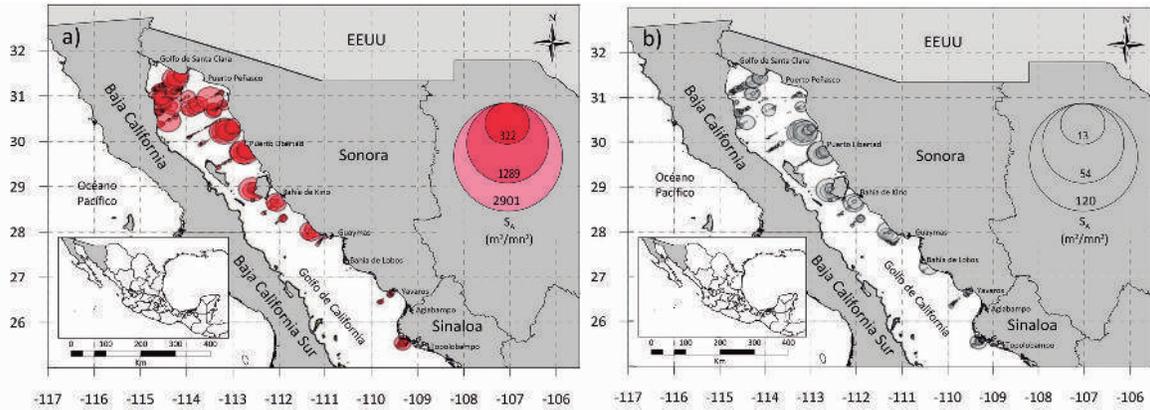


Fig. 5.24. Distribución geográfica del a) coeficiente de retrodispersión, \bar{S}_A (en m^2/mn^2), asociado a especies demersales, y b) de totoaba presentes en el área cubierta durante el crucero de levantamiento acústico en la primavera de 2017.

Crucero de ecointegración en 2018

En 2018 se realizó otra campaña de ecointegración de totoaba a bordo del BIP XI, del 15 de abril al 7 de mayo. La zona de estudio abarcó los litorales de los estados de Sonora, Baja California y norte de Sinaloa. Se prospectó 84.8% del área previamente establecida, recorriendo la costa de Sonora, la península de Baja California y las Grandes Islas (islas Tiburón y Ángel de la Guarda), entre 109° a 114° O y 25° a 31° N (Fig. 5.25). Los lances de pesca (30 min cada uno) se realizaron con la misma red experimental modificada para totoaba y probada en 2016 y en 2017.

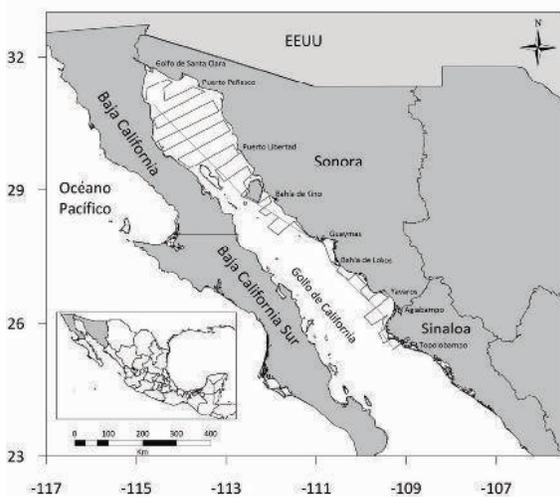


Fig. 5.25. Área prospectada durante el crucero de totoaba de abril- mayo de 2018.

Se realizaron 31 lances de pesca, de los cuales 100% fue de lances positivos con una amplia variedad de especies demersales y pelágicas, obteniéndose una captura total de 5 395.45 kg. La totoaba estuvo presente en sólo uno (3%) de los lances de control en la costa de Sonora, entre Puerto Libertad y Puerto Lobos (Fig. 5.26, punto amarillo). La longitud total (LT) promedio de las totoabas capturadas fue de 61.5 cm y su peso promedio se estimó en 1.548 kilogramos.

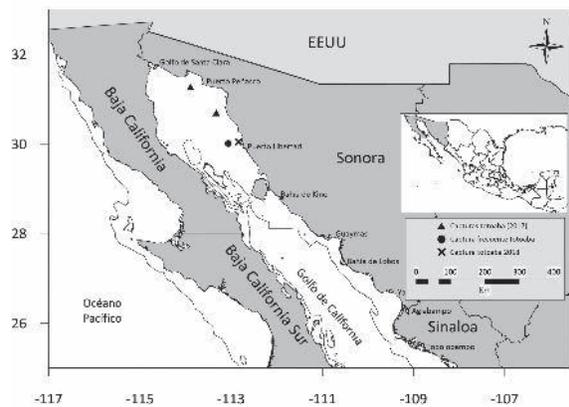


Fig. 5.26. Sitios de captura de *Totoaba macdonaldi* durante las campañas acústicas hechas por el CRIAP-Guaymas en el Golfo de California.

Distribución de energía y estimación de biomasa en 2018

Los ecos asociados a totoaba se registraron mayormente en el Alto Golfo de California, aumentando en la porción más norteña de la zona prospectada. Las áreas cercanas a Puerto Peñasco y el Golfo de Santa Clara muestran los valores más intensos. Esta distribución de la energía es bastante similar a la registrada durante la campaña de prospección de 2017. Frente a la Bahía de San Luis Gonzaga también se registraron altos valores de energía acústica; alrededor de isla Tiburón y los bajos de El Cardonal estuvo presente en proporciones medias que, aunque de manera general disminuyó su aporte relativo en la biomasa, se mantuvo en niveles estables con respecto a 2017 (Fig. 5.27).

Para la estimación de biomasa se utilizó la misma longitud total promedio (88 cm), así como el mismo peso promedio (4.53 kg) que en 2017. La biomasa promedio para la primavera de 2018 se calculó en 19 294 t. Este valor es 45% menor que el estimado en 2017 con el mismo método (36 429 t) (Nevárez-Martínez *et al.* en revisión).

Conclusiones

Si bien los lances positivos para totoaba en los cruceros de eointegración fueron relativamente pocos en ambos años, esto no invalida la estimación porque se utilizó la función del *TS* para discriminar otras posibles fuentes de energía (ecos) para diferentes tamaños. Éstas son las primeras estimaciones de biomasa con métodos acústicos para esta especie, aunque no lo son para la familia Sciaenidae. Rowell *et al.* (2017) estimaron mediante acústica pasiva y activa entre 2 133 y 2 145 t de curvina golfina, *Cynoscion othonopterus* en el delta del Río Colorado.

La asignación de energía acústica de totoaba en el futuro deberá ser más eficiente conforme se genere información adicional sobre densidad y tamaño de las agregaciones, mayor eficiencia de pesca de control (combinar métodos de pesca) y cobertura geográfica apropiada cuando su distribución sea más favorable respecto al movimiento horizontal y al vertical en la prospección. De acuerdo con el valor estimado, el estado actual de la totoaba es de un nivel mucho más alto que el estimado por Lercari y Chávez (2007) para la década de 1940, periodo

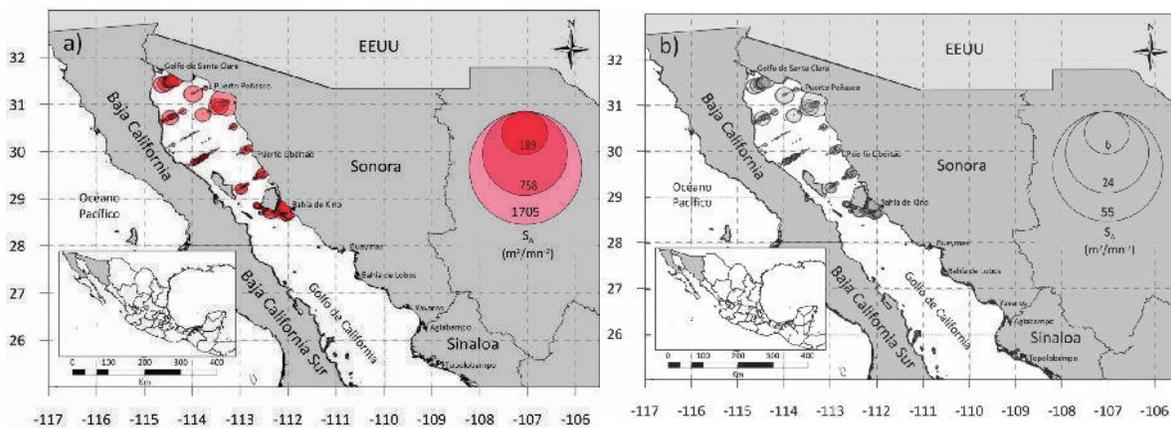


Fig. 5.27. Distribución geográfica de la a) energía acústica asociada a las especies demersales, y b) de totoaba presentes en el área cubierta durante el crucero de levantamiento acústico en la primavera de 2018.

en el que ellos valoraron que los niveles poblacionales fueron los más altos, aunque los métodos no son directamente comparables.

Los resultados obtenidos coinciden con los del capítulo relativo al índice de larvas: la biomasa de totoaba disminuyó de forma significativa entre los años 2017 y 2018.

Finalmente, es importante anotar que los estimados de biomasa de totoaba aquí presentados son realmente conservadores, pues no se está considerando toda la columna de agua en la eointegración y tampoco los primeros metros cercanos al fondo.

Capítulo 6

Modelo poblacional de totoaba

MIGUEL ÁNGEL CISNEROS-MATA
ANDREW STEINKRUGER
ERÉNDIRA ACEVES-BUENO

Introducción

Históricamente, la totoaba ha sido un recurso importante para las comunidades pesqueras en el Alto Golfo de California. Sin embargo, una amplia variedad de factores afecta a todas las etapas de la vida de la especie: las variaciones en el flujo del delta del Río Colorado pueden causar alta mortalidad de pre-reclutas (un año de edad); los juveniles (1-2 años de edad) se capturan incidentalmente en la pesca de camarón, y los pre-adultos y adultos son capturados en la pesca ilegal recreativa y en la comercial (Cisneros-Mata *et al.* 1995).

En respuesta a estas amenazas, la pesquería de totoaba se cerró oficialmente en 1975, y México, Estados Unidos y la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies en Peligro de Extinción (IUCN) la agregaron a sus listas de especies en protección. Estas regulaciones se instrumentaron en paralelo con otras medidas de conservación en el Alto Golfo de California (Bobadilla *et al.* 2011), incluidas la creación de un área marina protegida en 2005 (Rojas-Bracho *et al.* 2019) y una prohibición de redes de enmalle desde 2015 (Taylor *et al.* 2017).

A pesar de las regulaciones y el cierre de la pesquería, los altos grados de captura continuaron, incluso dentro de la reserva (Cisneros-Montemayor y Vincent 2016). En los últimos años, el aumento de la pesca ilegal se ha convertido en una amenaza importante para

la especie. La totoaba se comercializa por su valiosa vejiga natatoria, que alcanza precios de USD \$20 000 por kilogramo (Rojas-Bracho *et al.* 2019). Aunque las autoridades mexicanas han aumentado la vigilancia, las estrategias de manejo no han sido eficaces para detener la captura ilegal.

Desafortunadamente, debido al cierre de la pesca desde 1975, no se cuenta con estimaciones confiables del tamaño del *stock*, dado que no se han reportado las capturas y la información sobre los grados de captura incidental resultante de otras pesquerías como el camarón es muy limitada (Cisneros-Montemayor y Vincent 2016). Ante un inminente aumento en el esfuerzo pesquero, dadas las condiciones de mercado ilegal del buche, es crucial esclarecer el estado actual de la población y su capacidad para soportar alguna forma de pesca. Para ello, se requirió desarrollar un mecanismo que permitiese estudiar a la población a pesar de la falta de indicadores convencionales del estado del recurso.

En el presente estudio se realizó un análisis de modelación pesquera estructurado por edades que permitió aprovechar la limitada información disponible. Con la intención de respaldar la toma de decisiones, se llevó a cabo un análisis de riesgo que explora los resultados de distintos escenarios posibles de manejo del recurso. Se encontró que el inminente aumento en las capturas a causa del mercado ilegal de

la vejiga natatoria podría llevar a la población a un estado de grave sobreexplotación en el corto plazo.

Métodos

Se utilizaron los datos de captura disponibles correspondientes a los desembarques de la pesquería legal desde 1924 hasta 1975 (Rosales-Juárez y Ramírez-González 1987). La captura ilegal se calculó con base en datos compilados mediante entrevistas informales y observaciones de campo que incluyen estimaciones del tamaño de la flota, el equipo, el esfuerzo, la captura por unidad de esfuerzo y la selectividad. Adicionalmente, en 2017 un grupo de observadores recolectó otolitos de totoaba descartados en basureros (véase capítulo “Captura ilegal de totoaba”).

Dado que se carece de datos históricos de la captura incidental de juveniles, las estimaciones se basaron en un estudio previo (Cisneros-Mata *et al.* 1995) que encontró que durante la década de 1980 la pesca de camarón capturó cerca de 120 000 juveniles (aproximadamente 55 t). Para hacer un cálculo aproximado de la captura incidental de juveniles se consideraron cuatro periodos: 1) 1925 a 1985, 2) 1986 a 1993, 3) 1993 a 2005 y 4) 2006 a 2017. Para el primer periodo se creó un vector en el que la captura incidental crece 2% por año hasta alcanzar 120 000 juveniles/año en 1985. Para el segundo periodo se mantuvo un promedio de 120 000 juveniles/año. Para el tercer periodo se asumió que la creación de la reserva de la biosfera que incluye un área marina protegida (AMP) en 1993 (Rojas-Bracho *et al.* 2019) ocasionó una reducción de 2% por año de la captura, lo que resultó en 80 000 juveniles/año hasta 2005. De 2006 hasta 2017 se mantuvo una media de 80 000 juveniles/año. Para todos los años, se asignó una captura aleatoria muestreada de una distribución normal con una media correspondiente al valor de cada periodo con un coeficiente de variación de 10 por ciento.

El incremento de 2% por año en el primer periodo se hizo para llegar a 120 000 machorros a mediados de 1985, que es la única estimación disponible. En el caso del segundo periodo se optó por una tasa de captura incidental conservadora y constante. En el caso del tercer periodo se supone que el decreto de AMP tuvo un efecto positivo paulatino, pero conservador. En el último periodo se mantuvo de nuevo una tasa teórica conservadora y constante. En 1997 más de mil barcos camaroneros trabajaban en el Golfo de California (García-Caudillo *et al.* 2000). El esfuerzo de los barcos arrastreros camaroneros en el Alto Golfo de California es de los más elevados en el noroeste del Pacífico mexicano. En el segundo lustro de la década de 2010 en esa zona se realizaban más de mil lances de pesca de tres horas (promedio) de duración (López-González *et al.* 2012). El programa de observadores científicos a bordo de esta flota inició en 2004 (López-González *et al.* 2012), pero hasta la fecha no se han evaluado sus resultados en términos de la reducción de captura incidental en general.

Para las totoabas adultas, el mismo análisis (Cisneros-Mata *et al.* 1995) estimó una captura de 600 t/año a mediados de la década de 1980. En el presente estudio se consideró un incremento las capturas de 10% por año a partir de esa década. Teniendo en cuenta un efecto positivo de la reserva marina, se redujo la tasa de crecimiento de captura a 5% de 1994 a 2011. De 2012 a 2017, las capturas se incrementaron en 10% por año hasta alcanzar 760 t en 2017 (véase el capítulo “Captura ilegal de totoaba”).

Debido a la carencia de datos de biomasa independientes de la pesquería, para el periodo de 1924 a 1975 se estimó la biomasa virtual de la población aplicando el método de Martell y Froese (2013). Este método se basa en el modelo de Schaefer (1954) y no incorpora la estructura de edad, la mortalidad, ni el forzamiento ambiental. La biomasa calculada por ese método se utilizó para posteriormente

ajustar un modelo determinístico estructurado por edades y con forzamiento ambiental en el reclutamiento, utilizando datos del flujo de agua del Río Colorado. Con el modelo ajustado se procedió a proyectar hacia el futuro a partir de 2018.

La serie anual de biomasa se utilizó para desarrollar un modelo estructurado por edad (0.5 a 26.5 años). Para cada paso del modelo, el número total de individuos en cada grupo de edad en el año t se calculó como:

$$N_{T,t} = (N_{0,t} - C_{0,t}) + (N_{0,t-1} e^{-M_a} - C_{1,t}) + (N_{1,t-1} e^{-M_a} - C_{2,t}) + \dots + (N_{L-1,t-1} e^{-M_a} - C_{L,t})$$

donde L es la edad máxima (26.5 años), M_a es la tasa de mortalidad intrínseca por grupo de edad natural y $N_{0,t}$ es el número de reclutas cada año, que se calculó por la función de reclutamiento de Shepherd (1982).

$$N_{0,t} = \frac{\alpha P_{t-1}}{[1+(P_{t-1}/\beta)]^\delta} e^{\theta A_{t-3}}$$

Alfa, beta y delta son parámetros del modelo. P_{t-1} es el número de individuos mayores de tres años en el año $t-1$. θ es un factor de escala, y A_{t-3} es la cantidad de agua liberada de la presa Hoover tres años antes del año t . El modelo estructurado por edades se desarrolló en dos etapas: la primera para el periodo 1925 a 1941 para representar los años anteriores a la presa Hoover y la segunda para el periodo 1938 a 1975, deliberadamente haciendo un traslape para suavizar los valores en esos años resultado del desarrollo de los dos modelos. La biomasa utilizada para los años 1938 a 1941 se obtuvo promediando las biomásas estimadas utilizando los cálculos de las dos etapas en esos cuatro años.

De esta forma, con el modelo matricial se generaron dos modelos de parentela-progenie conforme la hipótesis de que la disminución del aporte de agua del Río Colorado ha cambiado la configuración del ecosistema del Golfo de California (Cisneros-Mata *et al.* 1995,

Rowell *et al.* 2008). Esto permitió generar una serie de biomasa para ser utilizada en los análisis de riesgo.

La tasa de mortalidad instantánea para cada edad (M_A) se calculó con un enfoque gnomónico (Caddy 1996) en el que la mortalidad varía con la edad y permanece constante dentro de grupos de edad. Se consideraron tres grupos de edad: juveniles o machorros: 0.5 a 2.5 ($M = 0.549/\text{año}$), pre-adultos y adultos: 3.5 a 18.5 ($M = 0.069/\text{año}$) y adultos senescentes: 19.5 a 26.5 años ($M = 0.411/\text{año}$) (Tabla 6.1).

