

**Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California**



**Maestría en Ciencias
en Ecología Marina**

Análisis histórico de las capturas y población de *Squatina californica*, 1960-2017, en el Pacífico noroeste de México con base en una metodología de pocos datos

Tesis
para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestro en Ciencias

Presenta:

Alesa Flores Guzmán

Ensenada, Baja California, México
2018

Tesis defendida por
Alesa Flores Guzmán

y aprobada por el siguiente Comité

Dr. Oscar Sosa Nishizaki
Director de tesis

Dra. Ma. Elena Solana Arellano

Dr. Horacio Jesús De la Cueva Salcedo



Dr. Jorge Adrián Rosales Casián.
Coordinador del Posgrado en Ecología Marina

Dra. Rufina Hernández Martínez
Directora de Estudios de Posgrado

Alesa Flores Guzmán © 2018

Queda prohibida la reproducción parcial o total de esta obra sin el permiso formal y explícito del autor y director de la tesis.

Resumen de la tesis que presenta **Alesa Flores Guzmán** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología marina.

Análisis histórico de las capturas y población de *Squatina californica*, 1960-2017, en el Pacífico noroeste de México con base en una metodología de pocos datos

Resumen aprobado por:

Dr. Oscar Sosa Nishizaki
Director de tesis

Squatinae es una de las familias de tiburones más amenazadas en el mundo y el tiburón angelito (*Squatina californica*) se encuentra clasificada por la IUCN bajo la categoría “Casi amenazada”. En 2015 México se posicionó en el quinto lugar mundial en captura de tiburones. Las capturas de *S. californica* en este país han disminuido y representan el 3.4% del total de desembarques de tiburones en el país. Recientemente se ha registrado ausencia de desembarques de *S. californica* en sitios con registro histórico. El estatus de su población no ha sido evaluado en México debido a la deficiencia y baja calidad de los registros de captura y desembarque, la falta de información sobre el esfuerzo pesquero y la falta de conocimiento sobre la biología de la especie. Para estimar el estado de la población de *S. californica* se emplearon las siguientes metodologías para pesquerías de pocos datos: con base en el indicador de proporción de C/C_{max} , Gráficas del estado de los stocks, Captura en relación al MSY y Ensamble de modelos para estimar el estado del stock. Todas estas requieren como base una serie de tiempo de capturas o desembarques y parámetros poblacionales de la especie a analizar. En este trabajo se realizó una reconstrucción de los desembarques de *S. californica* en el Pacífico noroeste de México entre 1960 y 2017. Se usó información oficial del total de desembarques de tiburón y cazón en el Pacífico noroeste de México como línea base para estimar la proporción de *S. californica* correspondiente al total de tiburón y cazón desembarcado por estado de 1960-1999 utilizando diferentes fuentes de información. De 2000 a 2017, se obtuvo información oficial de avisos de arribo que incluyen información sobre la composición de las especies. El nivel de incertidumbre de la reconstrucción de desembarques fue estimado para toda la serie de tiempo. Los desembarques de *S. californica* comenzaron a aumentar en la década de los sesenta, con mayores aumentos después de 1976 con un máximo al final de la década. *S. californica* presenta mayores desembarques en el golfo de California que en la costa oeste de la península de Baja California. El estado de Sonora es responsable de los mayores desembarques de esta especie. Los resultados de los métodos de evaluación para pesquerías de pocos datos mostraron que la población de *S. californica* en la costa oeste de la península de Baja California actualmente soporta niveles de explotación dentro de los límites del MSY, sin embargo metodología del ensamble de modelos indicó que la biomasa de esta población se encuentra por debajo del MSY. La población de *S. californica* del golfo de California se encuentra muy cercano al MSY y sus niveles de captura se han mantenido por encima del límite superior de MSY a lo largo de casi toda la serie de tiempo. Los resultados de este trabajo deben de considerarse para fines precautorios debido a la incertidumbre generada en la reconstrucción de la serie de tiempo de desembarques y en los métodos de evaluación de la población.

Palabras clave: Squatinidae, máximo rendimiento sustentable, estado de la pesquería, datos limitados, reconstrucción, Pacífico noroeste mexicano.

Abstract of the thesis presented by **Alesa Flores Guzmán** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology.

Historical analysis of catches and population of *Squatina californica*, 1960-2017, in the Pacific Northwest of Mexico based on a methodology of few data

Abstract approved by:

Ph. D. Oscar Sosa Nishizaki
Thesis Director

Squatinae is one of the most threatened shark families in the world and the Pacific angel shark (*Squatina californica*) is classified by the IUCN under the category "Near Threatened". In 2015, Mexico was ranked fifth among nations with the highest shark catches in the world. *Squatina californica* catches have decreased in this country and its catches represent 3.4% of the total shark landings. Recently, the absence of *S. californica* landings at sites with historical records of this species has been reported. *S. californica* status has not been assessed in Mexico due to the deficiency or poor quality of the catch and landings records, the lack of effort data available, and an incomplete knowledge of the biology of the species. To assess *S. californica* population, the following methodologies were used: C/Cmax, Stock Status Plots, Catch-MSY and Superensemble models, which use as a base a catches or landings time series and population parameters of the species to be assessed. In this work, a reconstruction of *S. californica* landings in the northwestern Mexico from 1960-2017 was made. Official information of the total sharks' landings in the northwestern Mexico was used as the baseline for estimating the proportion of *S. californica* from 1960-1999 using information from different data sources. From 2000 to 2017, the official *S. californica* landing records that included species composition information were used. The level of uncertainty of the reconstructed data was estimated for the whole landing series. *S. californica* landings began to increase during the 1960s, with higher increases after 1976 and peaking at the end of that decade. *S. californica* is captured in greater quantities in the Gulf of California than along the Pacific coast of Baja California. Inside the Gulf of California. The state of Sonora is responsible for the highest landed volume of this species. The results of the evaluation methods for poor-data fisheries showed that *S. californica* population along the Pacific coast of Baja California currently supports exploitation levels within the limits of the MSY, however the Superensemble model stated that the biomass of this population is below the MSY. *S. californica* population within the Gulf of California is very close to the MSY and its landings have remained above the upper limit of MSY throughout almost the entire time series. The results of this work should be considered for precautionary purposes due to the uncertainty generated in the landings time series reconstruction and in the data-poor assessment methods.

Keywords: Squatinidae, maximum sustainable yield, fishery status, data-limited, landings reconstruction, northwestern Mexico.

Dedicatoria

Este trabajo se lo dedico a mi familia: mis padres, hermana y amigos, hermanos que tuve la suerte de encontrar.

Especialmente a Patricio.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico (613518) brindado durante mis estudios de maestría. A CICESE y a todo el personal por haberme aceptado como estudiante y hacer de mi estancia una grata experiencia.

A mi director de tesis, Dr. Oscar Sosa Nishizaki, por su confianza al permitirme formar parte del laboratorio de Ecología pesquera, apoyo, motivación y por nunca perder su esencia que nos inspira. Nunca terminaría de agradecerle.

A la Dra. Ma. Elena Solana Arellano y al Dr. Horacio Jesús de la Cueva Salcedo, por haber formado parte del comité de tesis y por sus comentarios y críticas constructivas que robustecieron este trabajo.

También quiero agradecer a los miembros del laboratorio de Ecología pesquera: Carmen Medrano, Zury Ramírez, las meninas Luz Saldaña y Mily Chan, Frida Cisneros, 'Kena' Romo, Elea Medina, Tere Nuche, Meliza Le, Aurora Gaona, Emiliano García, Felipe Rocha, Rafael Ramírez, Óscar Hernández y Christian Portillo, por haber sido una parte importante de mi formación en estos últimos dos años y por su amistad.

A 'Masao' Fajardo por su disposición y humildad al compartir conocimiento y ayudar a las personas, muchísimas gracias por tu ayuda.

A Juan Manuel Galaviz y David Ramírez por ayudarme a resolver dudas estadísticas y de R.

Tabla de contenido

	Página
Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iii
Dedicatorias.....	iv
Agradecimientos.....	v
Lista de figuras.....	viii
Lista de tablas.....	x
Capítulo 1. Introducción	
1.1 Introducción.....	1
1.2 Justificación	5
1.3 Hipótesis	6
1.4 Objetivos.....	6
1.4.1 Objetivo general	6
1.4.2 Objetivos específicos	6
Capítulo 2. Metodología	
2.1 Biología de <i>Squatina californica</i>	7
2.2 Área de estudio.....	8
2.3 Reconstrucción de los desembarques de <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de Baja California y en el golfo de California.....	9
2.3.1 Reconstrucción de desembarques de <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de Baja California.....	13
2.3.2 Reconstrucción de desembarques de <i>Squatina californica</i> en el golfo de California.....	14
2.3.3 Incertidumbre.....	14
2.4 Número de avisos de arribo para <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la Península y en el golfo de California.....	16
2.5 Evaluación y determinación del estado poblacional de <i>Squatina californica</i> bajo metodologías para pesquerías con pocos datos	16
2.5.1 Con base en el indicador de proporción de C/Cmax. Froese y Kesner-Reyes (2002)....	18
2.5.2 Gráficas del estado de los stocks. Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner (2013).....	19
2.5.3 Captura en relación al MSY. Martell y Froese (2012).....	20
2.5.4 Ensamble de modelos para estimar el estado del stock. Anderson <i>et al.</i> (2017).....	21

Capítulo 3. Resultados

3.1 Reconstrucción de los desembarques de <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de Baja California y en el golfo de California.....	25
3.1.1 Incertidumbre.....	26
3.2 Número de avisos de arribo para <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de Baja California y en el golfo de California.....	26
3.2.1 Número de avisos de arribo para <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de Baja California.....	27
3.2.2 Número de avisos de arribo para <i>Squatina californica</i> en el golfo de California.....	27
3.3 Evaluación y determinación del estado poblacional de <i>Squatina californica</i> bajo metodologías para pesquerías con pocos datos.....	29
3.3.1 Con base en el indicador de la razón C/Cmax. Froese y Kesner-Reyes (2002)....	29
3.3.2 Gráficas del estado de los stocks. Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner (2013).....	30
3.3.3 Captura en relación al MSY. Martell y Froese (2012).....	31
3.3.4 Ensamble de modelos para estimar el estado del stock. Anderson et al. (2017).....	35

Capítulo 4. Discusión

4.1 Reconstrucción de los desembarques de <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de la península de Baja California y en el golfo de California.....	43
4.1.1 Incertidumbre.....	44
4.2 Evaluación poblacional bajo metodologías de pocos datos.....	46