Tabla 6.1

Longitud total (LT) y peso total (PT) correspondiente a totoabas de distintas edades. Verde: machorros; azul: pre-adultos y adultos; amarillo: adultos senescentes

Edad (años)	LT (cm)	PT (kg)
0.5	7.06	0.002
1.5	38.88	0.371
2.5	65.61	1.842
3.5	88.08	4.541
4.5	106.96	8.232
5.5	122.83	12.575
6.5	136.16	17.243
7.5	147.36	21.968
8.5	156.77	26.557
9.5	164.68	30.879
10.5	171.33	34.858
11.5	176.91	38.458
12.5	181.61	41.670
13.5	185.55	44.504
14.5	188.86	46.984
15.5	191.65	49.139
16.5	193.99	51.000
17.5	195.95	52.600
18.5	197.61	53.971
19.5	199.00	55.141
20.5	200.16	56.137
21.5	201.14	56.984
22.5	201.97	57.702
23.5	202.66	58.310
24.5	203.24	58.824
25.5	203.73	59.258
26.5	204.14	59.625

En el último grupo se asumió que existe efecto de senescencia (Beverton *et al.* 2004). Los valores se obtuvieron optimizando el promedio ponderado mediante un vector de abundancia inicial por edad con reclutamiento arbitrario de dos millones de totoabas con decaimiento constante usando $M = 0.26/\text{año}$ para todas las edades. A partir de este vector inicial se asignaron pesos a cada grupo de edad, que se multiplicaron por M_a , la abundancia por edad, y se optimizó la suma ponderada hasta igualarla a 0.26. El valor general de $M = 0.26/\text{año}$ se obtuvo a través de la ecuación de Pauly (1980).

El vector inicial usó un valor de semilla arbitrario para N_0 correspondiente al año 1881 con un decremento determinado por:

$$N_a = N_0 e^{-M_a}$$

La talla para cada grupo de edad se calculó utilizando el modelo de von Bertalanffy. Los parámetros utilizados fueron L_∞ : 206.3 cm de longitud total, t_0 : -0.3 años, k : 0.174/año (Pedrín-Osuna *et al.* 2001). El peso promedio de las totoabas se obtuvo de la relación peso-longitud: $P = aL^b$ (Ricker 1975) en donde P es el peso (kg) y L la longitud total en centímetros. Se utilizaron los valores de los parámetros estimados por De Anda-Montañez *et al.* (2013): $a = 0.000005$ y $b = 3.0635$.

La captura se calculó como:

$$C_{a,t} = N_{a,t} F_t S_a$$

en donde F_t es la tasa de mortalidad instantánea debida a la pesca, S_a es la selectividad del grupo de edad. Para el periodo 1925-1975, F_t se estimó dividiendo la captura de cada año en la serie entre la biomasa. Para la estimación de selectividad se utilizó el modelo logístico. La selectividad por grupo de edad (S_a) se calculó como la frecuencia promedio (media geométrica) de las capturas por edad obtenidas en todos los diferentes estudios previos (véase capítulo

“Captura ilegal de totoaba”). El vector resultante fue constante a lo largo de toda la serie.

Con el modelo matricial ajustado hasta 1975 se creó una serie de la biomasa total que incluye la pesca ilegal de adultos y la captura incidental de machorros en los barcos arrastres. La serie abarca hasta el año 2017. Posteriormente, el modelo se utilizó para el análisis de escenarios de manejo que incluyen diferentes valores de captura incidental de juveniles o de adultos, incluida la variabilidad natural. Mediante simulaciones Monte Carlo se estimó la trayectoria de la biomasa total (0.5 a 26.5 años) de entre 2017 y 2031. El riesgo de la población fue evaluado conforme diferentes estrategias de manejo. En términos de dinámica poblacional, el riesgo es la estimación de la probabilidad de que la abundancia de una población caiga por debajo de un límite establecido por un periodo de tiempo predefinido (Hupper 1996). Para determinar el grado de riesgo se estableció un Punto de Referencia Límite (PRL), por debajo del cual la población corre peligro de ser sobreexplotada (García 1996). Para cada trayectoria de biomasa desde 2017 hasta 2031 se registró el número de veces que la biomasa anual quedó por debajo del PRL; la probabilidad de tal evento se calculó como:

$$P[\text{Bt} < \text{PRL}] = (N_{\text{PRL}}) / (N_{\text{Monte Carlo}})$$

en donde N_{PRL} es el número de veces que la población se ubicó por debajo del límite de PRL y $N_{\text{Monte Carlo}}$ es el número de simulaciones de Monte Carlo; en el presente estudio, $N = 500$ repeticiones en todos los escenarios. Dado que la totoaba es una especie considerada como amenazada y endémica del Golfo de California, se tomó en cuenta el enfoque de precaución (p. ej. de Bruyn *et al.* 2012) y se consideró un PRL conservador de $(K/2) \cdot 1.2$, que resultó en 12 136 t. El factor 1.2 representa 20% adicional al valor de $K/2$ considerando que existe incertidumbre en la parametrización. No se realizó un análisis de sensibilidad, se reconoce

que es una debilidad y que trabajos futuros deben evaluar este criterio. El modelo ajustado se utilizó para estimar el efecto de los siguientes escenarios de manejo de totoaba:

1. Captura anual de 2 650 t con supervivencia variable de reclutas de 0.5 a 1.5 años (CV = 20%) y dos años (CV = 15%). Este escenario está basado en la fórmula $(0.5 \cdot M \cdot K)$, que proporciona una estimación de la captura máxima sostenible a través de una modificación de la fórmula de Schaefer (Gulland 1971).
2. Escenario “utópico”: sin captura ilegal de pre-adultos, adultos, ni incidental de machorros.
3. Captura incidental de machorros, con excluidores de peces en embarcaciones camaroneras, sin captura de adultos y pre-adultos. Se considera una reducción de 80% de la captura incidental de machorros por el uso de excluidores (García-Caudillo *et al.* 2000).
4. Captura incidental de machorros (la flota camaronera sin excluidores de peces), sin captura de adultos ni pre-adultos.
5. Captura anual de 150 t de organismos entre 2.5-7.5 años por la flota deportivo-recreativa.
6. Captura anual de 300 t de organismos entre 2.5-7.5 años por la flota deportivo-recreativa.
7. Captura anual (2013 y 2019) estimada por la UABC (467 t de adultos y pre-adultos), considerando captura de machorros (con reducción de 80% de la captura incidental).
8. Captura anual estimada por INAPESCA para 2017 (763 t de adultos y pre-adultos), considerando la captura de machorros con excluidores de peces (con reducción de 80 por ciento).
9. Captura anual reportada por INAPESCA para 2017 (763 t de adultos y pre-adultos), con captura de machorros (arrastreros sin excluidores de peces).
10. Captura considerando un aumento del doble, además de flota arrastrera con excluidores de peces (con reducción de 80 por ciento).
11. Captura ilegal esperada considerando un aumento al triple, y flota de arrastreros con excluidores de peces (con reducción de 80 por ciento).
12. Captura estimada por la UABC, con pesca deportivo-recreativa, sin excluidores de machorros. Usando una estimación de la captura promedio por la pesca deportiva, este cálculo correspondió a 467 t + 225 t en la pesca deportivo-recreativa.
13. Captura estimada por INAPESCA, con captura deportivo-recreativa, arrastreros sin excluidores de machorros. Usando una estimación de la captura promedio en la pesca deportivo-recreativa, este cálculo correspondió a 763 t + 225 toneladas.
14. Captura al doble, considerando captura deportivo-recreativa, sin excluidores de machorros. Captura = $763 \text{ t} \cdot 2 + 225 \text{ t}$ en la pesca deportivo-recreativa.
15. Captura al triple, considerando captura deportivo-recreativa, sin excluidores de machorros. Captura = $763 \text{ t} \cdot 3 + 225 \text{ t}$ en la pesca deportivo-recreativa.

Resultados

La *figura 6.1* muestra la relación de la biomasa estimada y el agua liberada en la presa Hoover. Se observan dos periodos en la serie. En el primero, el flujo de agua de 1917 generaba tres años después una biomasa superior a 35 mil toneladas de totoaba (punto 1 en el gráfico) y en 1943 se generaron 25 315 t. En esta primera etapa (pre Hoover) hay una correlación lineal inversa ($r = 0.78$, $p < 0.0001$). A partir del punto 25, que corresponde a la biomasa de totoaba en 1944, se observa una segunda etapa (post Hoover) para la que la correlación lineal es más baja, pero sigue siendo significativa

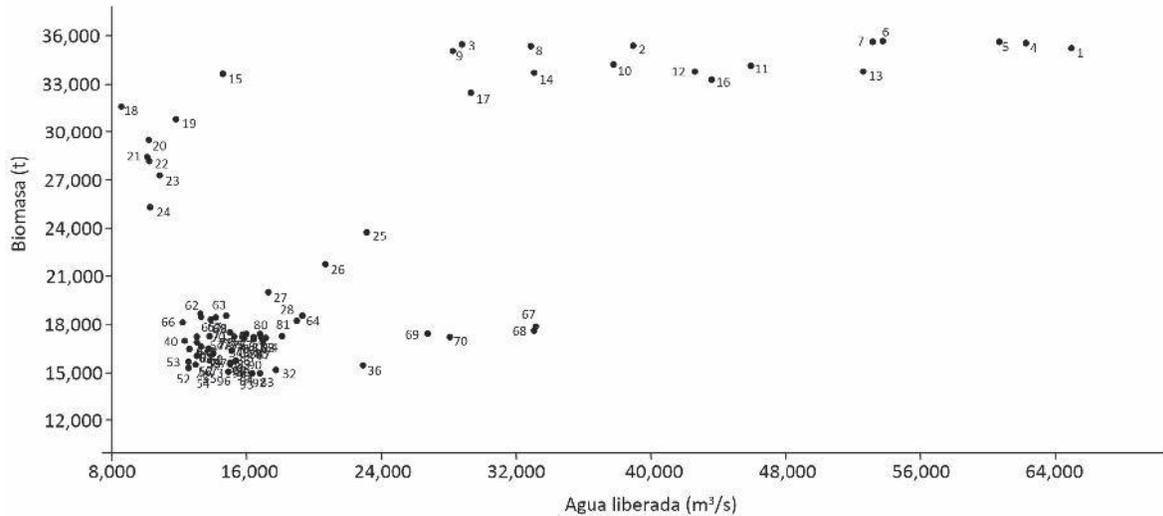


Fig. 6.1. Relación del agua liberada por la presa Hoover (EE. UU.) y la biomasa estimada de totoaba tres años después. El número 1 corresponde a la biomasa en 1920 y el número 98 a 2017.

($r = 0.3$, $p = 0.0096$). Es importante notar que las biomazas relativamente elevadas que se estimaron para los años 1937 a 1944 (puntos 18 a 24 en la Fig. 6.1) corresponden al periodo de llenado de la presa Hoover. Esto implica que existió un efecto retrasado del represamiento debido a la estructura de edad de la totoaba (Bjørnstad *et al.* 2004. Botsford *et al.* 2011).

Los análisis indicaron que la inclusión del flujo de agua del Río Colorado genera dos relaciones parentela-progenie (Fig. 6.2).

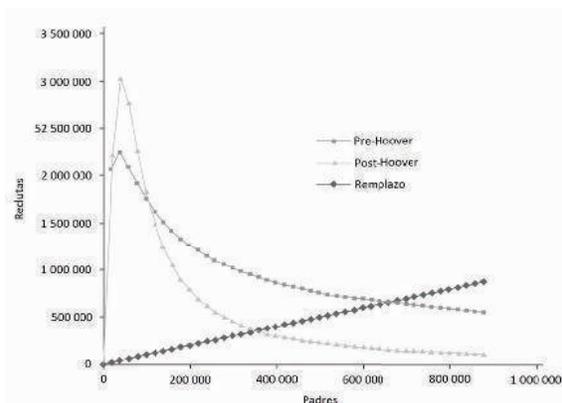


Fig. 6.2. Relaciones parentela-progenie para la totoaba en dos periodos, considerando el flujo del Río Colorado.

En el periodo previo al represamiento, una cantidad relativamente baja de padres (50 000) generaba menos reclutas que en el segundo periodo; pero después de aproximadamente 100 000 progenitores se generaban muchos más reclutas que en el periodo actual. Vale la pena señalar que en ambos periodos la población es estable, como lo indica la pendiente mayor a -1 de la curva de reclutas en el cruce de la línea de reemplazo (Beverton y Holt 1957). En ambos periodos, en ausencia de pesca y con flujo continuo de agua dulce del río, la trayectoria determinística de la población tendería a estabilizarse. Esta estabilidad puede deberse en parte a que la totoaba es una especie longeva e iterópara. Aunque no se hicieron análisis explícitos sobre la posibilidad de depensación en la población, las dos curvas de parentela-progenie indican que la tasa de crecimiento poblacional *per cápita* no disminuye al reducirse el tamaño poblacional (Liermann y Hilborn 2001).

Las capacidades de soporte (K) para los periodos pre y post represamiento estimadas fueron, respectivamente, 35 798 t y 20 226 t.

Esto representa una disminución de 43.5% en la K entre ambos periodos.

La *figura 6.3* muestra los niveles de captura y biomasa estimados con base en los datos disponibles de pesca legal de 1925 a 1975 y las estimaciones de la magnitud de la pesca irregular. Los registros de captura más altos corresponden a la década de 1940, seguidos de los de una fuerte disminución y el cierre de la pesquería. Es posible observar el reciente aumento en las capturas, así como su impacto en la biomasa que muestra una disminución en años recientes. El resultado de la estimación del grado de captura irregular fue de 29 680 adultos en 2017. Considerando un peso promedio de 26 kg, la estimación total de la pesca furtiva para 2017 es de aproximadamente 760 t (véase capítulo “Captura ilegal de totoaba”).

Los resultados revelan que el grado de captura actual (*statu quo*) representa un riesgo para la población (poco más de 40% de probabilidad de caer por debajo del PRL). En este escenario, la biomasa va en descenso desde la década de 1980. Un incremento en el esfuerzo podría conducir a disminuciones drásticas en el tamaño de la población en poco tiempo. La *tabla 6.2* muestra los resultados del análisis de riesgo para la población conforme nueve esquemas de manejo.

Los resultados son robustos en tanto que muestran que la captura de totoabas de 2.5 o más años aumenta el riesgo de rebasar el PRL; asimismo, la captura de juveniles no parece tener un impacto muy grande en el riesgo. Los valores cercanos a 1, marcados en colores rosa oscuro, representan las condiciones en las que la probabilidad de que el tamaño de la población caiga por debajo del PRL es más alta.

Los escenarios con las peores consecuencias para la población son: 1, 10, 11, 14 y 15, en los cuales la probabilidad de que la biomasa caiga por debajo del PRL es superior a 50% en el año 2022. Los escenarios 10, 11, 14 y 15 representan un aumento al doble y al triple en las capturas, con y sin el uso de excluidores en la flota camaronera. El escenario 15 es el peor escenario y, por lo tanto, el que refleja el mayor riesgo para la población. El escenario 1 representa una captura de 2 650 t con variabilidad en la supervivencia de reclutas. Este escenario representa un grado de captura aún mucho mayor que el de 2017 y, dada la variabilidad en el reclutamiento, representa el segundo escenario de mayor riesgo.

La captura en los escenarios 5 y 6 de pesca deportivo-recreativa (300 y 150 t anuales) es menor al grado de captura ilegal estimada por INAPESCA y UABC (763 y 467 t anuales), por lo tanto, representa un riesgo menor al del *statu quo*.

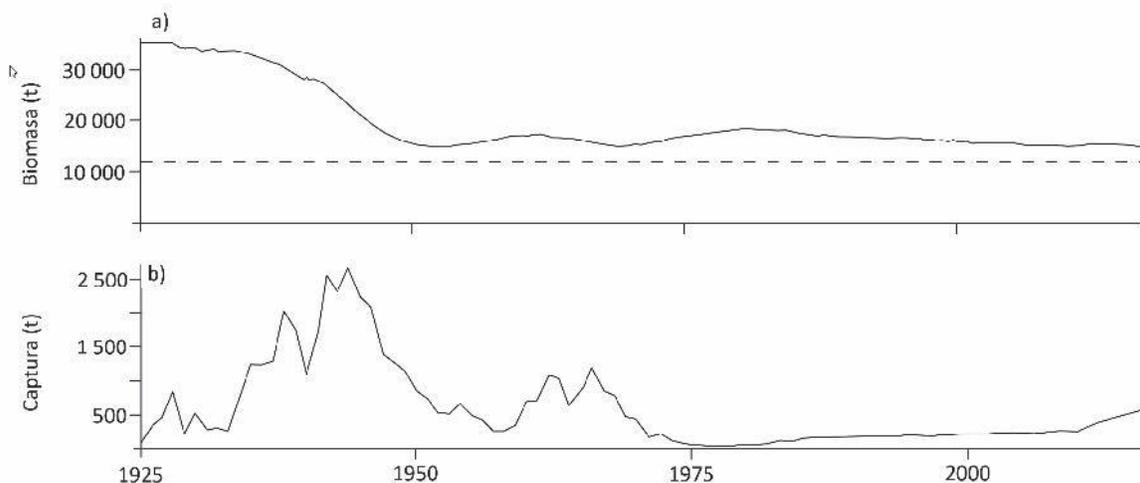


Fig. 6.3. Series estimadas de: a) biomasa; y b) de captura de adultos en toneladas, calculadas con base en los pocos datos disponibles de pesca legal y pesca irregular. El último año de las series corresponde a 2017.

Tabla 6.2
Resultados del análisis de riesgo para la población de totoaba

Año	Escenario														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
2017	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2018	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2019	0.61	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.28	0.00	0.00	0.01	1.00
2020	0.96	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.80	0.00	0.00	0.24	1.00
2021	0.96	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.50	0.94	0.00	0.04	0.60	1.00
2022	0.96	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.07	0.10	0.68	0.94	0.08	0.16	0.75	1.00
2023	0.96	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.14	0.22	0.75	0.94	0.15	0.28	0.81	1.00
2024	0.96	0.00	0.00	0.01	0.02	0.05	0.07	0.24	0.27	0.80	0.94	0.22	0.41	0.82	1.00
2025	0.96	0.01	0.00	0.04	0.04	0.10	0.14	0.33	0.34	0.81	0.94	0.27	0.43	0.82	1.00
2026	0.96	0.05	0.03	0.08	0.07	0.16	0.17	0.37	0.41	0.81	0.94	0.29	0.44	0.82	1.00
2027	0.96	0.07	0.05	0.14	0.13	0.20	0.26	0.44	0.45	0.81	0.94	0.31	0.44	0.82	1.00
2028	0.96	0.12	0.06	0.15	0.19	0.22	0.29	0.46	0.47	0.81	0.94	0.33	0.44	0.82	1.00
2029	0.96	0.17	0.10	0.17	0.21	0.25	0.36	0.47	0.47	0.81	0.94	0.34	0.44	0.82	1.00
2030	0.96	0.18	0.16	0.19	0.22	0.26	0.36	0.48	0.48	0.81	0.94	0.35	0.44	0.82	1.00
2031	0.96	0.26	0.20	0.21	0.26	0.27	0.38	0.48	0.49	0.81	0.94	0.36	0.44	0.82	1.00

Los escenarios 2, 3 y 4 representan condiciones en las que se logra instrumentar mecanismos de conservación para la especie. Todos reflejan el menor riesgo para la población incluso con la presencia de pesca incidental de machorros (escenarios 3 y 4), con probabilidades menores a 20% de que la población se encuentre por debajo del PRL en el año 2031.

La figura 6.4 muestra el resultado de 500 simulaciones de Monte Carlo para una serie de tiempo entre 2017 y 2031. Este resultado permite comparar el *statu quo* calculado por el INAPESCA (capturas constantes de 763 t sin excluidores; trayectorias de color azul), con uno de los escenarios de mayor riesgo, correspondiente al escenario 1 (trayectorias de color rojo), y hace evidente la drástica reducción en el tamaño poblacional causada por un incremento en los grados de captura.

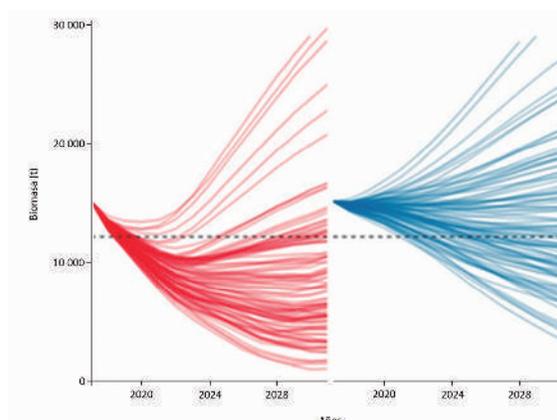


Fig. 6.4. Escenario 1 (2 650 t) en color rojo y tamaño de stock resultante del escenario 9 (*statu quo*) en color azul. La línea discontinua representa el PRL.

Discusión

Las medidas tomadas para proteger a la totoaba no han sido efectivas. La población ha sufrido una presión constante debido a las actividades humanas. Si bien el cierre de la pesquería permitió que la población se recuperara (Fig. 6.3a), el reciente aumento drástico de la pesca furtiva ha puesto en riesgo a la población. Es

muy importante tener en cuenta que la reducción del agua del Río Colorado cambió el estado del ecosistema y la totoaba seguramente se ha adaptado. Lo más probable es que la capacidad de soporte haya disminuido (Cisneros-Mata *et al.* 1995, Rowell *et al.* 2008), aunque sigue siendo resiliente debido a la longevidad de la especie. No obstante, la sensibilidad de la totoaba a la pesca es relativamente elevada (Márquez-Farías y Rosales-Juárez 2013).

El modelo estructurado por edad indica que la biomasa está disminuyendo, pero hasta 2017 no muestra signos de sobreexplotación y se mantiene por encima del *PRL*. Estos resultados coinciden con lo que se ha encontrado en otros estudios recientes que muestran características de una población sana. El resultado puede estar relacionado con un cambio en la capacidad de carga del sistema como consecuencia de una reducción de la descarga del Río Colorado, que también ha mantenido a la población en equilibrio. Como una nota de precaución adicional, se debe tener en cuenta que de 2017 a 2018 la situación de la totoaba ha empeorado debido a que la pesca de adultos continuaba hasta ese año (véase capítulo “Captura ilegal de totoaba”).

El análisis de riesgo muestra altas probabilidades de que la población quede por debajo del *PRL*, lo que representa un estado indeseable del recurso y un límite antes del cual la pesquería debe detenerse (García 1996). Para especies susceptibles a sobreexplotación y protegidas, como es el caso de la totoaba, es importante establecer un *PRL* que permita una toma de decisiones precautorias, como se hizo en este estudio (García 1996). Tomando esto en cuenta, los resultados de las simulaciones demuestran que esta especie es altamente sensible a un aumento en la mortalidad por pesca. Mientras que el *statu quo* mantiene a la población en un grado de riesgo de cerca de 40% en 2031, la biomasa va en descenso y el riesgo aumenta año con año.

Todos los escenarios con capturas más elevadas llevan a la población a grados de riesgo por encima de 85%. Dentro de este grupo de simulaciones están aquellas en las que la mortalidad de adultos y pre-adultos es alta, y resultan en las peores predicciones (escenarios 1, 10, 11, 14 y 15). Los mejores resultados para la población se obtendrán al detener las capturas ilegales de sub-adultos y adultos. Como se mostró en estudios anteriores, los grupos de edad entre 1.5 y 3.5 años son los más importantes para la tasa de crecimiento de la población (Cisneros-Mata *et al.* 1997).

Sin embargo, la población también puede verse afectada por un aumento de la mortalidad a edades tempranas. Esto se demuestra en la diferencia de resultados entre los escenarios 10 y 11 con 14 y 15, que reflejarían la presencia de dispositivos excluidores en la flota camaronesa y, por lo tanto, una menor mortalidad de juveniles en los escenarios 10 y 11. Aunque la diferencia en resultados es pequeña, y dado que la captura incidental de la pesquería de camarón no es la fuente más importante de mortalidad, reducirla podría ayudar disminuir el estrés impuesto en esta especie. Así, para evitar una mayor disminución en esta población, todas las amenazas incluida la captura incidental de juveniles, deben reducirse.

El desarrollo de la pesca deportiva de totoaba representa una oportunidad de manejo que podría resultar en una reducción del riesgo para la población en comparación con los grados de captura actuales. Sin embargo, estos escenarios aún podrían conducir a un estado de sobreexplotación, y un resultado positivo depende de que el grado de captura por parte de la flota deportiva se mantenga bajo. Asimismo, de no controlarse la captura ilegal, el desarrollo de la pesca deportiva llevaría a la población a las peores condiciones reflejadas en este estudio (escenarios 14 y 15).

Aunque esta aproximación al estado de la población se basa en los mejores datos disponibles, la falta de datos de captura genera la

posibilidad de un amplio intervalo de error. La ausencia de información relacionada con el esfuerzo después del cierre de la pesquería es particularmente problemática. Debido a ello, se requirió hacer estimaciones gruesas de pesca por la flota ilegal basadas en los grados de captura entre 2017, cuando se realizaron las entrevistas. Trabajos futuros deberán recopilar toda la información disponible, tal como los datos oficiales sobre decomisos de redes, así como de buches y totoabas. Dadas las dificultades para obtener datos de actividades ilegales, estos cálculos pueden estar equivocados. Debido a ello se recomienda llevar a cabo acciones precautorias en el manejo de la población, continuar los esfuerzos de recopilación de datos y, de ser posible, aumentar la cantidad de información sobre el esfuerzo para los años en que no se dispone de registros de captura.

Asimismo, el grado de la captura ilegal actual puede ser altamente subestimado, no sólo por la falta de indicadores precisos, sino por la presencia de redes fantasma. Las redes fantasma son redes abandonadas o perdidas que permanecen en el fondo marino (Marine Debris Program 2015). A menudo, para evitar ser capturados por las autoridades, los pescadores las abandonan y éstas pueden seguir pescando

activamente durante mucho tiempo (Kaiser *et al.* 1996, Matsuoka *et al.* 2005). Estudios anteriores han registrado que las redes fantasma pueden presentar capturas constantes hasta por tres años, lo que tiene enormes efectos, no sólo en las especies objetivo, sino en todo el ecosistema (Matsuoka *et al.* 2005).

Los observadores en la flota camaronera crearon un conjunto de datos único para respaldar la estimación de la captura incidental. Sin embargo, la captura incidental en otras pesquerías de barcos arrastreros sigue siendo desconocida para los investigadores (Cisneros-Mata *et al.* 1995) e, incluso, los datos de captura incidental para la pesquería de camarón son escasos en las distintas geografías, condiciones estacionales y cambios interanuales en el Alto Golfo. Se sugiere recopilar datos adicionales sobre la captura incidental de las pesquerías industriales que utilizan barcos arrastreros. Estos esfuerzos deben enfocarse principalmente a la flota camaronera (y probablemente a la escamera), la principal fuente de mortalidad de los juveniles de totoaba. Finalmente, dadas las condiciones de falta de datos y el inminente aumento en la pesca ilegal, se recomienda mantener la pesquería cerrada como mecanismo precautorio.

Capítulo 7

Evaluación de riesgo de extinción de *Totoaba macdonaldi*

DANIEL GUEVARA-AGUIRRE
MIGUEL ÁNGEL CISNEROS-MATA

México, que destaca por su riqueza de especies y por el gran número de endémicas que presenta, ocupa el cuarto lugar en endemismos de vertebrados, muchos de los cuales corren algún riesgo de extinción (Meiners y Hernández 2007). Una especie es considerada en peligro de extinción cuando su existencia a escala global está al borde de la desaparición en el medio natural (Valenzuela-Quíñonez *et al.* 2011), por lo que es vital entender los múltiples factores que pueden llegar a amenazarlas.

De manera particular, México cuenta con una herramienta cuyo objeto principal es identificar especies o poblaciones en riesgo mediante el Método de Evaluación de Riesgo de Extinción de Especies Silvestres (MER), incluido en la Norma Oficial Mexicana: NOM-059-SEMARNAT-2010 y permite evaluar los diversos factores que afectan a un taxón para conocer su estado de riesgo (especies amenazadas o especies en peligro de extinción) (DOF 2010). Una de estas especies es la totoaba (*Totoaba macdonaldi*), categorizada por la NOM-059-SEMARNAT-2010 como en peligro de extinción. Sin embargo, a la luz de resultados recientes es importante hacer una reevaluación del estatus de la totoaba.

Descripción de la especie

- Reino: Animalia
- Phylum: Chordata
- Clase: Actinopterygii
- Orden: Perciformes
- Familia: Sciaenidae
- Nombre científico: *Totoaba macdonaldi* (Gilbert 1890, Villamar 1980)
- Nombre común: machorro (Arvizu y Chávez 1972), totoaba (Findley 2010)
- Sinónimo: *Cynoscion macdonaldi* Gilbert 1890

La totoaba (*Totoaba macdonaldi*) es una de las especies marinas que han tomado mucha importancia en el ámbito de la conservación, debido a la sobrepesca a la que se ha visto expuesta durante décadas y que llevó a la especie al borde de la extinción (Molina-Valdez 1987). La totoaba tiene una distribución endémica en el Golfo de California y es el representante más grande de la familia Sciaenidae (Berdegué 1955). Presenta un cuerpo alargado ligeramente comprimido, cuenta con boca grande y terminal, la mandíbula inferior es ligeramente prominente, tiene ojos pequeños y presenta

escamas grandes y gruesas, la coloración es ligeramente ocre, con vientre plateado y blanco, presenta pequeñas manchas oscuras sobre todo el cuerpo (véase el Capítulo 1 “La totoaba: Revisión histórica”). Son organismos bentopelágicos y sus hábitos alimenticios son carnívoros. Los adultos se alimentan principalmente de sardina bocona (*Cetengraulis mysticetus*) y crinuda (*Opisthonema libertate*), mientras que los juveniles de camarones (Arvizu y Chávez 1972, Molina-Valdez 1987).

La pesquería de la totoaba fue la más importante en el Golfo de California desde antes de la década de 1920, debido a la demanda que tiene su vejiga natatoria –o buche– en el mercado chino (Valenzuela-Quiñónez *et al.* 2011). Sin embargo, en 1975, el gobierno mexicano estableció una veda permanente, al considerar la tendencia negativa en la producción (DOF 1975). En 1977 fue la primera especie de pez incluida en las listas de especies en peligro de extinción por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES, por sus siglas en inglés) en su apéndice I (Barrera-Guevara 1990) y en 1991 fue declarada especie en peligro de extinción (Pedrín-Osuna 2001), estatus que mantiene en la actualidad (NOM-059-SEMARNAT-2010), debido principalmente a factores de riesgo tales como la pesca ilegal, la pesca incidental en barcos camaroneros y la pesca deportiva que por lo regular es registrada como pesca incidental. Para una idea de la zona de trabajo de los barcos camaroneros, véase la *figura 3.1* del Capítulo 3 (“Estimación de la abundancia de juveniles o machorros de totoaba”).

Otra característica que hace importante la protección de la totoaba es que en época reproductiva comparte hábitat con el único mamífero marino endémico del país, la vaquita marina (*Phocoena sinus*), que está en grave peligro de extinción. Existe evidencia para suponer que por lo menos al inicio de la década de 2010, la población de totoaba se había

recuperado (De Anda-Montañez *et al.* 2013, Valenzuela-Quiñónez *et al.* 2015).

La zona de distribución de la totoaba es el Golfo de California, uno de los mares mejor estudiados en México debido a su gran biodiversidad y a los diversos ambientes que en él se presentan (Palacios-Abrantes *et al.* 2019); es una cuenca marina de forma alargada perteneciente al océano Pacífico (Fig. 7.1). Se ubica entre la península de Baja California y la costa continental de México (Sonora, Sinaloa, Nayarit) y tiene una superficie marina de 283 000 km² (incluidas las islas). El fondo presenta una pendiente ascendente en dirección sur-norte. La profundidad es variable; en algunos sitios del sur alcanza los 3 600 m, mientras que en el Alto Golfo la profundidad es somera de entre 1 y 50 m (Álvarez-Borrego 2002).

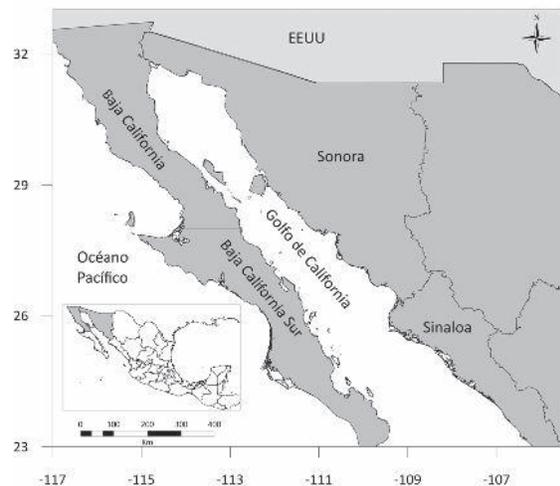


Fig. 7.1. Mapa de localización del Golfo de California, México.

Características de la Norma Oficial NOM-059-SEMARNAT-2010

La NOM-059 es un instrumento jurídico-administrativo que identifica a las especies silvestres en riesgo de extinción a escala nacional, y en la que se especifica que para determinar el estatus de riesgo se debe utilizar el MER, encargado de documentar de forma sencilla

los factores que afectan a un taxón. Estos factores son ampliamente reconocidos por relacionarse con la vulnerabilidad a la extinción y se constituyen de cuatro criterios, tres de ellos consideran la biología y la historia natural de una especie o subespecie, y el cuarto básicamente se enfoca en la interacción con el humano (DOF 2010).

Cada uno de los criterios es independiente y se jerarquiza mediante la asignación de valores numéricos convencionales, en orden ascendente de riesgo. La sumatoria de los valores asignados a los criterios resulta en una evaluación acumulativa de riesgo. Se establecieron los siguientes intervalos de asignación a categorías de riesgo: una especie o población cuya suma total se sitúe entre 12 y 14 puntos será considerada como en peligro de extinción (P); si la suma total de puntos está entre 10 y 11 se considerará como especie amenazada (A) (DOF 2010).

Los cuatro criterios de riesgo, las categorías y los métodos para estimar el puntaje son:

A) *Amplitud de la distribución del taxón en México*. Se refiere al tamaño relativo del área de distribución natural actual del taxón con respecto al área total del territorio nacional. El MER indica que en el caso de las especies marinas se debe tomar como la totalidad del territorio, la extensión superficial de la Zona Económica Exclusiva (ZEE = 3 149 920 km²)⁹. Los criterios son los siguientes:

- Valor de riesgo = 4, si la especie presenta un área de distribución restringida menor a 5% del territorio nacional. Este valor aplica para especies microendémicas y especies extralimítantes con escasa distribución.
- Valor de riesgo = 3, si la especie se distribuye entre 5 y 15% del territorio nacional, es decir, si tiene una distribución restringida.

- Valor de riesgo = 2, se les asigna a especies medianamente restringidas, es decir, que se distribuyan entre 15% y 40% del territorio nacional.
- Valor de riesgo = 1, se les asigna a especies ampliamente distribuidas, es decir, con un área mayor a 40% del territorio nacional.

La amplitud de distribución de la totoaba se determinó con base en los resultados obtenidos de cruceros de investigación por parte del INAPESCA (CRIAP-Guaymas), además de información proveniente de trabajos recientes. Durante el periodo octubre-diciembre de 2016 hubo cinco observadores científicos a bordo de embarcaciones de arrastre de camarón. Además de registrar la operación de los arrastres de pesca para estimar la abundancia de juveniles de totoaba, se realizaron muestreos biométricos (longitud total y peso), lo que permitió conocer la distribución y la estructura de tallas de la población de totoaba. Adicionalmente, se realizaron cruceros para estimar su abundancia poblacional mediante el método de eointegración.

También se obtuvo información de pescadores deportivos, investigadores e instituciones; asimismo, se tomaron en cuenta datos obtenidos mediante una revisión de literatura. Con la integración de estos datos se elaboró un mapa actualizado con el polígono de distribución de totoabas en el Golfo de California. Los criterios B y C se designaron mediante la revisión de bibliografía especializada.

B) *Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural de la especie*. Este punto se refiere a la condición actual del hábitat como un estimado del conjunto de requerimientos tanto bióticos como abióticos conocidos para el desarrollo natural del taxón. Los valores de riesgo son: hostil o muy limitante (= 3), intermedio o limitante (= 2) y propicio o poco limitante (= 1).