Capítulo 5. Conclusiones

5.1 Conclusiones.....	51
-----------------------	----

Literatura citada.....	52
-------------------------------	-----------

Lista de figuras

Figura		Página
1	Mapa del Pacífico noroeste mexicano con las oficinas de pesca señaladas en los estados de Baja California (BC), Baja California Sur (BCS), Sonora (SON), Sinaloa (SIN) y Nayarit (NAY)	9
2	Reconstrucción de los desembarques (toneladas) de <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de Baja California (línea punteada) y en el golfo de California (línea sólida) con intervalos de confianza.....	25
3	Número de avisos de arribo (línea sólida) y desembarque (toneladas) (línea punteada) para <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de Baja California (línea azul) y golfo de California (línea negra).....	28
4	Etapas de la pesquería de <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de Baja California bajo la metodología C/Cmax ratio	29
5	Etapas de la pesquería de <i>Squatina californica</i> en el golfo de California bajo la metodología C/Cmax ratio.....	30
6	Clasificación del estado de la pesquería de <i>Squatina californica</i> para la costa oeste de la península de California bajo la metodología de Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner (2013)	31
7	Clasificación del estado de la pesquería de <i>Squatina californica</i> para el golfo de California bajo la metodología de Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner (2013).....	31
8	Resultados gráficos del método Captura en relación al MSY (Martell y Froese (2012)) para la población de <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de Baja California	33
9	Resultados gráficos del método Captura en relación al MSY (Martell y Froese (2012)) para la población de <i>Squatina californica</i> en el golfo de California.....	34
10	Trayectorias de la proporción B/B_{MSY} estimada para la población de <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de Baja California.....	36
11	Trayectorias de la proporción B/B_{MSY} estimada para la población de <i>Squatina californica</i> en el golfo de California.....	37
12	Valores de la proporción de B/B_{MSY} obtenidos por el método Random Forest para la población de <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de Baja California e intervalos de confianza (líneas grises punteadas).....	38
13	Valores de la proporción de B/B_{MSY} obtenidos por el método Random Forest para la población de <i>Squatina californica</i> en el golfo de California e intervalos de confianza (líneas grises punteadas).....	38
14	Valores de los residuales y predichos, o ajustados, por el modelo lineal obtenido por el súper ensamble para la población de <i>Squatina californica</i> en la costa oeste de la península de Baja California.....	40

15 Valores de los residuales y predichos, o ajustados, por el modelo lineal obtenido por el súper ensamble para la población de *Squatina californica* en el golfo de California..... 42

Lista de tablas

Tabla		Página
1	Fuentes de información utilizadas para realizar la reconstrucción de los desembarques de <i>Squatina californica</i> en el pacífico noroeste de México. Oficina de pesca (OP), Baja California (BC), Baja California Sur (BCS), golfo de California (GC).....	12
2	Criterios para asignar puntajes a las diferentes épocas de la serie de tiempo de desembarques reconstruidos para <i>Squatina californica</i>	15
3	Métodos para evaluar pesquería con pocos datos utilizados en este trabajo.....	18
4	Criterios para la clasificación del estado de las pesquerías en la metodología C/Cmax ratio (Froese y Kesner-Reyes 2002)) modificado para este trabajo.....	19
5	Criterios para evaluar a una pesquería bajo la metodología Stock status plots (Kleisner and Pauly (2011) and Kleisner <i>et al.</i> (2013)).....	20
6	Límite inferior y superior de k utilizados para las dos poblaciones de <i>Squatina californica</i> en México.....	21
7	Puntajes asignados por los evaluadores a los periodos de la serie de tiempo de desembarques reconstruidos para <i>Squatina californica</i>	26
8	Resultados de la regresión lineal para el modelo de Anderson <i>et al.</i> (2017) utilizado para las dos poblaciones de <i>Squatina californica</i>	39

Capítulo 1. Introducción

La mayoría de los elasmobranquios (tiburones y rayas) tienen una estrategia de vida tipo *K*, caracterizada por una maduración sexual tardía, mortalidad natural baja, longevidad alta, fecundidad baja, periodo de gestación largo, tasa de crecimiento baja, fecundación interna, entre otros (Holts, 1988; Cortés, 2000, en Dulvy *et al.*, 2014). Al compararlos con los peces óseos, estas características sugieren que son más vulnerables ante una mortalidad alta por pesca (Adams, 1980; Holts, 1988; Pratt y Casey, 1990; Camhi *et al.*, 1998; Camhi *et al.*, 2008).

Durante el siglo XX fueron registrados colapsos de varias pesquerías a nivel mundial dirigidas a elasmobranquios (Castillo-Géniz *et al.*, 2008). Actualmente el 13% de las especies de elasmobranquios se encuentran clasificados como “Casi amenazadas” dentro de la clasificación de la IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, por sus siglas en inglés) (Polidoro *et al.*, 2008). Dulvy y colaboradores (2014) estiman que el 25% de las especies de tiburones, rayas y quimeras se encuentran “Amenazadas” (bajo la categoría de la IUCN) a causa de la sobrepesca dirigida o incidental. Hasta el momento, ninguna especie de tiburón se ha considerado extinta; sin embargo 28 poblaciones locales o regionales de pez sierra, rayas y tiburones ángel se han catalogado como extirpadas en algunos ligares del mundo (Dulvy *et al.*, 2003; Dulvy y Forrest, 2010).

Actualmente los tiburones ángel, Squatinidae, son el segundo taxón con un mayor número de especies amenazadas en el mundo después de los Peces sierra (Compagno, 1984; Dulvy *et al.*, 2014). Esta familia comprende especies de distribución costera que habitan en los océanos Atlántico, Índico y Pacífico. Se caracterizan por tener un cuerpo deprimido dorsoventralmente de aspecto rajiforme con un tamaño mediano (con una longitud máxima aproximada de 150 cm) y pasan generalmente todo el día enterrados en la arena (Holts, 1988; Compagno *et al.*, 1995; Raoult *et al.*, 2017). El 80% de las especies de esta familia evaluadas por la IUCN, se encuentran bajo la categoría “Amenazada” y el 12% se encuentran en riesgo (Polidoro *et al.*, 2008; Dulvy *et al.*, 2014). Por ejemplo, *Squatina squatina* fue considerada una especie muy abundante en los registros pesqueros en el Mediterráneo, no obstante, en los últimos 50 años ha presentado disminuciones drásticas que han llevado a que se considere como extirpada en tres diferentes localidades (Fortibuoni *et al.*, 2016). Sin embargo, en el 2013 se capturaron dos individuos de esta especie (Meyers *et al.*, 2017).

Squatina californica se distribuye de Alaska hasta el golfo de California. En el 2016 fue catalogada bajo la categoría de especie “Casi amenazada” por la IUCN (NT por sus siglas en inglés (Near Threatened)) (Compagno, 1984; Cailliet *et al.*, 2016). Conforme a la IUCN esta categoría incluye a especies que no satisfacen actualmente los criterios de las categorías de mayor riesgo (En Peligro, En Peligro Crítico o Vulnerable), pero que en un futuro cercano podría satisfacerlos (IUCN, 2012). Sin embargo, se ha demostrado que *S. californica* puede mostrar signos de recuperación de sus poblaciones después de haber tenido tendencias a la baja, tal como sucedió en California, EE. UU., en donde se han implementado medidas de regulación para su pesca que han favorecido a la recuperación de esta especie. *S. californica* es capturada con el mismo arte de pesca con el que se captura al pez lenguado (*Paraichthys californicus*) (Julian y Beeson, 1998). En 1989 se estableció una talla mínima de captura para la pesquería del lenguado, lo que disminuyó la captura de juveniles de ambas especies al cambiar la luz de malla de las redes agalleras de fondo que se utilizan para su pesca. Posteriormente, en 1990 California aprobó una ley en la que se prohibió el uso de redes agalleras y transmallos dentro de las primeras 3 millas de la costa (Leet *et al.*, 2001). Estas dos medidas de regulación han permitido una estabilización aparente de la población de *S. californica* en las costas de California (Cailliet *et al.*, 2016). Dado que las capturas de *S. californica* en California disminuyeron como resultado de las medidas de protección anteriormente mencionadas, las exportaciones de México hacia California aumentaron y llegaron a proveer hasta un 87% del mercado en California (Leet *et al.*, 2001). Por lo que la amplia distribución geográfica de *S. californica* (EE. UU. y México) podría aumentar el riesgo de sobreexplotación ante falta de un manejo internacional efectivo y coherente (Dulvy *et al.*, 2014).

México es uno de los países con mayor pesca de elasmobranquios en el mundo, de 2006 a 2015 se posicionó en el 4to lugar dentro de los países que producen tiburones a nivel mundial (SAGARPA-CONAPESCA, 2016). Este grupo de peces se encuentra en el 13º lugar de producción pesquera del país y su pesca es realizada principalmente dentro de la zona económica exclusiva por pesquerías artesanales, utilizando palangres pelágicos y redes agalleras (Sosa-Nishizaki *et al.*, 2008; SAGARPA-CONAPESCA, 2016). La pesca artesanal ha sido una fuente importante de empleo en este país, principalmente en sus costas del Pacífico, y se caracteriza por realizarse por medio de embarcaciones llamadas “pangas”. Estas embarcaciones miden de 7 a 10 m de eslora (longitud), tienen un motor fuera de borda, no cuentan con cubierta ni con sistema de refrigeración para almacenamiento, la mayor parte del trabajo es realizado de manera manual por los pescadores y abarcan hasta 100 km hacia afuera de la línea de costa. Las artes de pesca empleadas por las “pangas” incluyen cimbras o palangres de hasta 500 anzuelos, redes de enmalle y redes agalleras. Los sitios de arribo de estas embarcaciones cuentan con muy poca infraestructura y el

procesamiento de la captura por parte de los pescadores se realiza en la playa (DOF, 2007; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2008; Cartamil *et al.*, 2011).

En México *S. californica* se conoce con el nombre de “tiburón angelito” y constituye el 3.4% de las capturas totales de tiburones (SAGARPA-CONAPESCA, 2012). Este tiburón es capturado principalmente empleando el chinchorro mantero, palangres o las redes agalleras de fondo (Márquez-Farías, 2002; Bizarro *et al.* 2009a; Bizarro *et al.* 2009b; Bizarro *et al.* 2009c; Smith *et al.* 2009; Cartamil *et al.* 2011; Ramírez-Amaro *et al.* 2013). Sin embargo es capturado de manera incidental en la pesca de la baqueta con cimbra (un tipo de palangre) en el alto golfo de California, así como en la pesquería del lenguado en ambos litorales de la península de Baja California, y en la pesquería de arrastre dirigida al camarón, capturándose hasta los 128 m de profundidad durante sus operaciones en el golfo de California (Cudney y Turk, 1998; Márquez-Farías, 2002; Rodríguez-Romero *et al.*, 2012; Cota-Nieto *et al.*, 2018).

Recientemente se ha observado una disminución en las capturas de *S. californica* en México, sin embargo, no se ha propuesto alguna medida precautoria o de protección para la especie en el país (Cailliet *et al.*, 2016). Ramírez-Amaro (2011) reportó no haber encontrado individuos de *S. californica* en laguna San Ignacio y bahía Magdalena, localizadas en la costa oeste de Baja California Sur (BCS), en el periodo 2000-2010. A pesar de que en sitios existen antecedentes de registros históricos de sus capturas, sugiriendo como causa de su ausencia a la presión pesquera ejercida bajo un mal manejo. Desde otra perspectiva, Ramírez-Amaro *et al.* (2017) demostraron mediante análisis genéticos que en la costa oeste de Baja California (BC), esta especie está pasando por un proceso de “cuello de botella” causado por la sobreexplotación. En un estudio realizado en laguna Manuela en la costa oeste de BC, Cartamil *et al.*, (2011) encontraron que el 1.95% de las especies de elasmobranquios capturados corresponden a *S. californica*, especie situada en el 6to lugar de las identificadas en los descartes de carcasas de la zona estudiada. En la costa en el golfo de California de BCS esta especie conforma el 11.6% de las pesquerías de elasmobranquios, con una mayor captura los meses de otoño a primavera (Bizarro *et al.*, 2009a). Smith y colaboradores (2009) encontraron que en la costa este de BC *S. californica* conformó el 3.87% del total de los desembarques de elasmobranquios de 1998 a 1999, con una mayor presencia en otoño.

México ha sistematizado y compilado sus estadísticas pesqueras desde mediados de la década de 1950, cuyo formato más consistente ha sido a través de los Anuarios de Pesca (Arreguí-Sánchez y Arcos-Huitron, 2007). Sin embargo estos compendios cuentan con diferentes deficiencias en el registro de los desembarques para las especies de tiburón. Por ejemplo: el registro histórico de desembarques de tiburones no está disponible para algunos años. En los anuarios no existe una diferenciación entre los

desembarques por pesquería (mediana altura y pesca artesanal), así como tampoco las capturas están reportadas a nivel de especie, siendo esta última la más grave para la evaluación de las poblaciones de tiburones. El registro de la pesca de tiburones en los anuarios se clasifica con respecto a su tamaño máximo: Tiburón (tiburones >150 cm de longitud total (LT)) y Cazón (tiburones \leq 150 LT). A partir de 2007, en el sitio de internet de la CONAPESCA ya se puede consultar la base de datos de la información estadística por especie y entidad para el periodo 2006-2014, lo cual fue un avance para el conocimiento de la pesca. Pero todavía existen algunas deficiencias como por ejemplo, Cisneros-Montemayor *et al.* (2013) consideran que la captura ha sido subestimada, dado que no todos los pescadores registran sus capturas de una manera correcta o por la presencia de pescadores ilegales. Incluso sugieren que a los valores de captura oficiales se les debe aumentar 30% de los valores actuales. Lo anterior aporta muy poco a estudios de dinámica poblacional y conservación (Applegate *et al.*, 1993; Saldaña *et al.*, 2017). Las pesquerías mexicanas poseen una práctica administrativa y datos pesqueros deficientes, que obstaculizan el conocimiento del status de sus stocks y un manejo sustentable de las pesquerías (Ramírez-Amaro *et al.*, 2013; Cisneros-Montemayor *et al.*, 2015).

Cuando queremos saber cuál es el status de un stock o queremos evaluar una población, nos referimos a tratar de contestar ¿cuál es el nivel actual del impacto que ha tenido la explotación pesquera sobre un stock? Para responder a esto se utilizan metodologías elaboradas bajo el análisis de datos de la pesquería o incluso con la historia de otras pesquerías (Walter y Martell, 2004). No obstante son pocas las pesquerías en el mundo que cuentan con los datos necesarios para realizar una evaluación de la población o stock de manera “clásica” y robusta (capturas, esfuerzos, proporción de edad, tallas, sexo, monitoreos, etc.), la cual permite establecer estrategias de manejo o puntos de referencia (Dick y MacCall, 2011; Rosenberg *et al.*, 2014). El 80% de las capturas a nivel mundial provienen de pesquerías que aún no han sido evaluadas formalmente por falta de datos suficientes, a pesar de que estas pesquerías representan una fuente vital de alimento, principalmente en países en desarrollo e islas pequeñas (Costello *et al.*, 2012). En México 75 especies de las aproximadamente 250 especies registradas en las estadísticas pesqueras nacionales carecen de información para realizar un diagnóstico de su estado poblacional (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2011).

A las pesquerías que no reúnen la información necesaria para ser evaluadas de manera robusta se les conoce como pesquerías de pocos datos (Rosenberg *et al.*, 2014). Tal es el caso de la pesquería de *S. californica* en México que, por lo mencionado anteriormente, no cuenta con la información necesaria para ser evaluada por métodos tradicionales. En los últimos 50 años, el aumento de la contribución de las pesquerías de pocos datos ha sido de un 20% a 30% del total de las toneladas (t) de desembarques a nivel

mundial por lo que se han propuesto diversas metodologías alternas a la evaluación convencional (Vasconcellos y Cochrane, 2005). Algunas utilizan únicamente parámetros del ciclo de vida, otras emplean la composición de longitudes de los organismos capturados, datos de capturas, datos de capturas más longitudes, entre otras (Rosenberg *et al.*, 2014).

La evaluación de pesquerías con pocos datos depende en gran parte de una serie de capturas o en su caso de desembarques. No obstante, para su aplicación, es importante tomar consideraciones sobre lo que realmente las tendencias de las capturas o desembarques significan al momento de analizarlas. Es decir, se debe considerar la historia de la pesquería, así como la historia del manejo y legislación pesquera del país, ya que una disminución en las capturas o desembarques no necesariamente es el reflejo del colapso de una pesquería. Una mala interpretación podría llevar a una estimación errónea del estado de la población, así como a un manejo no adecuado (Costello *et al.*, 2012). Así mismo, cabe destacar que la información obtenida de las capturas o desembarques de una pesquería cuenta con cierto grado de incertidumbre, ya que éstos no consideran los descartes, la pesca ilegal y generalmente contienen problemas de reporte de los datos (Vasconcelos y Cochrane, 2005; Cisneros-Montemayor *et al.* 2013).

En esta tesis se presenta un análisis de la información de los desembarques de *S. californica* y una evaluación del estado de su población en el noroeste de México aplicando cuatro aproximaciones de evaluación de stock para pesquerías con pocos datos, después de haber realizado una reconstrucción de las capturas para la especie durante el periodo de 1960 a 2017.

1.2 Justificación

Se ha presentado una tendencia a la disminución en diferentes poblaciones de la familia Squatinidae alrededor de todo el mundo. En México, se ha observado una disminución o ausencia en las capturas y desembarques de *Squatina californica* en diferentes localidades del Pacífico mexicano, lo que sugiere que esta especie puede encontrarse bajo sobreexplotación. Desafortunadamente, debido a la poca cantidad de información con la que cuenta esta pesquería, así como poca información biológica para la especie, no se ha realizado la evaluación poblacional de la misma por lo que en este trabajo se pretende conocer el estado actual de esta población en México utilizando metodologías apropiadas para pesquerías con poca información.

1.3 Hipótesis

Tomando en cuenta que *Squatina californica* ha desaparecido de los registros de captura de algunas localidades en México y considerando el tipo de historia de vida de esta especie, al analizar el estado de ambas poblaciones (golfo de California y costa oeste de la península de Baja California) se espera encontrar que estén sobre-pescadas.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Estimar el estado actual de *S. californica* en las costas del Pacífico noroeste mexicano por metodologías para pesquerías con pocos datos.

1.4.2. Objetivos específicos

- a) Realizar una reconstrucción histórica de los desembarques de *S. californica* en el Pacífico noroeste de México, para el periodo 1960-2017.
- b) Identificar el mejor método de evaluación poblacional para pesquería con pocos datos aplicable a *S. californica*.
- c) Realizar una evaluación de la población de *S. californica* en el Pacífico noroeste de México, mediante metodologías para evaluar pesquerías de pocos datos y la metodología de la FAO.

Capítulo 2. Metodología

2.1 Biología de *Squatina californica*

Squatina californica, tiburón angelito o angelote, pertenece al orden Squatiniformes conformado únicamente por el género *Squatina*. Se distribuye desde la costa suroeste de Alaska hasta el golfo de California y habita profundidades de 3 a 46 m en el Pacífico nororiental y hasta 183 m en el golfo de California (Compagno, 1984; Holts, 1988). Su distribución está delimitada por fondos arenosos cercanos a rocas, bosques de macroalgas y crestas de cañones submarinos (Leet *et al.*, 2001). La mayor parte del día la pasa enterrado bajo la arena. Se han observado individuos que permanecen en el mismo sitio por más de 10 días hasta que salen en busca de alimento, que se conforma principalmente por peces óseos pequeños como *Chromis punctipinnis*, *Sardinops sagax*, *Scomber japonicus* y moluscos como el calamar (*Loligo opalescens*) (Pittenger, 1984; Leet *et al.*, 2001; Escobar-Sánchez, *et al.*, 2006).

Squatina californica se caracteriza por poseer un cuerpo deprimido dorsoventralmente con aspecto rajiforme. Su coloración es gris a marrón en el dorso y vientre blanco (Compagno *et al.*, 1995). La talla de madurez sexual es de 75 a 80 cm de LT para los machos, mientras que las hembras maduran a una talla de 86 a 106 cm de LT (Compagno, 1984). Su reproducción es ovovivíparo, con un periodo de gestación de 10 meses y una camada de 1 a 11 crías, con una media anual de 6 crías por hembra que nacen durante marzo a junio. La talla de los individuos al nacer es de 21 a 26 cm de LT (Natanson, 1984). Se han observado agregaciones de *S. californica* con fines reproductivos y de crianza en la bahía de San Ignacio, en el alto golfo de California y en Bahía de los Ángeles durante el periodo de marzo a mayo (Villavicencio-Garayzar, 1996; Cudney y Turk, 1998; Zayas, 1998).

Estudios genéticos poblacionales sugieren dos subpoblaciones de *S. californica* en el Pacífico nororiental mexicano, con base en organismos colectados en la costa oeste de la península de BC y en el golfo de California (Ramírez-Amaro *et al.*, 2017). Los autores atribuyen esta diferencia a la baja capacidad de dispersión de la especie y a la topografía del océano, ya que se considera que los cañones submarinos constituyen una barrera natural para su dispersión (Ramírez-Amaro *et al.*, 2017). Así mismo, se han observado diferencias en los parámetros poblacionales entre ambas localidades. Romero-Caicedo y colaboradores (2016) estimaron que la longitud infinita para *S. californica* en la localidad de La Paz, BCS, es de 99 cm y la talla de madurez sexual es de 75.6 cm; Cailliet *et al.* (1992) y Cortés (2002) calcularon una longitud infinita para la misma especie de 126 cm y una talla de madurez sexual de 90-100 cm para la costa

de California, EE. UU. Lo anterior sugiere la relevancia de considerar a dos stocks pesqueros para futuras implicaciones de manejo pesquero de esta especie (Ramírez-Amaro *et al.*, 2017).