C) *Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón*. Considera todos aquellos atributos relacio-

9. <http://cuentame.inegi.org.mx/territorio/extension/>

nados con la historia o el ciclo de vida de una especie que la hace vulnerable. Tal es el caso de estrategias reproductivas, parámetros demográficos, fenología, aspectos alimentarios, etc. Los valores de riesgo son: vulnerabilidad alta (= 3), vulnerabilidad media (= 2) y vulnerabilidad baja (= 1).

D) *Impacto de la actividad humana sobre el taxón.* Es una estimación numérica de la magnitud del impacto y las tendencias que generan las distintas actividades humanas en el taxón. Considera aspectos como la presión por asentamientos humanos, fragmentación del hábitat, contaminación, uso, comercio, tráfico, cambio del uso de suelo, introducción de especies exóticas, realización de obras de infraestructura, entre otros. Las categorías y los valores de riesgo son: alto impacto (= 4), impacto medio (= 3) y bajo impacto (= 2).

El impacto de la actividad humana se determinó mediante una revisión bibliográfica y los resultados obtenidos de una campaña a bordo del BIP XI, en donde se prospectaron la costa de Sonora, la península de Baja California y las grandes islas (Tiburón y Ángel de la Guarda).

Método de Evaluación de Riesgo (MER) para la totoaba (*Totoaba macdonaldi*)

Criterio A. Amplitud de la distribución del taxón en México

De manera histórica, la distribución de la totoaba abarcaba desde el delta del Río Colorado a bahía Concepción, en la porción occidental del Golfo de California y hasta el río El Fuerte, en Sinaloa, en la parte continental (Berdegúe 1955, Villamar 1980, Cisneros-Mata *et al.* 1995, Valenzuela-Quiñonez *et al.* 2015). Las totoabas presentan un patrón de migración ontogénico: los adultos migran para reproducción al delta del Río Colorado en el Alto Golfo de Ca-

lifornia (AGC) durante invierno-primavera, en donde los juveniles permanecen entre dos y tres años, para posteriormente migrar al sur por la parte continental y regresar al área de desove y crianza con el fin de reproducirse el siguiente año (Fig. 7.2).

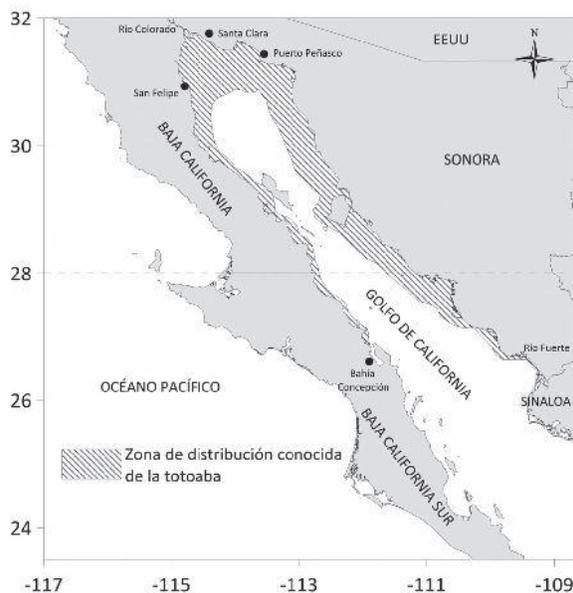


Fig. 7.2. Distribución original de la totoaba (modificado de Arvizu y Chávez 1972).

Durante 2017 y 2018 se realizaron muestreos por parte del INAPESCA (CRIAP-Guaymas), en los que se confirmó la presencia de totoabas en estadios juveniles, pre-adultos y adultos, principalmente en el Alto Golfo de California y en El Colorado, en Sonora, mientras que durante 2013 y 2016 se registró un organismo capturado en la desembocadura del río El Fuerte, en Sinaloa. Posteriormente, se confirmó la presencia de tres totoabas adultas que fueron capturadas en la pesca deportiva en el poblado El Mármol, en Sinaloa, a 30 km al NO de Mazatlán (Fig. 7.3), lo que confirma el aumento del intervalo de distribución a 113 851 km². Adicionalmente, en el análisis se incluyó información sobre recolecta o avistamiento de totoaba en el Canal de Ballenas-Salsipuedes, proporcionada por el oceanólogo Óscar Pedrín (CONANP); en Bahía de La Paz por el doctor Antonio de Anda (CIBNOR-La Paz); y en Loreto,

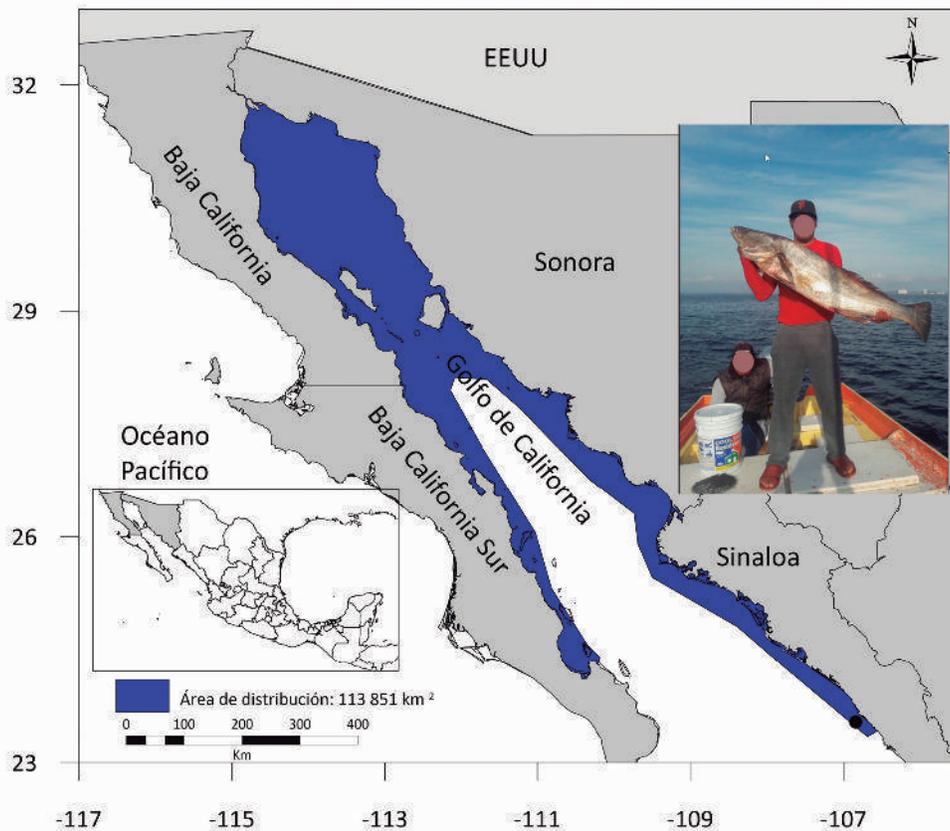


Fig. 7.3. Distribución actual de totoaba con registros confirmados de totoabas hasta el poblado El Mármol, Sinaloa (punto negro) (Fotografía enviada al Dr. Miguel Ángel Cisneros Mata).

BCS, por el M. en C. Francisco Fernández (COBI, A.C.). Cabe señalar la posibilidad de que las ampliaciones hacia la Bahía de La Paz (BCS) y Mármol (Sin.) pudieran deberse a liberaciones por parte de laboratorios.

Por lo anterior, de acuerdo con el criterio “A” del MER, se estimó la relación entre la superficie de distribución y la Zona Económica Exclusiva. De esta manera, se concluyó que la distribución actual de la totoaba representa 3.6% de la superficie de la ZEE, lo que indica que la amplitud de la distribución de la totoaba en México es “muy restringida”. Esto significa que se le debe otorgar un valor de 4 en dicho criterio.

Criterio B. Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón

La totoaba presenta un patrón migratorio en donde los adultos llegan al Alto Golfo de California a desovar (área de desove y crianza) durante el invierno y la primavera, donde permanecen varios meses antes de migrar al sur. Los juveniles migran al sur después de habitar un par de años en el Alto Golfo y los organismos pre-adultos migrantes se quedan un tiempo en la costa continental del Golfo de California, posteriormente regresan al Alto Golfo cuando son adultos para la temporada reproductiva. Se reconoce a la totoaba como

un organismo anádromo, debido a que se han relacionado sus hábitos de desove y crianza con el flujo de aguas provenientes del Río Colorado hacia el delta (Berdegué 1995, Flanagan y Hendrickson 1976). Tras el cese del flujo original del Río Colorado, el estuario se perdió y generó condiciones antiestuarinas, es decir, con salinidades superiores a la del agua del mar (>35 ups). Esto fue interpretado como un factor de riesgo para la sobrevivencia de la totoaba, debido a que existe una relación positiva y significativa entre las descargas del río con la abundancia de totoabas, principalmente en flujos menores de 400 m³/s. Las mayores abundancias se han reportado cuando el flujo del Río Colorado oscila entre 200 y 500 m³/s (Ruíz-Barreiro *et al.* 2019). No obstante, Valdez-Muñoz *et al.* (2010) concluyeron que, pese a las condiciones antiestuarinas, la especie continúa reproduciéndose en el delta del Río Colorado y en el Alto Golfo de California.

En cuanto a la variabilidad ambiental, si bien es cierto que afecta a los taxa, esto dependerá de su magnitud y su repercusión en una población. En el caso particular de la totoaba, los estudios de Valenzuela-Quiñonez (2011) sugieren que la reducción poblacional está relacionada con eventos climáticos a gran escala y no con eventos regionales. Por lo que de acuerdo con el criterio del hábitat con respecto a su desarrollo natural, a la especie se le consideró en estado intermedio o limitante, con valor de 2.

Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón

Estudios recientes (De Anda-Montañez *et al.* 2013, Valenzuela-Quiñonez *et al.* 2015) indican que la estructura de edades de la totoaba está relativamente completa e incluye organismos

de hasta 27 años, con fecundidad parcial de 338 486 kg⁻¹, mortalidad natural de 0.26 año⁻¹ y tasa de crecimiento individual de 0.22 año⁻¹. Por otro lado, estudios genéticos de Valenzuela-Quiñones *et al.* (2016) indican que la totoaba no presenta características de poblaciones que se dirijan hacia la extinción; existe panmixia y la población de totoaba estaba en expansión.

Hasta la fecha, los estudios indican que la totoaba realiza su reproducción solamente en el Alto Golfo de California, lo que podría considerarse como limitante para la especie. Sin embargo, el hecho de que la distribución de las totoabas se esté ampliando hacia el sur (Criterio A) puede indicar que la especie esté buscando nuevas áreas de reproducción, posiblemente hábitats estuarinos similares a los de su historia de vida original (antes del represamiento del Río Colorado). En apoyo a esta hipótesis, cabe mencionar que el día 10 de junio de 2019, un juvenil de totoaba (46 cm de longitud total o ~1 año de edad) fue capturado incidentalmente dentro de la Bahía de Lobos, Sonora, y reportado al INAPESCA. Adicionalmente, importa resaltar el papel que las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) realizan en la repoblación de totoaba. Existen tres centros de repoblación de totoaba: Centro de Reproducción de Especies Marinas de Sonora en Bahía de Kino; Laboratorio de Piscicultura de la Universidad Autónoma de Baja California y la compañía de piscicultura Earth Ocean Farms, s de RL de CV en La Paz, BCS. En estos tres centros, un porcentaje de las crías de totoaba producidas en cautiverio es liberado en las aguas del Golfo de California con fines de repoblamiento de esta especie, con lo que se generan al menos tres puntos adicionales de reclutamiento de juveniles (DOF 2018). Por lo que, de acuerdo con el inciso C del MER, se considera que la vulnerabilidad biológica intrínseca de la especie es baja y se le asignó un valor de 1.

Criterio D. Impacto de la actividad humana en el taxón

La totoaba sigue estando sujeta a presión de pesca de tres tipos sobre igual número de estadios de su ciclo de vida (Cisneros-Mata *et al.* 1995): 1) captura incidental de juveniles o machorros (30 a 45 cm *LT*) por la flota arrastrera del Alto Golfo, 2) captura irregular “deportivo-recreativa” de pre-adultos (65 cm a 120 cm) en la costa occidental del Alto Golfo y 3) captura irregular de adultos también en el Alto Golfo. Como se describe en otro capítulo de este libro, la pesca de adultos se disparó al inicio de la década de 2010 debido al exorbitante valor económico que ha adquirido la vejiga gaseosa o buche. Como se describe en otros dos capítulos, la consecuencia del gran esfuerzo de pesca que se ha llevado a cabo sobre las totoabas ya se ha visto reflejada en la biomasa y en

el índice de larvas. Por lo anterior, se considera que el impacto por actividad humana (en este caso, la pesca furtiva) es alto y de esto se deriva que el valor correspondiente es de 4.

Al hacer la sumatoria de los puntos obtenidos para cada criterio que establece el *MER* ($A = 4$, $B = 2$, $C = 1$ y $D = 4$) para la totoaba se obtuvo un total de 11 puntos. De esto se desprende que la población de totoaba está en la categoría de “amenazada” (A).

De acuerdo con los anteriores resultados, existen elementos suficientes para modificar la categoría actual de la totoaba como especie “en peligro de extinción” a especie “amenazada”. Es importante mencionar que, si bien los resultados surgieron con base en una revisión bibliográfica exhaustiva y estudios recientes, se recomienda ampliar la zona de muestreo para corroborar o descartar la presencia de totoabas reproductoras, así como de juveniles.

Comentario de advertencia

El *MER* es el instrumento de la legislación ambiental para el análisis de riesgo y como tal se utilizó. Sin embargo, su aplicación para especies marinas presenta inconsistencias, ya que no considera la biología, la ecología ni la historia evolutiva de dichas especies. En particular, el criterio A. Amplitud del taxón en México subestima la amplitud de distribución de la totoaba y, en consecuencia, se le otorga un valor de riesgo alto (4), ya que se compara su distribución con la de toda la Zona Económica Exclusiva de México (incluidos el Golfo de México y el mar Caribe mexicano). Esto carece de sentido ecológico y no es acorde con la historia natural y evolutiva de la especie, debido a que existe una barrera continental que limita la distribución entre mares. En este sentido, resultaría más pertinente comparar con el área de distribución original de la especie relacionada con el nicho real (en el sentido del concepto ecológico). El área de distribución original de la totoaba está limitada al Golfo de California. Por lo que, si se considera el Golfo de California como área de distribución de la especie (con una extensión de 283 000 km² incluidos islas y mar profundo) y el área de distribución de la totoaba estimada en este libro (113 851 km²); la especie se distribuye en poco más de 40% de su área de distribución original. En realidad, este valor debería ser mayor, ya que la distribución de la totoaba tiene una limitante por los factores ambientales asociados a la profundidad, principalmente temperatura, por lo que no es pertinente incluir gran parte del área de mar profundo. Recientemente, la totoaba se ha registrado en prácticamente toda su área de distribución, con lo cual el valor de riesgo debería ser menor. Si se toma el valor de 40% estimado con base en la extensión total del Golfo de California, el valor de riesgo de A quedaría entre 1 o 2 y el valor del *MER* sería menor a 10. Con ello, la totoaba queda fuera de la categoría de *Amenazada*. De acuerdo con el criterio D y la información presentada en los demás capítulos del libro y la historia de la explotación de la totoaba, la especie está sobreexplotada; sin embargo, no quedaría dentro de las categorías *En Peligro de Extinción* (P) o *Amenazada* (A).

Capítulo 8

Discusión y conclusiones

MIGUEL ÁNGEL CISNEROS-MATA

Las especies sujetas a pesquerías pueden experimentar cambios poblacionales, lo que conduce a la toma de decisiones dirigidas a su regulación y su conservación: abundancia, composición demográfica, extensión geográfica y diversidad genética. El grado en que se afectan estas características se relaciona con la intensidad de la explotación del recurso. El colapso de poblaciones causado por la pesca aumentan los efectos adversos (Trochta *et al.* 2018), que se reflejan en la interacción entre especies y en cambios estructurales del ecosistema (Link 2002). Esto es más acentuado en el caso de depredadores tope (Llope *et al.* 2011), como la totoaba, que tienen un nivel trófico de 4.2, el más elevado de 28 grupos de especies consideradas en un estudio del Alto Golfo de California (Morales-Zárate *et al.* 2004).

Las decisiones de considerar a la población de *Totoaba macdonaldi* como especie en riesgo y en peligro crítico de extinción se basaron en la declinación de las capturas comerciales. En el presente documento se analizan resultados de investigaciones recientes para evaluar la robustez de las medidas de conservación instrumentadas para la totoaba. Se muestra evidencia de que al decretar la veda en 1975, la biomasa de la población iba en aumento. Como se ha argumentado (Cisneros-Mata *et al.* 1995), es probable que la baja en las capturas de totoaba no haya sido debido a la pesca excesiva, porque los pescadores de totoaba se

incorporaron a la pesquería de camarón en las décadas de 1950 y 1960.

Un factor antropogénico que afectó en mayor grado a la población de totoaba (y de otras especies del Alto Golfo) es la disminución del flujo de agua del Río Colorado por el represamiento en EE. UU. y México con fines agrícolas y domésticos (Flanagan y Hendrickson 1976). El control del agua del río generó impactos más allá de la zona deltaica (Rodríguez *et al.* 2001). Como se mencionó en algunos capítulos del libro, la totoaba ha estado sujeta a presión de pesca de tres tipos que inciden en igual número de estadios de su ciclo de vida: 1) captura incidental de juveniles o machorros (30 a 45 cm de longitud total, LT) en la flota arrastrera del Alto Golfo, 2) captura ilegal “deportivo-recreativa” de pre-adultos (65 cm a 110 cm LT) en la costa occidental del Alto Golfo y 3) captura ilegal de adultos, también en el Alto Golfo; esta última se exacerbó hace seis u ocho años.

Estudios previos (Cisneros-Mata *et al.* 1997) y el análisis de escenarios mostrados en el presente trabajo indican que actualmente la captura incidental de machorros no es factor limitante para la población de totoaba. La captura deportivo-recreativa, por otro lado, no ha sido evaluada, aunque es una actividad común en San Felipe, BC, y al sur de ese puerto. Esa pesquería se ha practicado desde hace al menos nueve décadas (Coronel-Yáñez 2016) e incide en la población de pre-adultos, la fracción

más vulnerable de la totoaba (Cisneros-Mata *et al.* 1997). Se ha encontrado también que, pese a ser una especie longeva, la totoaba es relativamente vulnerable a la pesca (Márquez-Farías y Rosales-Juárez 2013). Aunque en 1975 se instrumentó una veda permanente de la pesquería, la captura furtiva nunca se detuvo y en la década de 2010 se intensificó debido al exorbitante valor económico que se le da a la vejiga natatoria o buche.