2.2 Área de estudio

El Pacífico noroeste mexicano abarca desde la costa de Tijuana, BC, hasta el estado de Nayarit, incluyendo el golfo de California. Es una de las 62 provincias marinas conocidas por su alta biodiversidad (hotspots) en el mundo, siendo el golfo de California uno de los primeros seis lugares con mayor endemismo mundial (Roberts *et al.*, 2002; Erisman *et al.*, 2011). Las características físicas y oceanográficas del Pacífico noreste de México lo hacen una zona altamente productiva. Esta región se encuentra influenciado por la corriente de California en el periodo invierno-primavera, la cual aporta nutrientes y oxígeno disuelto por medio de surgencias, y por la corriente Norecuatorial en el periodo verano-otoño, la cual aporta aguas con menor concentración de nutrientes y oxígeno disuelto (Casas-Valdez *et al.*, 1996; Hickey y Royer, 2001).

El noroeste del Pacífico mexicano es la región pesquera más importante del país. Por lo que en esta región se encuentran 40 oficinas de pesca en donde se registra del 40-50% de la producción pesquera anual del país (OECD, 2006; Cota-Nieto *et al.*, 2018) (Fig. 1). En esta región se capturan especies de importancia pesquera con alto valor comercial como lo son la langosta, el abulón, almejas y caracol, así como grandes volúmenes de calamares y sobre todo pelágicos menores como la sardina (Cortés-Ortiz *et al.*, 2006). En el 2017 el Pacífico noroeste de México aportó el 59% de las capturas totales de tiburón y cazón en el país (SAGARPA-CONAPESCA, 2017).

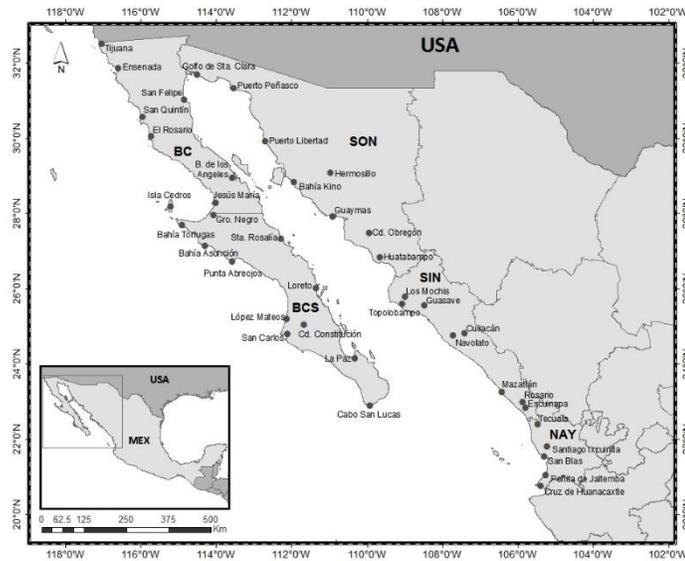


Figura 1. Mapa del Pacífico noroeste mexicano con las oficinas de pesca señaladas en los estados de Baja California (BC), Baja California Sur (BCS), Sonora (SON), Sinaloa (SIN) y Nayarit (NAY).

2.3 Reconstrucción de los desembarques de *Squatina californica* en la costa oeste de la península de la península de Baja California y en el golfo de California (1960-2017).

Para poder aplicar las aproximaciones de evaluación del estado a las poblaciones de *S. californica*, descritas en la sección 2.5, se debe contar con una serie de tiempo de capturas o desembarques. Por lo que se realizó una reconstrucción de los desembarques de *S. californica* de 1960 a 2017 utilizando diferentes tipos de información accesible. Debido a su morfología y fácil identificación, *S. californica* ha aparecido dentro de los registros pesqueros de tiburones como una categoría aparte. Para el periodo de 2000-2017 de la reconstrucción de los desembarques se utilizó la información de los avisos de arribo por oficina de pesca proporcionados por CONAPESCA a través del INAI para el periodo que incluían los desembarques específicos para la especie.

Los avisos de arribo son compilados por agencias del gobierno federal mexicano. El proceso de la captura de datos de desembarques para las pesquerías artesanales comienza con el reporte de capturas directamente en los sitios de desembarque o en las oficinas pesqueras. Estos datos son compilados y enviados a las oficinas federales de cada uno de los estados para posteriormente ser enviados a la oficina central en la ciudad de México y ser publicados en las estadísticas oficiales de CONAPESCA (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2007).

De la base de datos de los avisos de arribo de CONAPESCA, 2000-2017, se filtraron los datos de desembarque para *S. californica* únicamente para los estados del Pacífico noroeste de México (BC, BCS, Sonora, Sinaloa y Nayarit). Para los estados de BC y BCS se filtraron los desembarques para esta especie por oficina de pesca para separar los desembarques de la costa oeste y de los de la costa este (localizadas en el golfo de California). Los desembarques de *S. californica* obtenidos para los estados de Sonora, Sinaloa y Nayarit fueron sumados a los desembarques de las oficinas de pesca de BC y BCS localizadas en la costa este (en el golfo de California) para poder obtener el total de desembarques de *S. californica* en el golfo de California para el periodo 2000-2017.

Posteriormente, para el periodo de 1960 a 1999 los desembarques de *S. californica* tuvieron que ser reconstruidos para cada una de las localidades. La reconstrucción se realizó aplicando las metodologías de Pauly (1998), Zeller *et al.* (2007; 2015), Harper *et al.* (2014) y Saldaña *et al.* (2017), las cuales se describe a continuación:

1. Identificación de los reportes de capturas o desembarques existentes.

La principal fuente de información en este trabajo fueron las estadísticas pesqueras nacionales: Secretaría de Industria y Comercio (1960-1976), Departamento de Pesca (1977-1980), Secretaría de Pesca (1981-1992), SEMARNAP (1993-1999) y SAGARPA-CONAPESCA (2000-2017).

2. Búsqueda de información alternativa, tanto cuantitativa como cualitativa, para obtener los datos faltantes de la serie de tiempo (Zeller y Pauly, 2016).

Dado que las estadísticas pesqueras nacionales reportan desembarques especie-específicas únicamente para el periodo de 2000-2017, se realizó una búsqueda de información sobre la pesca de *S. californica* en México para el periodo de 1960-1999 en fuentes de información como “literatura gris”, referencias bibliográficas, estudios sociales, reportes, tesis, memorias de congresos, etc., así como fuentes de información adicional de organizaciones internacionales como la FAO (tabla 1).

3. Debido a que no se encontraron registros de desembarque específicos para *S. californica* para todos los años de la serie de tiempo, se realizaron interpolaciones o extrapolaciones según fuera el caso de los periodos con datos faltantes. Esto bajo el primer principio para la reconstrucción de capturas o desembarques pesqueros, el cual establece que cuando no existen datos disponibles para las capturas o desembarques de una pesquería que se conoce su existencia, no es adecuado introducir periodos “sin datos” o con “falta de datos” a la base de datos, ya que posteriormente serían transformados a cero afectando el análisis, por lo que se ha recomendado realizar

interpolación, extrapolación e inferencias para datos faltantes por medio de promedios y proporciones de capturas y desembarques (Pauly, 1998; Bolster, 2006; Zeller *et al.*, 2007).

4. Por último, se realizó la reconstrucción de los desembarques de *S. californica* de 1960-2017 para la población de la costa oeste de la península de BC y la población del golfo de California, en donde se utilizaron los datos oficiales de desembarque, los encontrados en literatura gris y los obtenidos por medio de interpolaciones y extrapolaciones.

Tabla 1. Fuentes de información utilizadas para realizar la reconstrucción de los desembarques de *Squatina californica* en el pacífico noroeste de México. Oficina de pesca (OP), Baja California (BC), Baja California Sur (BCS), golfo de California (GC).

Fuente de información	Periodo	Referencia	Descripción
Oficial			
	1960-1961	Secretaría de Industria y Comercio. Dirección general de pesca e industria conexas.	Desembarques de tiburones nacionales y por estado.
	1962-1976	Secretaría de Industria y comercio. Dirección general de pesca e industrias conexas.	Desembarque nacional de tiburones.
	1977-1980	Departamento de Pesca	Desembarque de tiburones nacional, por estado y OP. Desembarque nacional de <i>Squatina californica</i> (1980).
	1981-1992	Secretaría de Pesca	Desembarque de tiburones nacional y por estado. Desembarque nacional de <i>S. californica</i> (1981).
	1993-1999	SEMARNAP	Desembarque de tiburones nacional, por estado y OP.
	2000-2017	CONAPESCA	Desembarque de tiburones nacional, por estado y OP. Desembarque de <i>S. californica</i> por OP.
Literatura			
Cuantitativas			
	1939-2014	Saldaña <i>et al.</i> , 2017.	Desembarques reconstruidos de <i>S. californica</i> en el GC.
	1969-1971	Hernández-Carvallo, 1971.	Desembarque de tiburones en México por zonas.
	1992-1996	Alonso-Castellán, 1999.	Desembarque de <i>S. californica</i> en BCS.
	1996-1997 y 2003-2009	Francisco L. <i>et al.</i> , 2010	<i>S. californica</i> capturado en Cabo San Lázaro.
	2000-2010	Ramírez-Amaro, 2011.	% de <i>S. californica</i> de los desembarques de tiburones en BCS costa oeste.
	2006-2008	Cartamil <i>et al.</i> , 2011.	Capturas de <i>S. californica</i> en Laguna Manuela (BCS).
	2006-2011	Ramírez-Trejo, 2014.	Capturas de <i>S. californica</i> en BCS costa oeste.
	2009-2010	González-Barba <i>et al.</i> , 2010.	% de <i>S. californica</i> de los desembarques de tiburones en BCS costa oeste.
Cualitativas			
	1965	Atlas pesquero (Gutiérrez, 1965).	<i>S. californica</i> clasificado dentro de tiburones.
	1964	Marín A., 1964.	<i>S. californica</i> sin importancia comercial.
		Love S. <i>et al.</i> , 2005.	Importancia de <i>S. californica</i> como recurso en toda la península.
		Márquez-Farías, 2002.	<i>S. californica</i> , especie con baja frecuencia de registro en las capturas de la costa oeste de la península.
	1976-1993	Holts <i>et al.</i> , 1998.	<i>S. californica</i> incluida en la categoría de cazón.
	1990 y 1992	Danemann y De la Cruz-Agüero, 1993.	<i>S. californica</i> presente en Laguna San Ignacio.
		Abitia <i>et al.</i> , 1994.	<i>S. californica</i> presente en bahía Concepción.
		Ramírez-Valdez <i>et al.</i> , 2015	<i>S. californica</i> presente en Isla Cedros y San Benito.

2.3.1 Reconstrucción de desembarques de *Squatina californica* en la costa oeste de la península de Baja California.

Ya que únicamente se obtuvieron datos oficiales de desembarque para *S. californica* en la costa oeste de la península de BC para el periodo 2000-2017, se completó la serie de tiempo para el periodo faltante (1960-1999) por medio de extrapolación para los años que no contaban con ningún tipo de información oficial o literatura gris sobre la pesca de esta especie. Los años en donde se encontró algún dato de desembarque de esta especie en la literatura para el periodo faltante fueron utilizados (ej. Trabajo de Alonso-Castellán (1999) para los años 1992-1996, ver tabla 1).

Para estimar el desembarque de *S. californica* en la costa oeste de los estados de BC y BCS de 1960-1999 se estimó primero la proporción del desembarque de tiburón y cazón nacional o por estado, dependiendo de los datos reportados por las estadísticas nacionales, que corresponderían exclusivamente a la costa oeste de los estados de BC y BCS para posteriormente estimar la proporción de estos desembarques correspondientes a *S. californica*. La razón por la que se utilizaron los desembarques de tiburón y cazón y no únicamente lo de tiburón es porque se observó que los desembarques de *S. californica* estaban registrados bajo ambas categorías. Para realizar lo anterior se dividió a la serie de tiempo en cuatro épocas en función de los datos proporcionados por las estadísticas nacionales (tabla 1):

a) 1960-1976: en este periodo se reportaron desembarques de tiburón y cazón nacional en las estadísticas nacionales. Para estimar el desembarque de tiburón y cazón en los estados de BC y BCS se utilizó la proporción de tiburón y cazón nacional desembarcado por estos estados en el periodo más próximo (1979-1981) y se extrapoló al periodo 1960-1976. Una vez estimados los desembarques para los estados de BC y BCS se estimó el desembarque de tiburón y cazón que correspondería exclusivamente a la costa oeste de estos estados. Lo anterior se realizó utilizando la proporción de tiburón y cazón desembarcado en la costa oeste de los estados de BC y BCS respecto a los desembarques de tiburón y cazón en dichos estados en el periodo 1977-1979 y se extrapoló al periodo 1960-1976.

b) 1977-1981: en este periodo se reportaron descargas de tiburón y cazón por oficina de pesca en las estadísticas nacionales, por lo que se estimó directamente las descargas de tiburón y cazón desembarcados para la costa oeste de BC y BCS.

c) 1982-1991: en este periodo se reportaron datos de tiburón y cazón desembarcados por estado en las estadísticas nacionales. Para estimar el desembarque de tiburón y cazón para la costa oeste de BC y BCS

se utilizó la proporción de tiburón y cazón desembarcado en la costa oeste para dichos estados en el periodo 1992-1994 y se extrapolo para el periodo 1982-1991.

d) 1992-1999: en este periodo se registraron las descargas de tiburón y cazón por oficina de pesca en las estadísticas nacionales, por lo que se estimó directamente las descargas de tiburón y cazón desembarcados en la costa oeste de BC y BCS.

Una vez estimados los desembarques de tiburón y cazón para la costa oeste de BC y BCS para los cuatro periodos anteriores, se estimó el promedio de los desembarques de *S. californica* para BC y BCS de los últimos tres años del periodo siguiente (2000-2003), se calculó la proporción de *S. californica* correspondiente al total de tiburón y cazón desembarcado para la costa oeste de BC y BCS y se extrapolo a la serie de tiempo.

2.3.2 Reconstrucción de desembarques de *Squatina californica* en el golfo de California.

Igualmente se utilizaron los desembarques de *S. californica* obtenidos de los avisos de arribo para el periodo 2000-2017. Para completar el periodo faltante (1960-1999) de la serie de tiempo de desembarques de *S. californica* en el golfo de California se utilizó la reconstrucción de desembarques realizada por Saldaña-Ruiz *et al.* (2017) para el periodo de 1939-2014. Sin embargo, de esta base de datos únicamente se utilizaron los desembarques de *S. californica* para los años 1960-1999. La serie se completó utilizando los desembarques del 2000-2017 por oficina de pesca obtenidos de la CONAPESCA para mantener la misma calidad de datos para ambas costas.

2.3.3 Incertidumbre

La incertidumbre asociada a la reconstrucción de los desembarques fue evaluada bajo el método desarrollado por Zeller *et al.* (2015) y por el del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (Mastrandrea *et al.*, 2010) que evalúa la calidad de la información utilizada para la reconstrucción, no siendo una evaluación estadística cuantitativa, sino una evaluación cualitativa. Esta metodología asigna un puntaje, ya establecido por la metodología de dichos autores, conforme a la inconsistencia y naturaleza

de los datos y fuentes de información, así como a los supuestos y metodologías empleadas para realizar la reconstrucción de las capturas o desembarques (Zeller *et al.*, 2015). Esta confianza no debe de ser interpretada de manera probabilística ya que es distinto a un intervalo de confianza estadístico y se basa en atributos cualitativos de la calidad de la información y que es una guía para la interpretación de los resultados (Mastrandrea *et al.*, 2010).

Para asignar estos puntajes se realizó un taller en donde participaron 13 evaluadores, entre los que se encontraban estudiantes e investigadores con y sin experiencia en reconstrucciones de capturas o desembarques. Durante este taller se tomó el acuerdo de dividir la serie de tiempo de desembarques reconstruidos de *S. californica* en función al tipo y calidad de información con la cual se realizó la reconstrucción para poder asignar un puntaje a cada uno de los periodos (tabla 2, columna “Criterio para la estimación de la captura”). Con base en lo anterior cada participante asignó un puntaje a cada periodo el cual reflejó la evaluación de la calidad del periodo reconstruido, en donde un valor de 4 corresponde a un puntaje “Muy alto con evidencia robusta” y un valor de 1 a un puntaje “Muy bajo con poca evidencia”. Finalmente, se estableció un puntaje final considerando el acuerdo entre los evaluadores establecido por el IPCC (ver columna “Criterio correspondiente del IPCC”).

Tabla 2. Criterios elaborados en el taller para asignar puntajes a las diferentes épocas de la serie de tiempo de desembarques reconstruidos para *Squatina californica*.

Puntaje	Intervalo de confianza ± %	Criterio correspondiente del IPCC	Criterio para la estimación de desembarque
4 Muy alto	20	Alto acuerdo y evidencia robusta	Desembarques oficiales de <i>Squatina californica</i>
3 Alto	30	Alto acuerdo y mediana evidencia o acuerdo medio y evidencia robusta	Trabajos de tesis. Estimación de los desembarques de <i>S. californica</i> con base en desembarques oficiales para la costa oeste de la península.
2 Bajo	50	Alto acuerdo y evidencia limitada o acuerdo medio y evidencia media o bajo acuerdo	Estudios ictiológicos en la región. Estimación de los desembarques de <i>S. californica</i> con base en desembarques oficiales por estado.
1 Muy bajo	90	Bajo acuerdo y poca evidencia	Estimación de los desembarques de <i>S. californica</i> con base en los desembarques de tiburones en México.

2.4 Número de avisos de arribo para *Squatina californica* en la costa oeste de la Península y el golfo de California.

De la base de datos de los avisos de arribo de CONAPESCA para los años 2000-2017 se obtuvo el número de avisos de arribo de *S. californica* para las dos localidades utilizadas en este estudio. Lo anterior con la finalidad de tener una aproximación al esfuerzo pesquero nominal, ya que es un reflejo del total crudo de la capacidad y/o eficiencia pesquera (FAO, 2001). Una vez obtenidos estos datos, se hizo un análisis de regresión lineal para ver si existía o no correlación entre los desembarques para esta especie respecto al número de avisos de arribo para los años mencionados anteriormente.

2.5 Evaluación y determinación del estado poblacional bajo metodologías para pesquerías con pocos datos

Las metodologías para evaluar pesquerías con pocos datos que utilizan como información primordial una serie de tiempo de capturas o desembarques se clasifican en dos: empíricas y mecanicistas. Los métodos empíricos, o no-mecanicistas, son aquellos que tienen como finalidad predecir el estado de un stock utilizando información que ha sido generada de stocks ya evaluados, utilizando un modelo ya establecido para dinámicas poblacionales, suponiendo que la población del stock a evaluar se comporta con una dinámica similar (Costello *et al.*, 2012; Thorson *et al.*, 2012; Rosenberg *et al.*, 2014). La justificación de los modelos empíricos ha sido demostrada al obtener resultados comparables con metodologías de evaluaciones de stocks más robustas y su interpretación es más rápida y fácil. Sin embargo, se ha planteado que estas tienen muy poca o nula justificación teórica, pero permiten hacer comparaciones y generalizaciones (Thorson *et al.*, 2013). Dentro de este grupo se encuentran las gráficas del estado del stock que utilizan capturas en una serie de tiempo para determinar el estado de desarrollo de una pesquería con base en la máxima captura o desembarque de la serie de tiempo (Froese y Kesner-Reyes, 2002; Kleisner y Pauly, 2011; Kleisner *et al.*, 2013; Rosenberg *et al.*, 2014).

Los métodos mecanísticos consideran supuestos relativos a cambios de biomasa en el tiempo y generan un modelo de dinámica poblacional derivado de estudios más robustos (Martell y Froese, 2012; Thorson *et al.*, 2013). Estos modelos estiman los parámetros de la dinámica de la población que resultarían en el nivel de agotamiento asumido en el último año, del cual depende completamente el modelo (Thorson *et al.*, 2013). Entre estos se encuentran “Depletion-Based Stock Reduction Analysis” (DB-SRA) (Dick y MacCall,

2011), “Captura-MSY” (Martell y Froese, 2012), “State-Space Catch Only Model” (SSCOM) (Thorson *et al.*, 2013).

Aun cuando estos métodos han sido desarrollados con el fin de aplicarse a pesquerías con pocos datos, principalmente para aquellas que cuentan con datos de captura o desembarque, se necesita información complementaria sobre la biología de la especie a evaluar (Rosenberg *et al.*, 2014). No obstante, cuando estos datos no existen, algunos autores han planteado la utilización de parámetros del ciclo de vida de especies similares, como una primera aproximación, para brindar la información necesaria para decisiones de manejo cuando son utilizadas con un análisis histórico de capturas (Vasconcellos y Cochrane, 2005; Branch *et al.*, 2011).

La selección de los métodos para evaluar pesquerías con pocos datos se realizó con base en los supuestos, parámetros e información de la pesquería que requieren como datos de entrada respecto a los disponibles para *S. californica*. Se utilizaron cuatro modelos con el fin de robustecer y hacer más consistente los resultados (Dowling *et al.*, 2018).

Los métodos seleccionados que se describen a continuación permiten obtener diferentes resultados como lo es el estado de una pesquería, el rendimiento máximo sostenible (MSY, por sus siglas en inglés) que se define como el máximo rendimiento teórico (toneladas) que puede ser extraído continuamente de un stock bajo condiciones ambientales constantes (FAO, 2001), y la razón de la biomasa de una población (B) respecto a la biomasa que aportaría ese MSY (B_{MSY}) (tabla 3).