Las diversas medidas de regulación existentes para proteger a la totoaba no han sido efectivas. Desde la veda a la pesca comercial en 1975 hasta que en 2010 fue incluida como especie en peligro crítico en la lista de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés), ninguna medida instrumentada ha mostrado eficacia. Es tan intensa la captura ilegal de totoaba en el Alto Golfo, que actualmente el riesgo de extinción inminente de la vaquita marina se asocia a esta captura ilegal y excesiva.

Si la totoaba ha de ser considerada como un recurso pesquero, se debe antes garantizar que no se le capture de forma ilegal. Aunque la mortalidad incidental de juveniles de totoaba no es el factor limitante, deberán hacerse esfuerzos para minimizarla. Estudios previos demuestran que los dispositivos excluidores de peces en el Alto Golfo pueden discriminar hasta en 80% la captura incidental de juveniles de totoaba en la pesca de camarón (García-Caudillo *et al.* 2000). Por otro lado, claramente se debe poner alto a la captura furtiva de pre-adultos y adultos. Los análisis de riesgo aquí mostrados concuerdan con estudios previos basados en la demografía de totoaba (Cisneros-Mata *et al.* 1997).

Los grupos de edad de 1.5 a 3.5 años son los más importantes para la tasa neta de crecimiento de la población λ como medida de su ajuste (*fitness*) al medio. Si la reducción del flujo de agua del Río Colorado no se restablece, que es lo más probable, entonces se debe asumir que la capacidad de soporte de la totoaba no es

la misma antes de los represamientos. En consecuencia, se deben redoblar esfuerzos para reducir la captura de pre-adultos y adultos, que en la actualidad es la mayor fuente de riesgo para la totoaba (y para la vaquita marina).

Estudios recientes (De Anda-Montañez *et al.* 2013, Valenzuela-Quiñonez 2014, Valenzuela-Quiñonez *et al.* 2015) señalan que el intervalo de distribución geográfica de la totoaba no sólo es semejante, sino que se ha extendido hacia el sur del originalmente reportado. Como ya se ha mencionado, esta extensión pudiera ser artificial debido a la liberación de juveniles por parte de laboratorios de cultivo de totoaba. Valenzuela-Quiñonez *et al.* (2015) concluyeron que las migraciones de totoaba en la parte sur de Sonora han sido constantes durante el invierno en las últimas décadas. En 2013 registraron un organismo capturado en la desembocadura del río Fuerte (Sinaloa), considerado como su límite de distribución más sureño en la ribera continental del Golfo de California. En diciembre de 2016 se corroboró lo anterior y además se consignó una extensión de rango 400 km al sur del límite anteriormente considerado como límite sur. Tres ejemplares capturados en Mármol, Sinaloa (30 km al norte de Mazatlán), fueron fotografiados e identificados como totoaba (véase el capítulo “Evaluación de riesgo de extinción de *Totoaba macdonaldi*”). Además de lo anterior, el hallazgo de un juvenil (~ un año) de totoaba el 10 de junio de 2019 en la Bahía de Lobos (al sur de Guaymas) pudiera indicar que la especie se reproduce en otra zona además de la del Alto Golfo de California. Cabe también la posibilidad de que ese juvenil haya sido liberado en Bahía de Kino; asimismo, que los encontrados en La Paz (BCS) provengan de liberaciones de laboratorio. Por ello, se advierte la necesidad de estudios específicos sobre el efecto del repoblamiento en la población de totoaba.

Juveniles (machorros) de totoaba fueron registrados abundantemente al inicio de la década de 2010 (Valenzuela-Quiñonez *et al.*

2015) en el Alto Golfo de California, su zona tradicional de distribución (Barrera-Guevara 1990, Cisneros-Mata *et al.* 1995). Asimismo, en otoño de 2016 y primavera de 2017, observadores a bordo de la flota arrastrera capturaron machorros en su zona tradicional de distribución. Como en estudios previos, la mayor concentración de machorros ocurrió en la costa de Baja California.

Valenzuela-Quiñonez *et al.* (2014), en un estudio de genética poblacional, plantearon la hipótesis de que si la totoaba estaba en peligro de extinción, su población debería de presentar características de una especie que en el pasado había sido diezmada: reducción de variabilidad genética y evidencia de un cuello de botella. Se llevaron a cabo 13 campañas de muestreo en el Golfo de California entre los años 2010 y 2013. Los análisis incluyeron diversidad genética, estructura poblacional, demografía histórica y tamaño efectivo poblacional. Se amplificaron 14 *loci* específicos para totoaba.

Los análisis indicaron que la población de totoaba no sufrió una reducción en la variabilidad genética. En cuanto a su estructura genética, los análisis no permitieron rechazar la hipótesis de panmixia (entrecruzamiento al azar) de totoaba en el Golfo de California. Lo anterior permite inferir que no existe evidencia de depresión por endogamia, como se esperaría en una población pequeña (p. ej. Kapuscinski y Miller 2007). La población de totoaba no atravesó por un cuello de botella ni ha sufrido un impacto cuantificable en los grados de variabilidad genética neutral evaluada mediante marcadores microsatélites. Se concluyó que hubo una reducción poblacional ocurrida en el Holoceno, posiblemente debida a cambios oceanográficos y ecológicos. Si bien se desconoce el tamaño efectivo (N_e) de la población de totoaba antes del aparente colapso pesquero, su tamaño le permite mantener su variabilidad genética para enfrentar las potenciales futuras adversidades ambientales. Valenzuela-Quiñonez *et al.* (2015, 2016) men-

cionan la utilización de 16 *loci* microsatélites y tres marcadores de ADN mitocondrial para evaluar la estructura de la población y la demografía de la totoaba en el Golfo de California, con muestras de sitios que abarcan su distribución geográfica reconocida. Además de confirmar la panmixia de totoaba, la diversidad genética del ADN mitocondrial aportó evidencia de una expansión de la población. De nuevo, trabajos futuros deberán dilucidar el posible efecto de liberaciones de totoabas cultivadas en laboratorios.

Valenzuela-Quiñonez *et al.* (2015) concluyeron que no ha habido una contracción de la población de totoaba en la actualidad ni en el pasado reciente. La estructura de tallas no mostró estar truncada como se esperaría en una población sobreexplotada; coincide con la estructura reportada para el mismo arte de pesca en las décadas de 1980 y 1990, así como en el periodo previo a la declaratoria de veda en 1975. Los autores concluyen que la gran cantidad de juveniles de totoaba capturados con diversos artes de pesca, es otro elemento para concluir que el estado de la población de totoaba no es de una especie en peligro. No obstante, es necesario llevar a cabo estudios adicionales sobre la demografía de la totoaba para evaluar con mayor precisión el estado actual de la población. En particular, es conveniente monitorear de nuevo a lo largo de su rango de distribución actual y evaluar el efecto de la presión de captura de pre-adultos y adultos durante los últimos años, así como la eficacia de los excluidores de peces utilizados por los arrastreros que faenan en el Alto Golfo.

En el presente libro se reportan las primeras estimaciones de biomasa de totoaba independientes de los datos derivados de la pesca, así como índices de larvas que reflejan la producción de huevos. En 2017, la biomasa estimada de organismos mayores o iguales a 30 cm *LT* fue de 36 429 t, mientras que en 2018 fue de 19 294 t, una reducción de 45% en un año. Mediante muestreo de plancton recolectado

en el periodo de reproducción de la totoaba se observó también una reducción de 75% en el índice de larvas al final de la década de 2010 (2017 y 2018). Aunque esto pudiera obedecer a factores ambientales, no se puede descartar el efecto de la intensa y creciente captura ilegal de totoabas en el mismo periodo. De este análisis se desprende que ocho años de intensa pesca de adultos reproductores pudiera haber provocado una notoria sobrepesca, reflejada por el bajo reclutamiento de totoabas (Myers *et al.* 1994).

Cabe advertir que las cifras tan dispares de la biomasa estimada por tres métodos indican la necesidad de mejorar los análisis. Las estimaciones por eointegración son mayores (mayores incluso que K) a las obtenidas por el modelo estructurado ajustado a una serie de capturas incidentales de juveniles y captura ilegal de adultos. La captura ilegal de adultos estimada para el año 2017 tiene un papel preponderante en el ajuste del modelo, porque la serie de capturas ilegales se hizo coincidir con ese valor. Es muy importante destacar que el modelo matricial es sumamente sensible al dato de captura ilegal en 2017 y el análisis de escenarios también depende de ese dato. De acuerdo con información recabada en el periodo de 2013 a 2019¹⁰, la talla media de totoabas decomisadas es de 1.4 m de longitud total, con peso medio de 15.72 kg. Si se utiliza ese dato, la captura ilegal se reduce a 467 t. En consecuencia, es importante que trabajos futuros estimen de manera confiable la estructura y la cantidad de totoabas capturadas de manera ilegal.

Las estimaciones de biomasa por eointegración son, de acuerdo con los criterios utilizados, conservadoras, porque se descartó la energía registrada en dos secciones de la columna de agua: el fondo y la superficie. Otro elemento que se debe tomar en cuenta es la fuerza del blanco determinada con datos en los extremos de la función. Si la función sigue

una línea recta como en la mayoría de los casos, su utilización no debiera de ser problemática. Sin embargo, es necesario continuar con estudios para generar una función más confiable de la fuerza del blanco de totoaba.

La estimación de biomasa en 2017 que utiliza la tasa de captura (9%) y la captura ilegal (763 t) es de 8 477.8 t. No se puede descartar que la captura ilegal sea superior a la estimada. En comunicaciones confidenciales recientes (2019) se nos hizo saber que el número de embarcaciones que se dedicaban a la captura de totoaba adulta fácilmente rebasaba las 100. Si, por ejemplo, la captura ilegal es de 900 t y la tasa de captura es de 15%, la biomasa debiera de ser de 6 mil toneladas; si la tasa de captura es de 20%, la biomasa sería de 4 400 t. Los cálculos de biomasa realizados por este tercer método son sensibles a la tasa de captura (sesgo en el muestreo) y a la captura ilegal (entrevistas informales). Por razones que debieran de ser obvias, es poco probable que se pueda mejorar esta información.

Comparando con otras dos especies de sciánidos en el Alto Golfo, se observa que las larvas de totoaba reportadas recientemente por Garcés-Rodríguez *et al.* (2018) representan una fracción de 0.4%, la curvina golfina (*Cynoscion othonopterus*) 58% y el chano norteño (*Micropogonias megalops*) 32%. Por otro lado, la biomasa estimada de curvina golfina en un trabajo basado en captura comercial (Ruelas-Peña *et al.* 2013) fue de 16 400 t; para el chano norteño se estimó de manera similar una biomasa de 9 960 t (Ruelas-Peña 2011). Es decir, las abundancias relativas de larvas de curvina y chano reflejan las biomásas de organismos susceptibles a captura comercial. Conforme esta lógica, cabría esperar que la biomasa de totoaba disponible para la captura sea de un orden de magnitud menor a la de chano y curvina golfina. Para fines de comparación, si se utiliza el dato conservador de captura de totoaba y tasa de captura, la biomasa estimada de totoaba es de 8 477.7 t, similar a la del chano.

10. Dr. Luis Enríquez, UABC, com. pers. Junio 2019.

Estas consideraciones son importantes, pero se deben tomar con precaución debido a que se desconoce la ecología larval de las tres especies y la biomasa de adultos o pre-adultos no necesariamente mantiene una relación proporcional a la abundancia de larvas. En ecología larval persiste el llamado “problema del reclutamiento” que reconoce la gran incertidumbre acerca de la sobrevivencia de huevos y larvas de peces (Bailey y Houde 1989). El reto actual es la falta de conocimientos sobre el efecto del ambiente en el reclutamiento de especies. Estudios futuros deberán atender este reto investigando el efecto de depredación, inanición y forzamiento ambiental en huevos, larvas y juveniles (Haltuch *et al.* 2018).

Las evidencias basadas en estudios antiguos y recientes permiten concluir que la población de totoaba no presentó antes, ni presenta ahora, características de poblaciones que la dirijan hacia la extinción, aunque sí está en un estado de alta vulnerabilidad a la captura descontrolada de pre-adultos y adultos reproductores. Ése es el gran reto del manejo y la conservación de la totoaba. Debido a la falta de agua del Río Colorado, pero también a la fortísima presión de captura, la población se halla en un estado de abundancia poblacional menor al original.

En los años 2011-2013 y 2017 se encontraron estructuras de edades que incluían totoabas de mayor tamaño. Si la muestra de la estructura de edad recolectada en basureros es representativa de la población, esto indicaría que hay relativamente pocos organismos “viejos”. Las totoabas son organismos longevos iteróparos que se reproducen a lo largo de varios años. La existencia de totoabas viejas es importante para la viabilidad de la población. En términos de demografía y evolución, esto reduce el riesgo de fallas en el reclutamiento en ambientes variables (Berkeley *et al.* 2004). Para minimizar el riesgo de colapso poblacional se requiere, no sólo reducir la actual pesca sobre los adultos reproductores, sino permitir

que los organismos más viejos se reproduzcan. Esto generará una estructura de edades más balanceada, que estabiliza las fluctuaciones que experimenta la población por cuestiones puramente demográficas (Arlinghaus *et al.* 2010, Brunel y Piet 2013).

Además de que la resiliencia puede ser representada por la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r), también se define como la capacidad de una población para adaptarse a variabilidad ambiental, incluidos cambios de régimen climático (Waldman *et al.* 2016). La evidencia indica que la población de totoaba se ha adaptado a un cambio de régimen ambiental. Muchas investigaciones mencionan que las condiciones del Alto Golfo cambiaron drásticamente luego del control de las aguas del Río Colorado. El Alto Golfo es la única zona conocida de agregación para desove y de crianza para las totoabas, por lo menos desde hace seis mil años (Rowell *et al.* 2008), *ergo*, el hecho de que siga existiendo y llevándose a cabo la reproducción en esa misma zona habla de una gran resiliencia de la especie. Sin embargo, los resultados indican que la reducción del volumen de agua, así como de los sitios de protección para los juveniles y tal vez de nutrientes, redujo la capacidad de soporte K de la totoaba en 45.7%. Asimismo, es importante considerar que el flujo del río ya no presenta la variabilidad natural previa al represamiento. Considerando que la estructura de edad de la totoaba atenúa su variabilidad, menor variación en el flujo del río resultaría en menor variabilidad de la especie (Botsford *et al.* 2011, Ruiz-Berreiro *et al.* 2019).

Es importante el repoblamiento que ocurre en la actualidad en tres sitios del Golfo de California (BC, BCS, Son.) porque la distribución geográfica del reclutamiento aumenta la sustentabilidad de la población (Berkeley *et al.* 2004). Las liberaciones pueden haber contribuido a la expansión del rango actual de la totoaba. En más de 20 años se han liberado casi 400 mil juveniles (de acuerdo con reportes

disponibles en internet); se requiere evaluar los posibles efectos actual y futuro de esta estrategia en la población de totoaba. Un ejercicio sencillo muestra lo que puede estar ocurriendo con las totoabas liberadas. Si en un año se liberan 40 mil totoabas¹¹ de 19 cm *LT*, tomando en cuenta mortalidad natural y captura incidental en los arrastreros, a la edad de cinco años sobrevivirían 926 (2.31%), a los 10 años 235 (0.58%) y a los 15 años 60 organismos (0.15%). Se cuenta con el dato de la recaptura de un ejemplar de dos mil liberados 13 años antes, o una tasa de 0.05%¹².

El repoblamiento de totoaba pudiera servir para fines de sustentabilidad de la especie. Esta estrategia deberá tomar en cuenta la incertidumbre que prevalece en la mayoría de los programas de repoblamiento: rentabilidad, competencia y crecimiento denso-dependiente con organismos silvestres, éxito reproductivo, calidad genética de los organismos liberados y resistencia a condiciones ambientales (Kitada 2018). Si la estrategia de repoblamiento se considera como una política de Estado, debe venir acompañada de un programa formalmente establecido. Este programa deberá definir si se hará con fines de conservación al mejorar el estado actual de la población de la totoaba, para restablecer una pesquería, o ambos. También deberá delinear los procedimientos para dar seguimiento a su eficiencia con base en los factores recién expresados (Leber *et al.* 2004).

La posible legalización de la captura de totoaba sigue siendo un asunto controversial. Por un lado, la teoría sugiere que para legalizarla se debería lograr la instrumentación exitosa de una estrategia de manejo para el recurso. También se sugiere que al instrumentarse dicha estrategia, los pescadores legales ejercerán presión para evitar la extracción ilegal del recurso. Incluso, se ha analizado la idea de formar un grupo de vigilancia conformado

por los mismos residentes de las comunidades pesqueras, como ocurre en el caso de la pesca de abulón.

Se debe considerar que el número de embarcaciones operando en el área incrementará como consecuencia de la captura de totoaba. Esto puede crear un par de retos. Primero, será más difícil y costoso para las autoridades inspeccionar y vigilar a mayor número de embarcaciones en el agua. Segundo, sólo mediante un programa eficiente de trazabilidad genética (Bylemans *et al.* 2016, CITES 2016) se podrá diferenciar y detener la captura ilícita de totoaba. Habrá que prever y evitar la posibilidad de que los intermediarios encuentren la manera de comercializar producto ilegal al amparo de la producción de organismos marcados genéticamente.

Una pieza clave que también se debe tomar en cuenta al momento de generar un plan de manejo para un recurso conforme un esquema similar, son los intermediarios y los consumidores asiáticos. Si se promueven la coordinación y la transparencia con estos actores privados, darle seguimiento al grado de producción será más sencillo y preciso. A estos actores les conviene por la reducción del riesgo de decomisos y por la oportunidad de formar una entidad legítima y altamente redituable.

La pesca deportivo-recreativa de totoaba se practica con línea y anzuelo y por la mayor selectividad y menor “capturabilidad” representa menor riesgo de sobrepesca. Sin embargo, para que se regularice esta actividad se requiere determinar previamente cuotas permitidas con base en el estatus de la población, a partir de puntos de referencia y reglas de control.

El éxito de la reducción significativa de la captura incidental de machorros en redes de arrastre dependerá del tipo de excluidor y zonas/tiempos de no-pesca, así como de la inspección y la vigilancia eficaz de esa medida.

El retiro inmediato de redes totoaberas es responsabilidad y obligación de todas las autoridades competentes. No se puede aseverar que la totoaba, que está –en teoría– bien prote-

11. El máximo número de totoabas liberado por Earth Ocean Farms, s de RL de CV en julio de 2018.

12. Dr. Conal D. True, UABC, *com pers.* Junio 2019.

gida por varios instrumentos de manejo, esté experimentando el efecto de la pesca de adultos y pre-adultos a tal grado que ya se pueden observar sus efectos. En tanto se comprueba la bondad de las liberaciones y se analizan con detenimiento los resultados del estudio sobre el potencial de piscicultura, la alternativa más factible para la viabilidad de la totoaba es detener la captura ilegal de adultos reproductores, sobre todo los más grandes o viejos.

Un estudio reciente (Castellanos-Rico MA [UCSB] datos no publicados) indicó que el cultivo de totoaba es una solución aceptable para la producción de carne y buche de totoaba, dado que desincentivaría la pesca de totoaba silvestre. Este tipo de estudios y actividades pudiera resultar eficaz para frenar la captura ilícita de pre-adultos y adultos de totoaba.

Los elementos antes mencionados deben atenderse de manera prioritaria para luego buscar esquemas de aprovechamiento de totoaba. Una posibilidad es instrumentar cuotas de captura, en un esquema similar al de la curvina golfina que tiene varios años operando. Un proceso de esa naturaleza debe incluir estrategias y tácticas específicas para la totoaba atendiendo a lo que se conoce de su ciclo de vida: sitios de pesca, refugios permanentes y fechas de captura. Esto debe definirse de manera colegiada por un panel de expertos y autoridades de SEMARNAT, CONABIO y SADER, incluidos representantes de OSC conservacionistas, de ser preciso. La coordinación intersecretarial será necesaria para dar seguimiento a un programa de aprovechamiento emanado de tal grupo de expertos. La correcta comunicación debe ser un elemento *sine qua non* en un proceso de este tipo; para ello se deberá establecer un mecanismo expedito y confiable.

Conclusiones

Con base en los resultados de la ejecución del presente proyecto se está en posibilidad de responder las preguntas originales:

1. ¿Cuál es la abundancia actual de la totoaba?

- De acuerdo con el método de área barrida, la biomasa de machorros (<55 cm LT) en 2017 fue de 45.12 t, la mayoría concentrada en la costa peninsular del Alto Golfo de California. Si se corrige por selectividad, la abundancia de machorros entre 25 y 55 cm LT sería de 86.13 toneladas.
- De acuerdo con el censo larval, la producción de huevos decreció de 2017 a 2018. Las larvas se detectaron en la costa de San Felipe, BC en los meses de marzo y abril.
- De acuerdo con el método de eointegración, la biomasa media de totoabas ≥ 30 cm LT en 2017 fue de 36 429 t, la mayoría en el Alto Golfo de California. En 2018, la biomasa disminuyó a 19 294 t. Esto representa una reducción de 47% en apenas un año.
- De acuerdo con el modelo estructurado, en 2017 la biomasa media total fue de 14 844 t de organismos de 0.5 años y mayores.
- El modelo basado en tasa de captura y captura ilícita arroja una biomasa virtual de 8 477.8 t para 2017.
- No es posible reconciliar las diferencias en esas tres estimaciones para 2017.

2. ¿Cuál es su estado de salud?

- La biomasa de totoaba fue afectada negativamente por la disminución de agua del Río Colorado. Se identificaron dos periodos de biomasa que se relacionan con esa variable. Actualmente, la capacidad de soporte (K) es de 20 mil toneladas, observándose una reducción de 45.7% en comparación con el periodo previo.

- La población de totoaba tiene una fuerte relación compensatoria mediante la cual una cantidad relativamente pequeña de adultos reproductores genera un reclutamiento relativamente grande.
- La biomasa de totoaba se comenzó a recuperar poco después de instrumentarse la veda (1975); la tendencia positiva siguió hasta la década de 1980; en la década de 2010, la tendencia decreciente aumentó por la enorme presión de pesca debido al elevado valor de la vejiga natatoria o buche en China.
- La distribución geográfica se ha extendido 400 km al sur de la reportada, hasta llegar a Mazatlán, Sin. y a La Paz, BCS.
- El análisis de organismos observados a bordo de embarcaciones arrastreras y del BIP XI, así como los observados en basureros del Alto Golfo, sugiere que la población de totoaba está relativamente bien estructurada tanto en tamaños como en edades.
- La trayectoria de biomasa anual está por arriba del punto de referencia límite, pero en los últimos cinco años ha ido en descenso. Esto debe atribuirse a la pesca excesiva de pre-adultos y adultos en el Alto Golfo a partir de 2010 y, sobre todo, en 2017, cuando se capturaron al menos 760 t de totoaba.
- La captura incidental de machorros en los barcos arrastreros tiene un impacto menor en la biomasa de la totoaba que la captura de sub-adultos y adultos.

3. ¿Cuáles son las amenazas principales y qué tan grande es el riesgo de su población?

- La principal amenaza actual para la población de totoaba es la captura sin control de sub-adultos y adultos que se congregan de enero a junio en el Alto Golfo durante el periodo de reproducción. Esto hace a la totoaba particularmente vulnerable, fenómeno que se ha exacerbado en los últimos seis a ocho años, cuyos efectos ya se aprecian en la población de totoaba. Ese régimen de captura no es sostenible.
- Los tres mejores escenarios para el manejo y la conservación de la totoaba son: 1) eliminar la captura incidental de juveniles, no capturar pre-adultos ni adultos; 2) reducir en 80% la captura incidental de machorros con excluidores de peces, no capturar adultos ni pre-adultos; y 3) la flota camaronera no utiliza excluidores de peces, no capturan adultos, ni pre-adultos.
- En consecuencia, la captura de machorros en la flota arrastrera es una amenaza secundaria que se puede minimizar utilizando de forma adecuada dispositivos excluidores de peces. La captura de pre-adultos y adultos aumenta el riesgo.
- Conforme el *statu quo* (captura ilegal de 760 t anuales de pre-adultos y adultos y captura incidental de machorros), la biomasa de totoaba va en descenso y en 2031 estaría en un grado de riesgo cercano a 40% (probabilidad de estar debajo del punto de referencia límite).
- Los escenarios que consideran captura deportivo-recreativa de 150 t y 300 t anuales representan un riesgo menor al del *statu quo*.
- Una amenaza permanente es la reducción de la capacidad de soporte (K) debida a la reducción del ingreso de agua del Río Colorado a la zona deltaica, que es en donde se reproducen los adultos y es también en donde se alimentan y crecen los juveniles de totoaba.
- La aplicación del *MER* ubica a la población de totoaba en categoría de amenazada. Este estatus puede deteriorarse con rapidez si no se detiene la captura ilegal de pre-adultos y adultos por el alto precio de la vejiga gaseosa.

Recomendaciones

- Instrumentar un programa para eliminar la captura furtiva (pre-adultos y adultos) de totoaba. Un conjunto de expertos, autoridades y osc podrían desarrollar el programa, incluidos los responsables, mecanismos de financiación y verificación del cumplimiento de metas.
- Desarrollar una línea de investigación para generar y compilar información y datos disponibles para estimar la magnitud de la captura, el esfuerzo y la estructura de tallas o edades de pre-adultos y adultos de totoaba, en el Alto Golfo y en otras zonas del litoral del golfo.
- Mediante un programa de observadores científicos, actualizar la base de información sobre captura incidental de juveniles de totoaba en las flotas arrastreras que faenan en el Golfo de California, particularmente en el Alto Golfo.
- Continuar con el monitoreo de abundancia de larvas de totoaba en el Alto Golfo de California durante su temporada de reproducción. Incrementar los estudios sobre ecología y dinámica de las larvas de totoaba en esa zona.
- Fortalecer la función de fuerza del blanco de totoaba en relación con la longitud de los organismos, en particular entre 50 y 100 cm, y complementar los estudios de acústica de totoaba por ecointegración (método activo), utilizando hidrófonos (método pasivo)
- En paralelo a estudios sobre captura incidental de juveniles de totoaba en la flota camaronera, la autoridad debe verificar el uso adecuado de los dispositivos excluidores de peces, en particular en el Alto Golfo de California.
- Establecer un programa para evaluar los posibles efectos del repoblamiento de totoaba y definir previamente si se hará con fines de conservación para mejorar el estado actual de la población de la totoaba, para restablecer una pesquería, o ambos.
- Fortalecer los análisis de escenarios basados en modelación, incluidos mejores datos e información.
- Para coadyuvar a frenar la captura ilegal de pre-adultos y adultos, se considera pertinente continuar desarrollando estudios bioeconómicos orientados a valorar el potencial del cultivo y la comercialización de totoaba y su vejiga natatoria o buche.
- Continuar promoviendo la piscicultura de totoaba y su comercialización, verificando que los organismos así producidos sean sujetos a trazabilidad genética, evitando que totoabas capturadas de manera ilícita sean comercializadas cual si fuesen producidas con los controles antes mencionados.
- Estudios futuros deberán corroborar y explicar las diferencias tan marcadas entre las estimaciones de biomasa que se presentan en este trabajo.

Literatura citada

- Aitchison J. 1955. On the distribution of a positive random variable having a discrete probability mass at the origin. *Journal of the American Statistical Association* 50(271): 901-908. DOI: 10.2307/2281175
- Álvarez-Borrego S. 2002. Physical oceanography. In: TJ Case, ML Cody, E Ezcurra (eds.). *A new island biogeography of the Sea of Cortés*. Oxford University Press. pp: 41-59.
- Álvarez-Borrego S, C López-Álvarez. 1975. Distribución de biomasa de fitoplancton por grupos taxonómicos en Bahía San Quintín, BC, a través de un ciclo anual. *Reporte para el Instituto Nacional de Pesca de la SIC, y para la Dirección General de Acuicultura de la SRH*. Unidad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada. México.
- Arlinghaus R, S Matsumura, U Dieckmann. 2010. The conservation and fishery benefits of protecting large pike (*Esox lucius* L.) by harvest regulations in recreational fishing. *Biological Conservation* 143(6): 1444-1459. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.03.020
- Arreguín-Sánchez F, E Arcos-Huitrón. 2011. La pesca en México: estado de la explotación y uso de los ecosistemas. *Hidrobiológica* 21(3): 431-462.
- Arvizu J, H Chávez. 1972. Sinopsis sobre la biología de la totoaba *Cynoscion macdonaldi*, Gilbert 1890. *FAO Fisheries Synopsis*. 108: 26p.
- Barrera-Guevara JC. 1990. The conservation of *Totoaba macdonaldi* (Gilbert), (Pisces: Sciaenidae), in the Gulf of California, México. *Journal of Fish Biology* 37 (Supplement A): 201-202. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1990.tb05038.x
- Barrera-Guevara JC. 1992. Biología reproductiva de la totoaba *Totoaba macdonaldi* (Gilbert 1891) (Teleostei: Scianidae). Tesis de Maestría. División de Graduados e Investigación. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Guaymas, Sonora, México. 83p.
- Barrera-Guevara JC, GP Ortiz de Montellano. 1988. Estimación del impacto de la pesca de arrastre sobre la población juvenil de la *Totoaba macdonaldi* (Gilbert, 1890). *Resúmenes I Congreso de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortés, A.C.* Hermosillo, Sonora, 5 al 7 de octubre de 1988. 18p.
- Barrera-Guevara JC, R Pérez-Enríquez, GP Ortiz de Montellano. 1987. Impacto de la pesca de arrastre sobre la población juvenil de *Totoaba macdonaldi*. Informe técnico número 6. Centro de Investigación y Desarrollo de los Recursos Naturales de Sonora. Noviembre 6, 1987. 16p.
- Bailey KM, ED Houde. 1989. Predation on eggs and larvae of marine fishes and the recruitment problem. *Advances in Marine Biology* 25: 1-83.
- Berdegúé J. 1955. La pesquería de totoaba (*Cynoscion macdonaldi*) en San Felipe, Baja California. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 16: 45-78.
- Berkeley SA, MA Hixon, RJ Larson, MS Love. 2004. Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. *Fisheries* 29(8): 23-32. DOI: 10.1577/1548-8446(2004)29[23:FSVPOA]2.0.CO;2
- Beverton RJH, SJ Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. *Fisheries Investigations Series II*, Volume XIX. London, UK. 533p.
- Beverton RJH, A Hylen, OJ Østvedt, J Alvsvaag, TC Iles. 2004. Growth, maturation, and longevity of maturation cohorts of Norwegian spring-

- spawning herring. *ICES Journal of Marine Science* 61: 165-175.
- Bjørnstad ON, RM Nisbet, JM Fromentin. 2004. Trends and cohort resonant effects in age-structured populations. *Journal of Animal Ecology* 73: 1157-1167.
- Bobadilla M, S Alvarez-Borrego, S Avila-Foucat, F Lara-Valencia, I Espejel. 2011. Evolution of environmental policy instruments implemented for the protection of totoaba and the vaquita porpoise in the Upper Gulf of California. *Environmental Science and Policy* 14: 998-1007. DOI: 10.1016/j.envsci.2011.06.003
- Botsford LW, MD Holland, JF Samhuri, JW White, A Hastings. 2011. Importance of age structure in models of the response of upper trophic levels to fishing and climate change. *ICES Journal of Marine Science* 68(6): 1270-1283. DOI: 10.1093/icesjms/fsr042
- Brunel T, GJ Piet. 2013. Is age structure a relevant criterion for the health of fish stocks? *ICES Journal of Marine Science* 70(2): 270-283. DOI: 10.1093/icesjms/fss184
- Bylemans J, GE Maes, E Diopere, A Cariani, H Senn, MI Taylor, S Helylar, L Bargelloni, A Bonaldo, G Carvalho, I Guarniero, H Komen, JT Martinsohn, EE Nielsen, F Tinti, FAM Volckaert, R Ogden. 2016. Evaluating genetic traceability methods for captive-bred marine fish and their applications in fisheries management and wildlife forensics. *Aquaculture Environment Interactions* 8: 131-145. DOI: 10.3354/aei00164
- Caddy JF. 1996. Modeling natural mortality with age in short-lived invertebrate populations: definition of a strategy of gnomonic time division. *Aquatic Living Resources* 9(3): 197-207. DOI: 10.1051/alr:1996023
- Carpi P, EB Morello, A Uriarte, M Panfili, B Roel, A Santojanni, F Donato, E Arneri. 2016. Impact of the fishery for late-larval European sardine (*Sardina pilchardus*) on the adult stock in the Adriatic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 74(3): 728-740. DOI: 10.1093/icesjms/fsw208
- Cerdenares-Ladrón de Guevara G, E Morales-Bojórquez, S Ramos-Carrillo, G González-Medina. 2012. Variation in relative abundance and mean size of the sailfish *Istiophorus platypterus* caught by the artisanal fleet in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Ciencias Marinas* 38(3): 551-562. DOI: 10.7773/cin.v38i32066
- Cisneros-Mata MA. 2018. Evaluación de la población de totoaba en el Golfo de California. Informe técnico (documento interno). Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Guaymas. México. 52p.
- Cisneros-Mata MA, G Montemayor-López. 1989. Justificación biológico-pesquera para la conservación de la totoaba. Informe técnico (documento interno). Instituto Nacional de Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera-Guaymas. México. 6p.
- Cisneros-Mata MA, G Montemayor-López, MJ Román-Rodríguez. 1995. Life history and Conservation of *Totoaba macdonaldi*. *Conservation Biology* 9(4): 806-814.
- Cisneros-Mata MA, LW Botsford, JF Quinn. 1997. Projecting viability of *Totoaba macdonaldi*, a population with unknown age-dependent variability. *Ecological Applications* 7(3): 968-980. DOI: 10.2307/2269447
- Cisneros-Mata MA, MO Nevárez, MV Curiel, AA Apolinar, V González, D Guevara, L Gómez, E Miranda, D Rodríguez, R Navarro, D Cervantes, V Parra. 2019. Evaluación de la población de totoaba en el Golfo de California en 2018. Informe técnico (documento interno). Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Guaymas. México. 40p.
- Cisneros-Montemayor AM, ACJ Vincent. 2016. Science, society, and flagship species: social and political history as keys to conservation outcomes in the Gulf of California. *Ecology and Society* 21(2): 9. DOI: 10.5751/ES-08255-210209
- Cisneros-Montemayor AM, MA Cisneros-Mata, S Harper, D Pauly. 2013. Extent and implications of IUU catch in Mexico's marine fisheries. *Marine Policy* 39: 283-288. DOI: 10.1016/j.marpol.2012.12.003
- CITES. 1976. The first meeting of the conference of the International Trade in Endangered Species of the Wild Fauna and Flora. Berne, Switzerland, pp: 1-26.
- CITES. 2016. *Totoaba macdonaldi*. Oportunidades de colaboración internacional en el marco de la CITES. Decimoséptima reunión de la Conferencia de las Partes. Johannesburgo (Sudáfrica). 24 de septiembre al 5 de octubre de 2016. 6p.
- Coronel-Yáñez L. (ed.). 2016. La totoaba: gigante del Alto Golfo de California. Centro de Estudios sobre la Universidad. Universidad Autónoma de Baja California. México. 36p.