Para clasificar o evaluar a la pesquería de *S. californica* en México se utilizaron las reconstrucciones de los desembarques realizadas en este trabajo para la costa oeste de la península de BC y para la el golfo de California.

Tabla 3. Métodos para evaluar pesquería con pocos datos utilizados en este trabajo.

Método	Datos de entrada	Resultado	Referencia
Con base en el indicador de la razón C/C_{max} .	Serie de tiempo de capturas o desembarques.	Estado de la pesquería.	Froese y Kesner-Reyes (2002).
Gráficas del estado de los stocks.	Serie de tiempo de capturas o desembarques.	Estado de la pesquería.	Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner (2013).
Captura en relación al MSY.	Serie de tiempo de capturas o desembarques, tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) y capacidad de carga (K).	MSY	Martell y Froese (2012).
Ensamble de modelos para estimar el estado del stock.	Serie de tiempo de capturas o desembarques, tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) y capacidad de carga (K).	B_t/B_{MSY}	Anderson <i>et al.</i> (2017).

2.5.1 Con base en el indicador de la razón C/C_{max} . Froese y Kesner-Reyes (2002).

Esta metodología clasifica el estado de las pesquerías con respecto al año de máxima captura o desembarques en donde C corresponde a la captura o desembarque de la pesquería en el tiempo a evaluar y C_{max} corresponde a la máxima captura o desembarque de la serie de tiempo (tabla 4). La única información que requiere esta metodología es una serie de tiempo de capturas o desembarques de la pesquería o stock a evaluar. Esta aproximación es utilizada por la FAO para clasificar las pesquerías mundiales (FAO, 2011). Para fines de este trabajo se modificó el uso de la captura por el uso de los desembarques.

Tabla 4. Criterios para la clasificación del estado de las pesquerías en la metodología de la razón C/Cmax (Froese y Kesner-Reyes (2002)) modificado para este trabajo.

Estado de la pesquería	Criterio aplicado
Sin desarrollar	Año antes de la máximo desembarque y desembarque menor que el 10% del valor máximo.
En desarrollo	Año antes de la máximo desembarque y desembarque de 10-50% del valor máximo.
Totalmente explotada	Desembarque mayor que el 50% del valor máximo.
Sobrepescada	Año después de la máximo desembarque y desembarque del 10-50% del valor máximo.
Colapsada/Cerrada	Año después de la máximo desembarque y desembarque menor que el 10% del valor máximo.

2.5.2 Gráficas del estado de los stocks. Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner (2013).

Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner *et al.* (2013) proponen una modificación del método de Froese y Kesner-Reyes (2002) con la finalidad de convertirlo en una metodología más útil para el programa “Sea Around Us”, el cual tiene como finalidad evaluar el impacto de las pesquerías en los ecosistemas marinos. La justificación para modificar el método de Froese y Kesner-Reyes (2002) radica en que este último clasificaba a la mayoría de las pesquerías evaluadas como “Colapsada” o bajo la categoría de “Sobrepescada”, por lo que el porcentaje de pesquerías “Sin desarrollar” o “Desarrolladas” era cero al final de las series de tiempo analizadas. Otra de las críticas hacia la metodología de Froese y Kesner-Reyes (2002) es que no considera cuando un stock se ha recuperado, por ejemplo, por acciones de manejo (Kleisner y Pauly, 2015). Es por esto que Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner *et al.* (2013) introducen un nuevo concepto para la metodología: “post-máximo mínimo”, el cual consiste en el año de mínimo desembarque que ocurrió después del máximo desembarque y permite clasificar a los stocks como en “Recuperación” para poder percibir el mejoramiento de algún stock dentro de un área en particular (Kleisner y Pauly, 2015). Los criterios de clasificación bajo la metodología de Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner *et al.* (2013) se muestran en la tabla 5:

Tabla 5. Criterios para evaluar a una pesquería bajo la metodología Stock status plots (Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner *et al.* (2013)).

Estado de la pesquería	Criterio aplicado
En recuperación	Año de desembarque > año de post-max. min. desembarque < 10% de máximo desembarque Y desembarque es 10-50% de máximo desembarque.
En desarrollo	Año de desembarque < año de máximo desembarque Y desembarques es < o = 50% del máximo desembarque O año de máximo desembarque Y desembarque es 10-50% del máximo desembarque.
Explotada	Desembarque >50% del mayor desembarque.
Sobreexplotada	Año de desembarque > al año de máximo desembarque Y desembarque esta entre 10-50% del mayor desembarque.
Colapsada	Año de desembarque > año de mayor desembarque Y desembarque es < 10% del mayor desembarque.

2.5.3 Captura en relación al MSY. Martell y Froese (2012).

Este método se basa en el modelo de producción de Schaefer, el cual describe el crecimiento de una población con base en la siguiente expresión matemática:

$$\frac{dB}{dt} = rB(t)\left(1 - \frac{B(t)}{K}\right)$$

En donde r es la tasa intrínseca de crecimiento de la población, $B(t)$ es la biomasa de la población en tiempo t , y K es la capacidad de carga del ecosistema (Schaefer, 1954, en Zhou y Sharma, 2013).

Este método tiene como fundamento que, dado una serie de tiempo de capturas de un stock, una combinación muy específica de r y K habrán podido mantener al stock a niveles que no colapse ni exceda la capacidad de carga asumida. Estas combinaciones de los valores de r y K son encontrados por medio de una distribución de Bernoulli: cuando las combinaciones de r y K dan como resultado una población extinta o que sobrepasaba los niveles de K antes del final de la serie de tiempo, se le asigna un valor de 0; cuando los valores de r y K informan sobre una población que se encuentra entre los niveles iniciales y finales de biomasa se asigna un valor de 1 (Martell y Froese, 2012).

La metodología de Martell y Froese (2012) requiere como elementos de entrada al modelo una serie de tiempo de capturas o desembarques y los parámetros r y K de la especie a evaluar para obtener un aproximado del MSY.

La serie de tiempo utilizada para esta metodología fue la obtenida en este trabajo. El parámetro r utilizado fue el propuesto por Cortés (2016) para *S. californica* en la costa de California, EE. UU., con un intervalo de valores de 0.058-0.106. Para la población del golfo de California se utilizó este mismo valor de r de Cortés (2016) como un proxy para la población del golfo de California ya que aún no ha sido determinado este parámetro para dicha población.

Dado que se desconoce el parámetro K para el stock de *S. californica* en México, se optó por utilizar el propuesto por Martell & Froese (2012) para fines de esta metodología, considerándose el límite inferior de K como la captura máxima en la serie de tiempo y el límite superior de K 100 veces la captura máxima. Los valores de K utilizados en el modelo se indican en la tabla 6:

Tabla 6. Límite inferior y superior de K utilizados para las dos poblaciones de *Squatina californica* en México.

	Límite inferior	Límite superior
Costa oeste de la península	688	68785
Golfo de California	1110	110954

Una vez obtenidos los elementos de entrada para el modelo se utilizó el Script de R para esta metodología en el software RStudio utilizando las funciones “schaefer”, “sraMSY” y “get.ell”, y la paquetería “ggplot2” (Wickham, 2016), para obtener el MSY.

2.5.4 Ensamble de modelos para estimar el estado del stock. Anderson *et al.* (2017).

La razón de la B/B_{MSY} se define como la proporción de la biomasa observada en un tiempo t respecto a la biomasa que proveerá el rendimiento máximo sustentable (MSY) para un stock. Cuando $B/B_{MSY}=1$, la biomasa del stock es igual a la B_{MSY} . Si es menor a 1, se dice que la biomasa se encuentra en un nivel bajo para brindar el rendimiento máximo sustentable (MSY) (Cullis-Suzuki y Pauly, 2010).

La metodología de Anderson *et al.* (2017) estima la razón de la B/B_{MSY} de una población con explotación pesquera utilizando un ensamble que se conforma por cuatro diferentes metodologías de evaluación para pesquerías de pocos datos. Estas cuatro metodologías utilizadas por el ensamble emplean como datos de entrada series de tiempo de captura o desembarque, parámetros de la historia de vida de la especie de interés y supuestos en la dinámica de la pesquería de la población a estudiar que dan como resultado una razón de la B/B_{MSY} . Para obtener un estimado final de la razón de la B/B_{MSY} , el ensamble usa los resultados de estas cuatro metodologías y dos variables más.

A continuación se escriben las cuatro metodologías que emplea el ensamble y las dos variables:

- a) Catch-MSY (Martell y Froese, 2012) (sección 2.5.3).
- b) SSCOM (State Space Catch Only Model, Thorson *et al.*, 2013). Este modelo combina ecuaciones de dinámica poblacional con un modelo para cambios en la mortalidad por pesca en el tiempo utilizando argumentos teóricos y simulaciones para estimar el estado de la población (Thorson *et al.*, 2013; Rosenberg *et al.*, 2014). SSCOM estima la dinámica del esfuerzo pesquero y de la población explotada con base en una serie de tiempo de capturas, el parámetro r de la especie e información a priori sobre la dinámica de la mortalidad por pesca (Thorson *et al.*, 2013). El fundamento de este modelo es que la mortalidad por pesca y la biomasa, requeridos para generar una serie de tiempo de capturas van a ser generados por los parámetros biológicos de la especie y el esfuerzo pesquero, el cual varía en el tiempo siguiendo dinámicas semi-predecibles (Thorson *et al.*, 2013).
- c) mPRM (modified panel-regression model, Costello *et al.*, 2012). Este modelo utiliza la base de datos de RAM Legacy Stock Assessment para ajustar un modelo multivariado de regresión para identificar predictores del estado del stock con base en pesquerías previamente evaluadas. La base de datos de RAM Legacy Stock Assessment es una compilación de evaluaciones de stock comercialmente explotados en todo el mundo. Este modelo asume que el estado de la población explotada está en función de la historia de vida de la especie y de la pesquería y la manera en que las variables afectan en conjunto al estado del stock es consistente entre especies con características similares (Costello *et al.*, 2012; Anderson *et al.*, 2017).
- d) COMSIR (catch-only model with sampling-importance resampling, Vasconcelos y Cochrane, 2005). Este modelo asume que la biomasa sigue una dinámica poblacional de Schaefer y la dinámica de extracción sigue un modelo logístico (Anderson *et al.*, 2017). Su fundamento radica en que la serie de tiempo de

captura contiene información sobre el esfuerzo pesquero y la dinámica de la biomasa del stock, por lo que este modelo evalúa los cambios en las capturas para hacer inferencias en el estado del stock, producción y tasa de explotación (Vasconcelos y Cochrane, 2005).

Las otras dos variables que utiliza el ensamble para obtener un estimado final de la razón de la B/B_{MSY} son `spec_freq_0.2` y `spec_freq_0.05`. Estas representan la descomposición de la serie de tiempo para describir su forma cíclica de los desembarques, la cual representa las frecuencias a corto (`spec_freq_0.2`) y largo plazo (`spec_freq_0.05`), correspondientes a ciclos de 2 y 5 años respectivamente.

Para obtener la razón de la B/B_{MSY} para las poblaciones de *S. californica* de la costa oeste de la península de BC y la del golfo de California utilizando la metodología del súper ensamble se obtuvieron primero las estimaciones de la B/B_{MSY} por los cuatro métodos mencionados anteriormente. Esto se realizó usando las series de tiempo de desembarques reconstruidos en este trabajo y con el parámetro r para *S. californica* estimado por Cortés (2016). La estimación de estos cuatro métodos se realizó con el software R (R Core Team 2018) por medio de la paquetería “`datalimited`” (Anderson *et al.*, 2016).

La metodología del súper ensamble utiliza un modelo lineal y otro modelo obtenido bajo el método “Random Forest”, para unir los resultados de las cuatro metodologías para pesquerías de pocos datos mencionadas anteriormente y obtener así un único estimado de la razón de la B/B_{MSY} . El método Random Forest es un método de aprendizaje automático (conocido comúnmente como “machine learning”) que permite establecer relaciones no lineales entre variables, el cual es una combinación de árboles de decisiones tomadas de una muestra aleatoria (Breiman, 2001).

Dado que no se cuentan con estimaciones reales sobre la razón de la B/B_{MSY} de *S. californica* o alguna especie de la familia Squatinidae para ajustar un modelo, se utilizó el modelo lineal y el generado por el método “Random Forest” realizados por Anderson *et al.* (2017) que emplean la base de datos de RAM Legacy Stock Assessment Database para obtener las estimaciones de B/B_{MSY} . Estos dos modelos fueron utilizados para ajustar las estimaciones de la B/B_{MSY} de las dos poblaciones *S. californica* obtenidas de los cuatro modelos (Catch-MSY, SSCOM mPRM y COMSIR) para obtener el valor de B/B_{MSY} generado por el superensamble. Lo anterior se realizó utilizando la paquetería desarrollada por Anderson *et al.* (2017) para el software R “`fishensembles`”.

Para poder observar el desempeño del modelo Random Forest para ambas poblaciones, se realizó un remuestreo utilizando el método no-paramétrico de Bootstrap por bloques para series de tiempo. Se

realizaron 30 remuestreos y la longitud de los bloques fue de dos años para evitar perder la dependencia o variabilidad de las observaciones. Por otro lado, para evaluar el desempeño del modelo lineal se realizó un análisis de residuales para el modelo lineal que resultó para cada una de las poblaciones de *S. californica*.

Capítulo 3. Resultados

3.1 Reconstrucción de los desembarques de *Squatina californica* en la costa oeste de la península de Baja California y en el golfo de California (1960-2017).

La reconstrucción de los desembarques de *S. californica* para el periodo de 1960-2017 para la costa oeste de la península muestra dos picos notables: el primero en 1978, con 509 toneladas (t) desembarcadas y el segundo en 1993, con 688 t desembarcadas, año a partir del cual se observó un declive en los desembarques de esta zona. En el golfo de California se observan dos picos: el primero en 1980 con 817 t desembarcadas y el segundo en 2007 con 1109 t desembarcadas (Fig. 2). La suma de los desembarques en el golfo de California durante el periodo 1960-2017 es de 23,228 t, siendo el doble de la suma total de los desembarques reconstruidos en la costa oeste de la península (11,864 t). Durante este análisis el estado de Sonora tuvo la mayor aportación de desembarques registrado para los años 2000-2017.

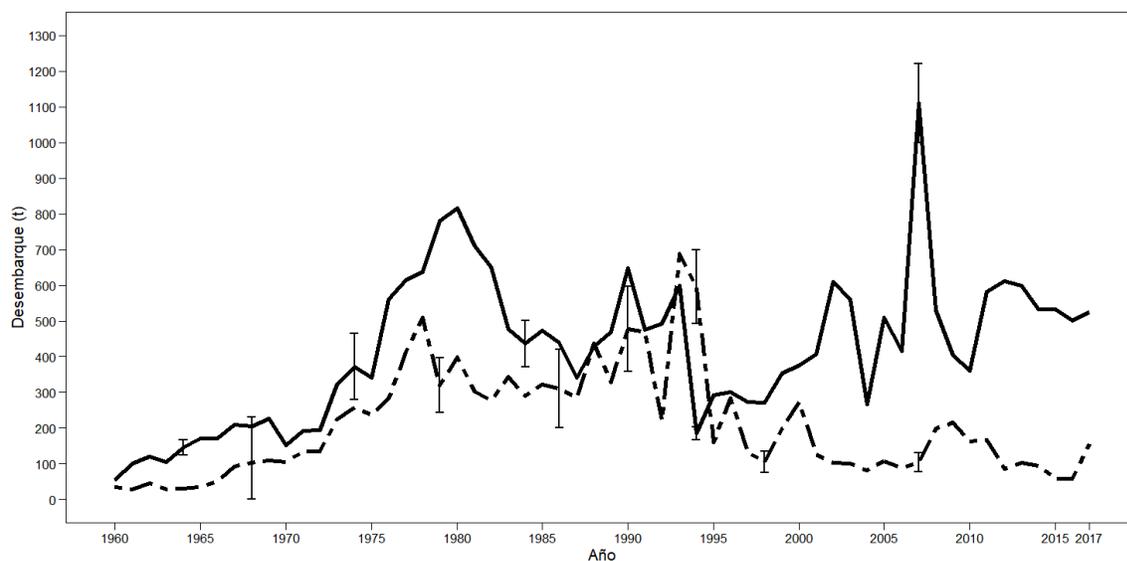


Figura 2. Reconstrucción de los desembarques (toneladas) de *Squatina californica* en la costa oeste de la península de Baja California (línea punteada) y en el golfo de California (línea sólida) con intervalos de confianza asignados en el taller para la evaluación de la incertidumbre de la reconstrucción.

3.1.1 Incertidumbre

El periodo de tiempo con menor incertidumbre en los desembarques reconstruidos es el de 2000-2017 ya que para éste se contaba con los desembarques (t) por oficina de pesca y especie, por lo que no se realizó interpolación o extrapolación. El periodo de desembarques que obtuvo una mayor incertidumbre fue de 1960-1976, con un intervalo de confianza más amplio, ya que sólo se contaban con desembarques (t) de tiburones a nivel nacional, por lo que se realizaron extrapolaciones utilizando proporciones para estimar los desembarques (t) por estado para posteriormente estimar desembarques por oficina de pesca. Los puntajes asignados por el grupo de evaluadores a la serie de tiempo de desembarques se muestran en la siguiente tabla (tabla 7).

Tabla 7. Puntajes asignados por los evaluadores a los periodos de la serie de tiempo de desembarques reconstruidos para *Squatina californica*.

Periodo	Puntaje	Intervalo de confianza \pm %
1960-1976	1	90
1977-1982	3	30
1983-1989	2	50
1990-1991	2	50
1992-1996	3	30
1977-1999	3	30
2000-2017	4	20

3.2 Número de avisos de arribo para *Squatina californica* en la costa oeste de la península de Baja California y el golfo de California.

La costa oeste de la península de Baja California tuvo un promedio de 315 avisos de arribo para *S. californica* por año (160-405), mientras que en la costa del golfo de California fue de 635 (527-737). Al analizar la relación entre el número de avisos de arribo y el tonelaje desembarcado de *S. californica* para los años 2000-2017, se obtuvo lo siguiente.

3.2.1 Número de avisos de arribo para *Squatina californica* en la costa oeste de la península de Baja California

Mediante la prueba de Shapiro-Wilk se comprobó si las variables número de avisos de arribo y desembarques para *S. californica* presentan una distribución normal bajo las siguientes hipótesis:

H0: La variable presenta una distribución normal

Ha: La variable no presenta una distribución normal

Para la variable de número de avisos de arribo, al 95% de confianza ($\alpha=0.05$), no se rechaza H0 ($p=0.068$) y se concluye que el número de avisos de arribo tiene una distribución normal.

Para la variable de toneladas desembarcadas, al 95% de confianza ($\alpha=0.05$), se rechaza H0 ($p=0.03$) y se concluye que las toneladas desembarcadas no tienen una distribución normal.

Dado que no se presentó normalidad en ambas variables, se realizó la prueba de correlación no-paramétrica de Spearman bajo las siguientes hipótesis:

H0: No existe asociación entre las dos variables

Ha: existe asociación entre las dos variables

Al 95% de confianza ($\alpha=0.05$), se rechaza H0 ($p=0.007$) y se concluye que existe una asociación estadísticamente significativa entre las dos variables. El valor de correlación fue de 0.61.

3.2.2 Número de avisos de arribo para *Squatina californica* en el golfo de California

Mediante la prueba de Shapiro-Wilk se comprobó si las variables número de avisos de arribo y desembarques para *S. californica* presentan una distribución normal bajo las siguientes hipótesis:

H0: La variable presenta una distribución normal

Ha: La variable no presenta una distribución normal

Para la variable de número de avisos de arribo, al 95% de confianza ($\alpha=0.05$), no se rechaza H0 ($p=0.70$) y se concluye que el número de avisos de arribo tiene una distribución normal.

Para la variable de toneladas desembarcadas, al 95% de confianza ($\alpha=0.05$), se rechaza H0 ($p=0.0009$) y se concluye que las toneladas desembarcadas no tienen una distribución normal.

Dado que no se presentó normalidad en ambas variables, se realizó la prueba de correlación no-paramétrica de Spearman bajo las siguientes hipótesis:

H0: No existe asociación entre las dos variables

Ha: existe asociación entre las dos variables

Al 95% de confianza ($\alpha=0.05$), no se rechaza H0 ($p=0.55$) y se concluye que no existe una asociación estadísticamente significativa entre las dos variables.

Por lo anterior se concluye que el número de avisos y desembarque (t) de *S. californica* en la costa oeste de la península de BC están correlacionados de manera positiva; por otro lado, para la región del golfo de California no se observó una correlación entre dichas variables (fig. 3).