- Cotero CE, O Tapia-Vázquez. 1993. Madurez y fecundidad de la totoaba *Totoaba macdonaldi* (Gilbert 1890) en la prospección invierno-primavera 1987. Informe técnico (documento interno). Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera-Ensenada, México. 37p.
- Craig JA. 1926. A new fishery in Mexico. *California Fish and Game* 12(4):166-169.
- Crosta A, K Sutherland, C Talerico, I Layolle, B Fantacc. 2018. The Totoaba Supply Chain – from Mexico’s Totoaba cartels to China’s Totoaba Maw Wholesalers –An Illegal Trade Killing the Vaquita. Operation Fake Gold. Elephant Action League. Los Angeles CA, EE.UU. 97p.
- C4ADS. 2018. In plane sight. Wildlife trafficking in the air transport sector. https://www.traffic.org/site/assets/files/10858/in_plane_sight.pdf.
- De Anda-Montañez JA, FJ García de León, T Zenteno-Savín, E Balart-Páez, LC Méndez-Rodríguez, N Bocanegra-Castillo, S Martínez-Aguilar, L Campos-Dávila, MJ Román Rodríguez, F Valenzuela-Quiñonez, ME Rodríguez-Jaramillo, ME Meza-Chávez, JJ Ramírez-Rosas, IJ Saldaña-Hernández, NO Olguín-Monroy, ME Martínez-Delgado. 2013. Estado de salud y estatus de conservación de la(s) población(es) de totoaba (*Totoaba macdonaldi*) en el Golfo de California: una especie en peligro de extinción. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, sc. La Paz, Baja California Sur. Informe Final, SNIB-CONABIO. Proyecto Núm. HK050, México. 113p.
- De Bruyn P, H Murua, M Aranda. 2013. The Precautionary approach to fisheries management: How this is taken into account by Tuna regional fisheries management organisations (RFMOs). *Marine Policy*: 38: 397-406. DOI: 10.1016/j.marpol.2012.06.019
- DOF. 1955. Acuerdo que establece vedas y reglamenta la pesca de las especies conocidas con los nombres de totoaba y cabaicucho y establece normas para la pesca de tiburón en el Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*. México. 22 de febrero de 1955.
- DOF. 1975. Acuerdo que establece veda para la especie totoaba, *Cynoscion macdonaldi*, en aguas del Golfo de California, desde la desembocadura del Río Colorado hasta el Río Fuerte, Sinaloa, en la costa oriental, y del Río Colorado a Bahía Concepción, Baja California, en la costa occidental. *Diario Oficial de la Federación*. México. 1 de agosto de 1975.
- DOF. 1992. Reglamento de la Ley de Pesca. *Diario Oficial de la Federación*. México. 21 de julio de 1992.
- DOF. 1993. Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región conocida como Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, ubicada en aguas del Golfo de California y los municipios de Mexicali, B.C., de Puerto Peñasco y San Luis Río Colorado, Son. México. *Diario Oficial de la Federación*. México. 10 de junio de 1993.
- DOF. 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-024-SEMARNAT-1993, Por la que se establecen medidas para la protección de las especies de totoaba y vaquita en aguas de jurisdicción federal del Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*. 29 de junio de 1994.
- DOF. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*. México. 6 de marzo de 2002.
- DOF. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*. México. 30 de diciembre de 2010.
- DOF. 2015. Acuerdo por el que se suspende temporalmente la pesca comercial mediante el uso de redes de enmalle, cimbra y/o palangres operadas con embarcaciones menores, en el Norte del Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*. México. 10 de abril de 2015.
- DOF. 2018. Norma Oficial Mexicana NOM-169-SEMARNAT-2018, que establece las especificaciones de marcaje para los ejemplares, partes y derivados de totoaba (*Totoaba macdonaldi*) provenientes de unidades de manejo para la conservación de vida silvestre. *Diario Oficial de la Federación*. México. 18 de octubre de 2018.
- Doray M, V Badts, J Masse, E Duhamel, M Hurret, G Doremus, P Petitgas. 2014. Manual of fisheries survey protocols. PELGAS surveys (PELagiques GAScogne). RBE/EMH 2014-01. DOI: 10.13155/30259.
- Dunn MR. 2006. A review of experimental methods for determining catchability for trawl surveys. *New Zealand Fisheries Assessment Report* 2006/51. 31p.

- EIA [Environmental Investigation Agency]. 2016a. Dual extinction: The illegal trade in the endangered totoaba and its impact on the critically endangered vaquita. *Briefing to the 66th Standing Committee of CITES*. London, UK. January 11-15, 2016. 12p.
- EIA [Environmental Investigation Agency]. 2016b. Daño colateral: Cómo el comercio ilegal de vejigas natatorias de la totoaba está llevando a la vaquita a la extinción. Agencia de Investigación Medioambiental. Londres, RU. 20p.
- EIA [Environmental Investigation Agency]. 2017. Facing extinction. Survival of the vaquita depends on eliminating the illegal trade in totoaba. Environmental Investigation Agency. London, UK. November 2017. 8p.
- Fabinyi M, N Liu. 2014. Seafood Banquets in Beijing: Consumer Perspectives and Implications for Environmental Sustainability. *Conservation and Society* 12(2): 218-228. DOI: 10.4103/0972-4923.138423
- Fernández JI, P Álvarez-Torres, F Arreguín-Sánchez, LG López-Lemus, G Ponce, A Díaz de León-Corral, E Arcos-Huitrón, P del Monte-Luna. 2011. Coastal Fisheries of Mexico. *En*: S Salas, R Chuenpagdee, A Charles, JC Seijo (eds.). Coastal Fisheries of Latin America and the Caribbean. *FAO Fisheries Technical Paper* 544: 231-284.
- Findley L. 2010. *Totoaba macdonaldi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T22003A9346099. DOI: 10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T22003A9346099.en
- Flanagan CA, JR Hendrickson. 1976. Observations on the commercial fishery and reproductive biology of the totoaba, *Cynoscion macdonaldi*, in the northern Gulf of California. *Fishery Bulletin* 74: 531-544.
- Folmer O, M Pennington. 2000. A statistical evaluation of the design and precision of the shrimp trawl survey off West Greenland. *Fisheries Research* 49(2): 165-178. DOI: 10.1016/S0165-7836(00)00196-X
- Footo KG. 1987. Fish target strengths for use in echo integrator surveys. *The Journal of the Acoustical Society of America* 82(3): 981-987. DOI: 10.1121/1.395298
- Garcés-Rodríguez Y, L Sánchez-Velasco, N Díaz-Viloria, SPA Jiménez-Rosenberg, V Godínez, J Montes-Aréchiga, A Munguía-Vega. 2018. Larval distribution and connectivity of the endemic Sciaenidae species in the Upper Gulf of California. *Journal of Plankton Research* 40(5): 1-13. DOI: 10.1093/plankt/fby033
- García SM. 1996. The precautionary approach to fisheries and its implications for fishery research, technology and management: An updated review. *In*: Precautionary approach to fisheries. Part 2: scientific papers. Prepared for the Technical Consultation on the Precautionary Approach to Capture Fisheries (Including Species Introductions). Lysekil, Sweden, 6-13 June 1995. *FAO Fisheries Technical Paper* 350, Part 2: 1-75.
- García-Caudillo JM, MA Cisneros-Mata, A Balmori-Ramírez. 2000. Performance of a bycatch reduction device in the shrimp fishery of the Gulf of California, México. *Biological Conservation* 92(2): 199-205. DOI: 10.1016/S0006-3207(99)00053-1
- Gayanilo FC, P Sparre, D Pauly. 2005. *FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FISAT II)*. Revised version. User's guide. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)*. No. 8. Roma. 168p.
- Gilbert CH. 1890. A preliminary report on the fishes collected by the steamer "Albatross" on the Pacific coast of North America during the year 1889, with descriptions of twelve new genera and ninety-two new species. *Proceedings of the United States National Museum* 13: 49-126
- Ghodrati-Shojaei M, SA Taghavi-Motlagh. 2011. The catch per unit of swept area (CPUA) and estimated biomass of large head hairtail (*Trichiurus lepturus*) with an improved trawl in the Persian Gulf and Gulf of Oman. *Asian Fisheries Science* 24(2): 209-217.
- Girón-Nava A, AF Johnson. 2016. Descripción de los efectos de El Niño/La Niña en el Golfo de California. DataMares. InteractiveResource. DOI: 10.13022/M31P43
- Gulland JA. 1971. *The fish resources of the ocean*. Fishing news books. West Byfleet, UK.
- Haltuch MA, EN Brooks, J Brodziak, JA Devine, KF Johnson, N Klibansky, RDM Nash, MR Payne, KW Shertzer, S Subbey, BK Wells. 2019. Unraveling the recruitment problem: A review of environmentally-informed forecasting and management strategy evaluation. *Fisheries Research* 217: 198-216. DOI: 10.1016/j.fishres.2018.12.016
- Harrison HB, DH Williamson, RD Evans, GR Almany, SR Thorrold, GR Russ, KA Feldheim, L van Herwerden, S Planes, M Srinivasan, ML Berumen, GP Jones. 2012. Larval export from marine reserves and the recruitment benefit

- for fish and fisheries. *Current Biology* 22(11): 1023-1028. DOI: 10.1016/j.cub.2012.04.008.
- He W, WH Lu, XG Li, NN Lu, DF Sun, YZ Li. 2012. Taxonomic status of Chinese bahaba (*Bahaba taipingensis*) and its phylogenetic relationship with other species in the family Sciaenidae. *Mitochondrial DNA* 23(2): 53-61. DOI: 10.3109/19401736.2011.653797
- Hendrickson JR. 1979. Totoaba: sacrifice in the Gulf of California –letter to my grandchildren. *Oceans* 12: 14-28.
- Hoffman JC, CF Bonzek, RJ Latour. 2009. Estimation of bottom trawl catch efficiency for two demersal fishes, the Atlantic croaker and white perch, in Chesapeake Bay. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 1(1): 255-269. DOI: 10.1577/C08-048.1.
- Hupper DD 1996. Risk assessment, economics, and precautionary fishery management. In: Precautionary approach to fisheries. Part 2: scientific papers. Prepared for the Technical Consultation on the Precautionary Approach to Capture Fisheries (Including Species Introductions). Lysekil, Sweden, 6–13 June 1995. *FAO Fisheries Technical Paper* 350, Part 2: 103-127.
- Hyde JR, E Lynn, R Humphreys Jr, M Musyl, AP West, R Vetter. 2005. Shipboard identification of fish eggs and larvae by multiplex PCR, and description of fertilized eggs of blue marlin, shortbill spearfish, and wahoo. *Marine Ecology Progress Series* 286: 269-277. DOI: 10.3354/meps286269
- INEGI. 2018. Producto Interno Bruto y cuentas nacionales. <https://www.inegi.org.mx/temas/pib/>
- Ingram Jr GW, WJ Richards, JT Lamkin, B Muhling. 2010. Annual indices of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) larvae in the Gulf of Mexico developed using delta-lognormal and multivariate models. *Aquatic Living Resources* 23: 35-47. DOI: 10.1051/alr/2009053
- Ivanova VN, ST Zemlak, HR Hanner, DNP Hebert. 2007. Universal primer cocktails for fish DNA barcoding. *Molecular Ecology Notes* 7(4): 544-548. DOI: 10.1111/j.1471-8286.2007.01748.x
- Jordan DS, E Nakashima. 1916. Notes on the totoaba (*Cynoscion macdonaldi* Gilbert). *Copeia* 37: 85-86. DOI: 10.2307/1437221
- Kaiser MJ, B Bullimore, P Newman, K Lock, G Sylvia. 1996. Catches in “ghost fishing” set nets. *Marine Ecology Progress Series* 145: 11-16.
- Kapuscinski AR, LM Miller. 2007. *Genetic guidelines for fisheries management*. Second edition. University of Minnesota Sea Grant Program. Duluth, Minnesota.
- Kelly N, G Kira. 1988. *The Baja catch. An inshore fishing manual for Baja California*. Apples & Oranges, Inc. Valley Center, California. 241p.
- Kimura M. 1980. A simple method for estimating evolutionary rates substitutions through comparative studies of nucleotide sequence. *Journal of Molecular Evolution*. 16: 111-120.
- Kitada S. 2018. Economic, ecological and genetic impacts of marine stock enhancement and sea ranching: A systematic review. *Fish and Fisheries* 19(3): 511-533. DOI: 10.1111/faf.12271
- Kolding J, R Law, M Plank, PAM van Zwieten. 2016. The optimal fishing pattern. In: JF Craig (ed.). *Freshwater Fisheries Ecology*, 1^a Edition. John Wiley & Sons, Ltd. 5.5: 524-540.
- Kotwicki S, MH Martin, EA Laman. 2011. Improving area swept estimates from bottom trawl surveys. *Fisheries Research* 110: 198-206. DOI: 10.1016/j.fishres.2011.04.007
- Kough AS, CB Paris, MJ Butler IV. 2013. Larval Connectivity and the International Management of Fisheries. *PLoS ONE* 8(6): e64970. DOI:10.1371/journal.pone.0064970
- Kvamsdal SF, A Eide, NA Ekerhovd, K Enberg, A Gudmundsdottir, AH Hoel, KE Mills, FJ Muetter, L Ravn-Jonsen, LK Sandal, JE Stiansen, N Vestergaard. 2016. Harvest control rules in modern fisheries management. *Elementa: Science of the Anthropocene* 4: 000114 DOI: 10.12952/journal.elementa.000114
- Kwarfo-Apegyah K, PK Ofori-Danson, FKE Nunoo. 2009. Exploitation rates and management implications for the fisheries of Bontanga Reservoir in the northern region of Ghana. *West African Journal of Applied Ecology* 14(1): 1-24. DOI: 10.4314/wajae.v14i1.44710
- Lavín MF, VM Godínez, LG Álvarez. 1998. Inverse-estuarine Features of the Upper Gulf of California. *Estuarine, Coastal and Shelf Research* 47(6): 769-795. DOI: 10.1006/ecss.1998.0387
- Leber KM, S Kitada, HL Blankenship, T Svåsand (eds.). 2004. *Stock enhancement and sea ranching developments, pitfalls and opportunities*. Blackwell Publishing Ltd. Oxford, UK. 580p.
- Lercari D, EA Chávez. 2007. Possible causes related to historic stock depletion of the totoaba, *Totoaba macdonaldi* (Perciformes: Sciaenidae), endemic to the Gulf of California. *Fisheries Research* 86(2-3): 136-142. DOI: 10.1016/j.fishres.2007.05.010

- Liermann M, R Hilborn. 2001. Depensation: evidence, models and implications. *Fish and Fisheries* 2(1): 33-58. DOI: 10.1046/j.1467-2979.2001.00029.x
- Link JS. 2002. What does ecosystem-based fisheries management mean? *Fisheries* 27(4): 18-21.
- Llope M, GM Daskalov, TA Rouyer, V Mihneva, KS Chan, AN Grishin, NC Stenseth. 2011. Overfishing of top predators eroded the resilience of the Black Sea system regardless of the climate and anthropogenic conditions. *Global Change Biology* 17(3): 1251-1265. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2010.02331.x
- López-González LC, A Liedo-Galindo, ME Arenas-Alvarado, LFJ Beléndez-Moreno. 2012. *Análisis del esfuerzo pesquero. Programa de observadores científicos a bordo de la flota camaronera de altamar en el océano Pacífico mexicano (temporadas 2004-2005 a 2009-2010)*. INAPESCA. México. 196p.
- MacLennan DN, EJ Simmonds. 1992. *Fisheries Acoustics*. Chapman and Hall, London. 325p.
- Marine Debris Program. 2015. Impact of "ghost fishing" via derelict fishing gear. 2015. *NOAA Marine Debris Program Report* 1-25.
- Márquez-Farías JF, FJ Rosales-Juárez. 2013. Intrinsic rebound potential of the endangered (*Totoaba macdonaldi*) population, endemic to the Gulf of California, México. *Fisheries Research* 147: 150-153. DOI: 10.1016/j.fishres.2013.05.009
- Martell SJD, R Froese. 2013. A simple method for estimating MSY from catch and resilience. *Fish and Fisheries* 14: 504-514. DOI:10.1111/j.1467-2979.2012.00485.x
- Martínez- Martínez ST, F González-Laxe. 2016. La construcción de la política pesquera en México. Una mirada desde el campo geográfico. *Atlantic Review of Economics*. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/5776341.pdf>
- Mata-Sotres JA. 2010. Evaluación del éxito en el destete en larvas de totoaba (*Totoaba macdonaldi*) y jurel cola amarilla (*Seriola lalandi dorsalis*) utilizando el crecimiento, supervivencia y/o tasa de ingestión. Tesis de Maestría. Programa de Posgrado en Ciencias en Acuicultura. CICESE. Ensenada, BC, México. 92p.
- Matsuoka T, T Nakashima, N Nagasawa. 2005. A review of ghost fishing: scientific approaches. *Fisheries Science* 71(4): 691-702. DOI: 10.1111/j.1444-2906.2005.01019.x
- McClatchie S, GJ Macaulay, RF Coombs. 2003. A requiem for the use of $20 \log_{10}$ length for acoustic target strength with special reference to deep-sea fishes. *ICES Journal Marine Science* 60(2): 419-428. DOI: 10.1016/S1054-3139(03)00004-3
- Meiners-Ochoa M, L Hernández-López. 2007. Únicamente en México. Especies endémicas y las plantas de Jalisco. *Biodiversitas* 71: 10-15.
- Molina-Valdez D. 1987. La pesquería de totoaba (*Cynoscion macdonaldi*) y estado actual del conocimiento del recurso. Informe Técnico (documento interno). Instituto Nacional de la Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera-Guaymas. México.
- Molina-Valdez D. 1989. Informe de comisión realizada durante el periodo del 30 de marzo al 27 de abril de 1989. Informe técnico (documento interno). Instituto Nacional de la Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera-Guaymas. México. 5p.
- Molina-Valdez D, MA Cisneros-Mata, R Urías-Sotomayor, C Cervantes-Vaca, MA Márquez-Tiburcio. 1988. Prospección y evaluación de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*) en el Golfo de California. Informe final al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México. Instituto Nacional de la Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera-Guaymas. México.
- Montes JM, MF Lavín, F Parés-Sierra. 2016. Seasonal Heat and Salt Balance in the Upper Gulf of California. *Journal of Coastal Research* 32(4): 853-862. DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-14-00192.1
- Morales-Zárate MV, F Arreguín-Sánchez, J López-Martínez, SE Lluch-Cota. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, México. *Ecological Modelling* 174(4): 331-345. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2003.09.028
- Moser HG. 1996. The early stages of the fishes in the California Current region. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigation*. Allen Press. Atlas No. 3.
- Myers RA, AA Rosenberg, PM Mace, N Barrowman, VR Restrepo. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES Journal Marine Science* 51(2): 191-205. DOI: 10.1006/jmsc.1994.1020
- Ortega-Romero P, G López-Lira. 1989. Carta de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortés, A.C. al General Mauricio Schleske Sánchez, Secretario de Marina. Hermosillo, Son. 7 de marzo de 1987. 3p.

- Ortíz de Montellano GP. 1987. Impacto de la pesca de arrastre sobre la población juvenil de *Totoaba macdonaldi*. Centro de Investigación y Desarrollo de los Recursos Naturales de Sonora. Informe Técnico Núm. 7, noviembre 1987. 28p.
- Palacios-Abrantes J, AM Cisneros-Montemayor, MA Cisneros-Mata, L Rodríguez, F Arreguín-Sánchez, V Aguilar, S Domínguez-Sánchez, S Fulton, R López-Sagástegui, H Reyes-Bonilla, R Rivera-Campos, S Salas, N Simoes, WWL Cheung. 2019. A metadata approach to evaluate the state of ocean knowledge: Strengths, limitations, and application to Mexico. *PLoS ONE* 14(6): e0216723. DOI: 10.1371/journal.pone.0216723 June 12, 2019
- Pauly D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES Journal Marine Science* 39(2): 175-192. DOI: 10.1093/icesjms/39.2.175
- Pauly D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters, a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Studies and Reviews* 8. Manila, Philippines. 325p.
- Pedrín-Osuna O, JH Córdova-Murueta, M Delgado-Marchena. 2001. Crecimiento y mortalidad de la totoaba, *Totoaba macdonaldi*, del Alto Golfo de California. *Ciencia Pesquera* 15: 131-140.
- Pennington M. 1983. Efficient Estimators of Abundance, for Fish and Plankton Surveys. *Biometrics* 39(1): 281-286. DOI: 10.2307/2530830
- Pennington M. 1996. Estimating the mean and variance from highly skewed marine data. *Fishery Bulletin* 94: 498-505.
- Peres-Neto PR. 1999. How many statistical tests are too many? The problem of conducting multiple ecological inferences revisited. *Marine Ecology Progress Series* 176: 303-306. DOI: 10.3354/meps176303
- Perrier C, JC Molinero, J Gerdeaux, O Anneville. 2012. Effects of temperature and food supply on the growth of whitefish *Coregonus lavaretus* larvae in an oligotrophic peri-alpine lake. *Journal of Fish Biology* 81(5): 1501-1513. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2012.03393.x
- Pezzuto PR, JA Alvarez-Perez, R Wahrlich. 2008. The use of the swept area method for assessing the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) biomass and removal rates based on artisanal fishery derived data in southern Brazil: using depletion models to reduce uncertainty. *Latin American Journal of Aquatic Research* 36(2): 245-257. DOI: 10.3856/vol36-issue 2-fulltext-7
- PROFEPA. 2019. Gob.mx. <https://www.gob.mx/profepa/acciones-y-programas/proteccion-de-la-vaquita-marina>.
- Rabbanihha M, JC Molinero, L López-López, J Javidpour, AL Primo, F Owfi, U Sommer. 2015. Habitat association of larval fish assemblages in the northern Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin* 97(1-2): 105-110. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.028
- Ramcharitar J, DP Gannon, AN Popper. 2006. Bioacoustics of fishes of the Family Sciaenidae (Croakers and Drums). *Transactions of the American Fisheries Society* 135(5): 1409-1431. DOI: 10.1577/T05-207.1
- Ramírez E. (sin fecha). Resumen estadístico de la captura anual de totoaba en el Golfo de California en el periodo 1929-1966. Instituto Nacional de Investigaciones Biológico Pesqueras. Secretaría de Industria y Comercio. Dirección General de Pesca e Industrias Conexas. Comisión Nacional Consultiva de Pesca, Trabajos de Divulgación 124(13): 34p.
- Richards LJ, R Kieser, TJ Mulligan, JR Candy. 1991. Classification of fish assemblages based on echo integration surveys. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(7): 1264-1272. DOI: 10.1139/f91-152
- Ricker WE. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191, Ottawa. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/1485.pdf>
- Robles A. 1998. La Opinión de los Expertos. *Pesca y Conservación* 2(6): 4-5.
- Roden GI, I Emilsson. 1980. Oceanografía física del Golfo de California. México. *Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM*. (Contribución 90).
- Rodríguez CA, KW Flessa, MA Téllez-Duarte, DL Dettman, GA Ávila-Serrano. 2001. Macrofaunal and isotopic estimates of the former extent of the Colorado River estuary, Upper Gulf of California, Mexico. *Journal of Arid Environments* 49(1): 183-193. DOI: 10.1006/jare.2001.0845
- Rojas-Bracho L, FMD Gulland, CR Smith, B Taylor, RS Wells, PO Thomas, B Bauer, MP Heide-Jørgensen, J Teilmann, R Dietz, JD Balle, MV Jensen, MHS Sinding, A Jaramillo-Legorreta, G Abel, AJ Read, AJ Westgate, K Colegrove, F Gómez, K Martz, R Rebolledo, S Ridgway, T Rowles, CE van Elk, J Boehm, G Cárdenas-

- Hinojosa, R Constandse, E Nieto-García, W Phillips, D Sabio, R Sánchez, J Sweeney, F Townsend, J Vivanco, JC Vivanco, S Walker. 2019. A field effort to capture critically endangered vaquitas *Phocoena sinus* for protection from entanglement in illegal gillnets. *Endangered Species Research* 38: 11-27. DOI: 10.3354/esr00931
- Román-Rodríguez MJ. 1994. Edad y crecimiento de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*) Gilbert en el Alto Golfo de California. Tesis de Maestría en Ciencias. CICESE. México. 90p.
- Román-Rodríguez MJ, MG Hammann. 1997. Age and growth of totoaba *Totoaba macdonaldi* (Sciaenidae), in the Upper Gulf of California. *Fishery Bulletin* 95: 620-628.
- Rosales-Juárez F, E Ramírez-González. 1987. Estado actual del conocimiento sobre la totoaba (*Cynoscion macdonaldi* Gilbert 1890). Secretaría de Pesca. México, 42p.
- Rowell K, KW Flessa, DL Dettman, MJ Román, LR Gerber, LT Findley. 2008. Diverting the Colorado River leads to a dramatic life history shift in an endangered marine fish. *Biological Conservation* 141(4): 1138-1148. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.02.013
- Rowell TJ, DA Demer, O Aburto-Oropeza, JJ Cota-Nieto, JR Hyde, BE Erisman. 2017. Estimating fish abundance at spawning aggregations from courtship sound levels. *Scientific Reports* 7: 3340. DOI: 10.1038/s41598-017-03383-8.
- Ruelas-Peña JH. 2011. Diagnóstico sobre las medidas de manejo y conservación de las pesquerías establecidas de la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Nayarit, México. 93p.
- Ruíz-Barreiro TM, F Arreguín-Sánchez, A González-Baheza, JC Hernández-Padilla. 2019. Effects of environmental variability on abundance of commercial marine species in the northern Gulf of California. *Scientia Marina* 83(3): 195-205. DOI: 10.3989/scimar.04883.11A
- Sánchez-Velasco L, MF Lavín, SPA Jiménez-Rosenberg, JM Montes, PJ Turk-Boyer. 2012. Larval fish habitats and hydrography in the Biosphere Reserve of the Upper Gulf of California. *Continental Shelf Research* 33: 89-99. DOI: 10.1016/j.csr.2011.11.009
- Santana-Morales O, JL Castillo-Géniz, O Sosa-Nishizaki, MC Rodríguez-Medrano. 2004. Catálogo de tiburones, rayas y quimeras (Chondrichthyes) que habitan en las aguas del norte del Golfo de California. Reporte técnico. Laboratorio de Ecología Pesquera. CICESE, Ensenada, Baja California, México. 119p.
- Schaefer M. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin* 1: 23-56.
- SEMARNAT. 2016. Comunicado de prensa 164/16. <https://www.gob.mx/semarnat/prensa/retiran-redes-fantasma-en-el-alto-golfo-de-california-para-protoger-a-la-vaquita-marina>
- Shepherd JG. 1982. A Versatile new stock-recruitment relationship for fisheries, and the construction of sustainable yield curves. *ICES Journal of Marine Science* 40(1): 67-75. DOI: 10.1093/icesjms/40.1.67
- Simmonds J, D MacLennan. 2005. *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*. Blackwell Science. UK. 437p. DOI: 10.1002/9780470995303
- Smith PE, SL Richardson. 1979. Técnicas modelo para prospecciones de huevos y larvas de peces pelágicos. *FAO Documento Técnico de Pesca* 175: 107p. FIR/T175 (Es.).
- Sokal RR, FJ Rohlf. 1971. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Madrid. 832p.
- Sparre P, SC Venema. 1997. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1. Manual. *FAO Documento Técnico de Pesca*. Núm. 306.1. Rev. 2: 420p.
- Tamura K, J Dudley, M Nei, S Kumar. 2007. MEGA4: Molecular Evolutionary Genetics Analysis (MEGA) software version 4.0. *Molecular Biology and Evolution* 24(8): 1596-1599. DOI: 10.1093/molbev/msm092
- Taylor BL, L Rojas-Bracho, J Moore, A Jaramillo-Legorreta, JM Ver Hoef, G Cárdenas-Hinojosa, E Nieto-García, J Barlow, T Gerrodette, N Tregenza, L Thomas, PS Hammond. 2017. Extinction is Imminent for Mexico's Endemic Porpoise Unless Fishery Bycatch is Eliminated. *Conservation Letters* 10(5): 588-595. DOI: 10.1111/conl.12331
- Thompson JD, DG Higgins, TJ Gibson. 1994. CLUSTAL W: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position-specific gap penalties and weight matrix choice. *Nucleic Acids Research* 22(22): 4673-4680. DOI: 10.1093/nar/22.22.4673
- Thorne RE. 1983. Assessment of population abundance by hydroacoustics. *Biological Oceanography* 2(2-4): 253-262.

- Trochta JT, M Pons, MB Rudd, M Krigbaum, A Tanz, R Hilborn. 2018. Ecosystem-based fisheries management: Perception on definitions, implementations, and aspirations. *PLoS ONE* 13(1): e0190467. DOI: 10.1371/journal.pone.0190467.
- UNEP-WCMC (comps.). 2011. *Checklist of CITES species* (CD-ROM). CITES Secretariat, Geneva, Switzerland, and UNEP-WCMC. Cambridge, UK.
- Valdez-Muñoz C, EA Aragón-Noriega, A Ortega-Rubio, CA Salinas-Zavala, JA Arreola-Lizárraga, S Hernández-Vázquez, LF Beltrán-Morales. 2010. Distribución y abundancia de juveniles de totoaba, *Totoaba macdonaldi*, y la salinidad del hábitat de crianza. *Interciencia* 35(2): 136-139.
- Valenzuela-Quiñonez F. 2014. Genética y dinámica poblacional de la totoaba (*Totoaba macdonaldi* Gilbert, 1891) en el Golfo de California. Tesis de Doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC. La Paz, Baja California Sur, México.
- Valenzuela-Quiñonez F, FJ García-de-León, JA de Anda-Montañez, EF Balart-Páez. 2011. La totoaba del Golfo de California, ¿una especie en peligro de extinción? *Interciencia* 36(9): 664-671.
- Valenzuela-Quiñonez F, JC Garza, JA de Anda-Montañez, FJ García-de-León. 2014. Inferring past demographic changes in a critically endangered marine fish after fishery collapse. *ICES Journal of Marine Science* 71(7): 1619-1628. DOI: 10.1093/icesjms/fsu058
- Valenzuela-Quiñonez F, JA de Anda-Montañez, E Gilbert-Horvath, JC Garza, FJ García-De León. 2016. Panmixia in a critically endangered fish: the totoaba (*Totoaba macdonaldi*) in the Gulf of California. *Journal of Heredity* 107(6): 496-503. DOI: 10.1093/jhered/esw046
- Valenzuela-Quiñonez F, F Arreguín-Sánchez, S Salas-Márquez, FJ García-de León, JC Garza, MJ Román-Rodríguez, JA de-Anda-Montañez. 2015. Critically Endangered totoaba *Totoaba macdonaldi*: signs of recovery and potential threats after a population collapse. *Endangered Species Research* 29: 1-11. DOI: 10.3354/esr00693
- Van der Heiden A. 1985. Taxonomía, biología y evaluación de la ictiofauna demersal del Golfo de California. En: A Yañez-Arancibia (ed.). *Recursos pesqueros potenciales de México: La pesca acompañante del camarón*. Programa Universitario de Alimentos, UNAM-ICMYL, INP. México. Cap. 4:149-200.
- Villamar A. 1980. *Totoaba*, un nuevo género de la familia Sciaenidae del Golfo de California, México (Pisces: Teleostei). *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas de México* 23: 129-133.
- Von Bertalanffy L. 1938. A quantitative theory of organic growth. *Human Biology* 10(2): 181-213.
- Waldman JR, KA Wilson, ME Mather, NP Snyder. 2016. A resilience approach can improve anadromous fish restoration. *Fisheries* 41(3): 116-126. DOI: 10.1080/03632415.2015.1134501
- Ward RD, TS Zemplak, BH Innes, PR Last, PDN Hebert. 2005. DNA barcoding Australia's fish species. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360(1462): 1847-1857. DOI: 10.1098/rstb.2005.1716
- Zea-de la Cruz H, JL Oviedo-Pérez, J Balderas-Telles, G Acosta-Barbosa, LA Balderas-Ramírez, LI Balam-Ché. 2016. Abundancia y estructura poblacional de la raya mariposa *Gymnura micrura* asociadas al arrastre camaronero en el Golfo de México. *Ciencia Pesquera* 24(1): 15-26.
- Zhang J, ZZ Chen, GB Chen, P Zhang, YS Qiu, Z Yao. 2015. Hydroacoustic studies on the commercially important squid *Sthenoteuthis oualaniensis* in the South China Sea. *Fisheries Research* 169: 45-51. DOI: 10.1016/j.fishres.2015.05.003

Editor

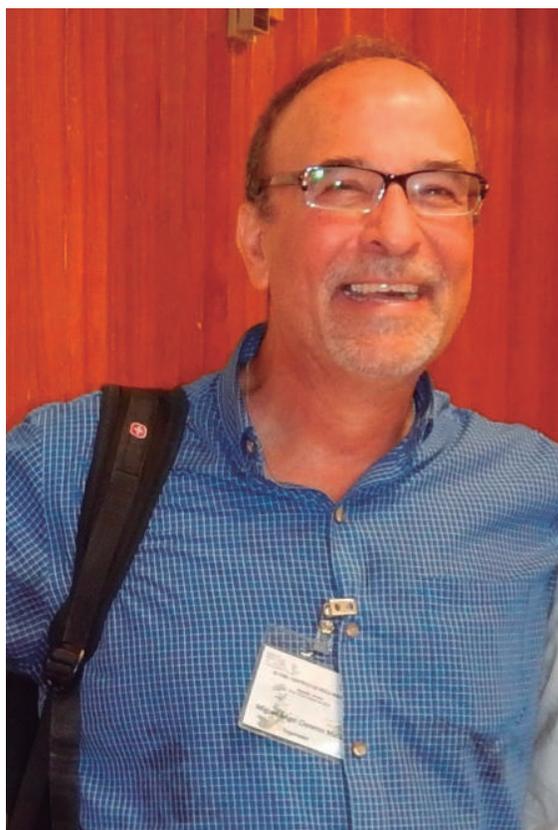
Dr. Miguel Ángel Cisneros Mata

Biólogo Pesquero por la Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, donde obtuvo el mejor promedio de la generación 1977-1982; Maestro en Ciencias por el Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada; Doctorado en Ecología por la Universidad de California en Davis y Post-doctorado en el Instituto Alfred Wegener de Alemania con el tema: Redes de neuronas artificiales aplicadas a pesquerías.

Ingresó al Instituto Nacional de Pesca en agosto de 1985, como Investigador Asociado al Programa Sardina, actualmente es Investigador Titular C. De enero de 2000 a diciembre de 2000 ocupó el cargo de Director General de Evaluación y Manejo de Recursos Pesqueros y de enero de 2001 a diciembre de 2002 Director General de Investigación Pesquera en Pacífico norte. De enero de 2007 a octubre de 2010 fue Director en Jefe del Instituto Nacional de Pesca.

Su producción científica es de más de 65 contribuciones en revistas científicas nacionales e internacionales, en este rubro tiene el artículo con más descargas en Dossier Especial 2011; 11 artículos de difusión y divulgación, 33 Informes técnicos de investigación, 20 informes técnicos, 41 boletines. Ha presentado 71 trabajos en reuniones y congresos científicos.

Ha dictado 29 conferencias; es Investigador Nacional Nivel I.



Dentro de la formación de recursos humanos ha participado en 40 tesis de licenciatura y posgrado, de las cuales en 13 ha sido Director o co-director. También ha impartido cursos de Licenciatura, Maestría y Doctorado en instituciones nacionales y extranjeras.

Ha colaborado en revisiones por pares de revistas nacionales y extranjeras.

Autores

Alejandra Adelaide Apolinar-Romo

Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Guaymas, INAPESCA

Eréndira Aceves-Bueno

Duke University Marine Lab, Nicholas School of the Environment

Marco Polo Barajas-Girón

Cygnus Ocean Farms, SA de CV

Miguel Alejandro Castellanos-Rico

Bren School of Environmental Science and Management, University of California, Santa Barbara

Miguel Ángel Cisneros-Mata

Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Guaymas, INAPESCA

Marcelo Vidal Curiel-Bernal

Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Guaymas, INAPESCA

Laura Cristina Gómez-Salinas

Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Guaymas, INAPESCA

Violeta Estefanía González-Máynez

Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Guaymas, INAPESCA

Daniel Guevara-Aguirre

Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Guaymas, INAPESCA

Manuel Otilio Nevárez-Martínez

Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Guaymas, INAPESCA

Demetrio Rodríguez-Félix

Instituto Tecnológico de Guaymas, ITN

Martha Judith Román-Rodríguez

Comisión de Ecología y Desarrollo Sustentable de Sonora

Laura Sánchez-Velasco

Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN

Andrew Steinkruger

Bren School of Environmental Science and Management, University of California, Santa Barbara

Alejandro Valdez-Pelayo

Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Guaymas, INAPESCA

Evaluación de la población de Totoaba macdonaldi
se terminó de imprimir en marzo de 2020
en los talleres de Ediciones de la Noche
Madero #687, Zona Centro
44100, Guadalajara, Jalisco

El tiraje fue de 500 ejemplares.

www.edicionesdelanoche.com



El proyecto “Evaluación de la población de totoaba en el Golfo de California” fue desarrollado por el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA) para determinar el estatus actual de la población de la totoaba, *Totoaba macdonaldi* (Gilbert 1890), en el Golfo de California.

El diseño del proyecto se planteó para responder de manera explícita las siguientes preguntas: ¿Cuál es su abundancia actual? ¿cuál es su estado de salud?, ¿cuáles son las amenazas principales y qué tan grande es el riesgo para su población? Dar respuesta a estas preguntas posibilitará generar conclusiones para recomendar medidas para el manejo y la conservación de la totoaba.

ISBN 978-607-8274-19-2



9 786078 274192



AGRICULTURA
SECRETARÍA DE AGRICULTURA Y DESARROLLO RURAL



INAPESCA
INSTITUTO NACIONAL DE PESCA
Y ACUACULTURA



Aniversario
1962-2022