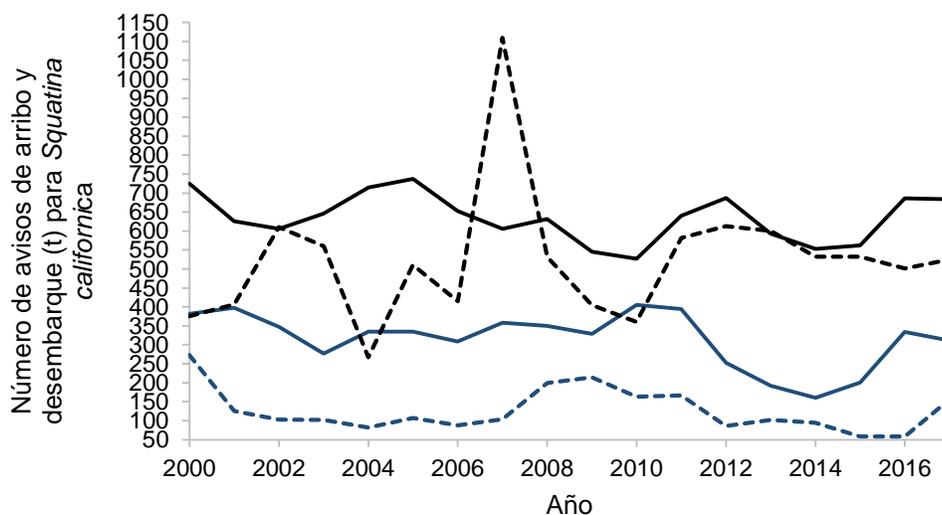


Figura 3. Número de avisos de arribo (línea sólida) y desembarque (toneladas) (línea punteada) para *Squatina californica* en la costa oeste de la península de Baja California (línea azul) y golfo de California (línea negra).

3.3 Evaluación y determinación del estado poblacional de *Squatina californica* bajo metodologías para pesquerías con pocos datos

3.3.1 Con base en el indicador de la razón C/Cmax. Froese y Kesner-Reyes (2002).

Con base en el método Froese y Kesner-Reyes (2002) se pudieron caracterizar las diferentes etapas de desarrollo de la pesquería del tiburón angelito en la costa oeste de la península de BC (Fig. 4). Durante 1960 a 1966 la pesca de *S. californica* se encontraba “Sin desarrollar”; y a partir de 1967 a 1976 esta pesquería se encontraba “En desarrollo”. Durante el periodo de 1977 a 1994 la pesquería se encontraba alcanzó el nivel de “Totalmente explotada”, con excepción de los años 1981 a 1987 y 1992 cuando los desembarques del tiburón angelito disminuyeron. Posteriormente la pesquería durante 1995-2014 se encontraba en un nivel que esta metodología la considera como “Sobrepescada” pasando a un nivel de “Colapsada” en 2015-2016. Finalmente, en el 2017 la pesquería se clasificó como “Sobrepescada”.

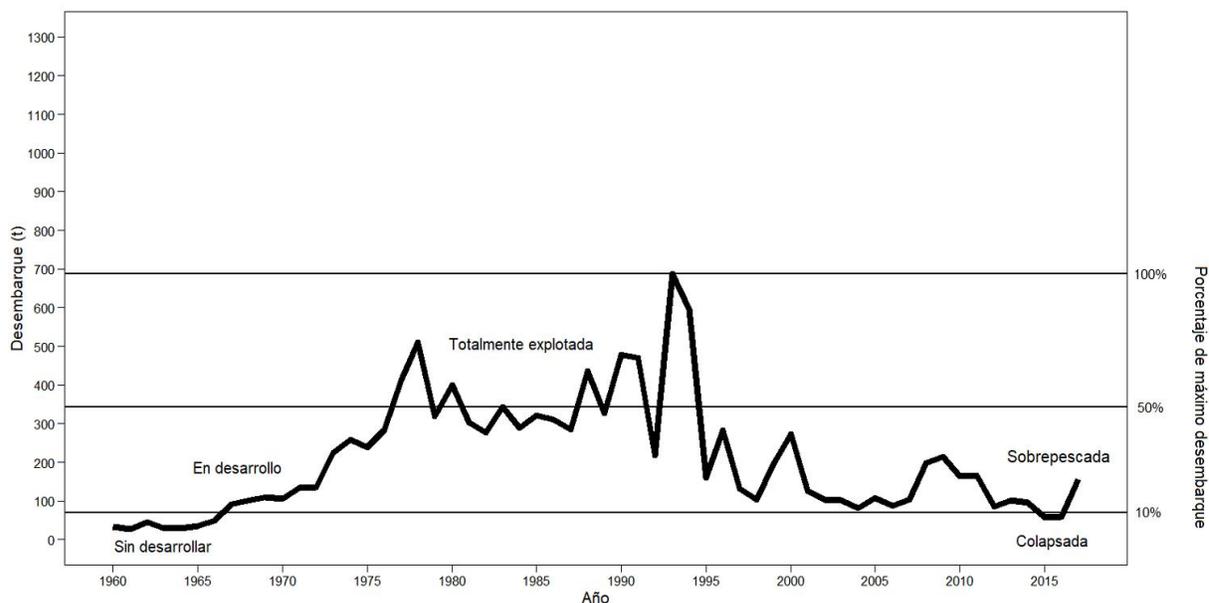


Figura 4. Etapas de la pesquería de *Squatina californica* en la costa oeste de la península de Baja California bajo la metodología de la razón C/Cmax.

Para el golfo de California las diferentes etapas de la pesquería de *S. californica* (Fig. 5), por el método de Froese y Kesner-Reyes (2002), fueron: de 1960-1961 esta pesquería se encontraba “Sin desarrollar”; de 1963-1976 se encontraba “En desarrollo”; de 1977-1982, 1990, 1993 y 2002-2003 la pesquería se clasificó como “Totalmente explotada”; en los años 1987-1992, 1991-1992, 1994-2001, 2004-2006, 2008-2010 los desembarques del tiburón angelito disminuyeron y por esto la pesquería fue clasificada como “En

desarrollo”; en el año 2007, 2011-2013 la pesquería se clasificó como “Totalmente explotada”; en los años 2014-2017 la pesquería se clasificó como “Sobrepecada”.

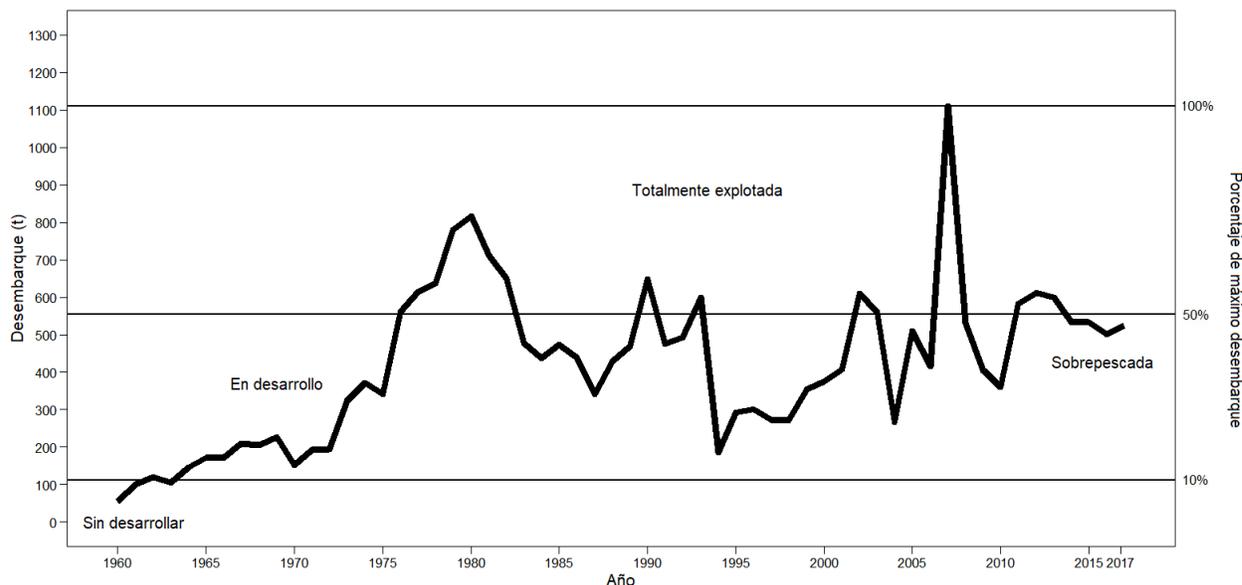


Figura 5. Estado de la pesquería de *Squatina californica* en el golfo de California bajo la metodología de la razón C/Cmax.

3.3.2 Gráficas del estado de los stocks. Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner (2013).

El estado de la pesquería de *S. californica* conforme a los método de Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner *et al.* (2013) se encuentra bajo el criterio “En recuperación” en la costa oeste de la península ya que después de haber estado en un nivel inferior al 10% del valor del máximo desembarque anual (1993) en el año 2015 y 2016, para 2017 los desembarques tuvieron un nivel superior a ese 10% (Fig. 6). Por otro lado, los desembarques de la población del golfo de California, en 2017 tuvieron un valor menor al año de máxima captura (2007), de alrededor del 50% del máximo desembarque indicando un estado de sobreexplotación (Fig. 7).

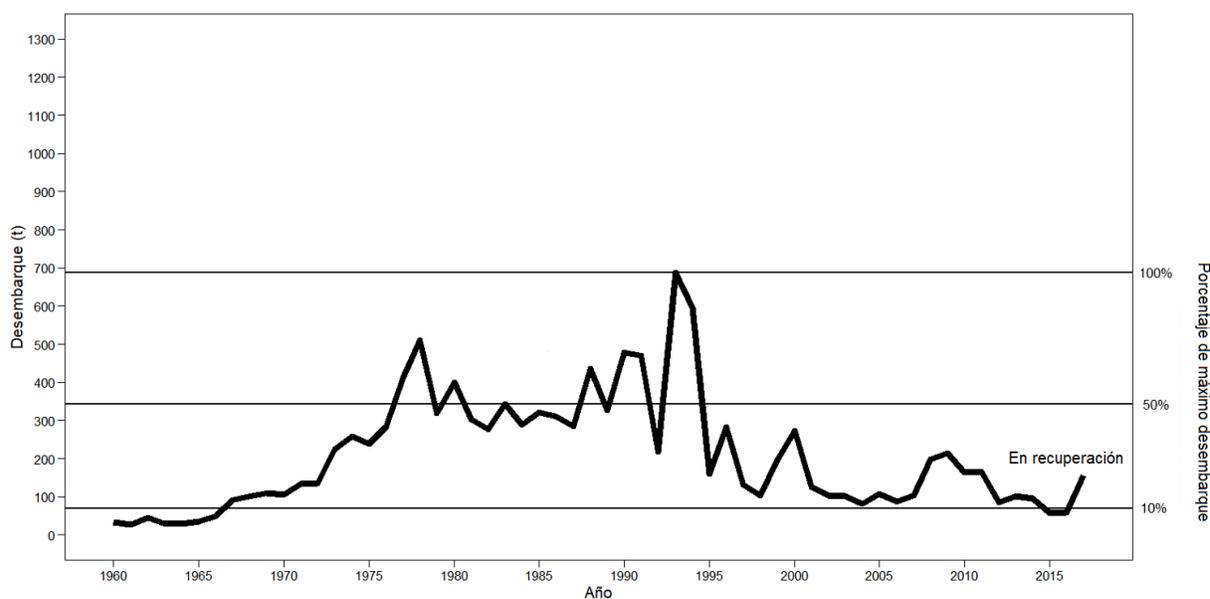


Figura 6. Clasificación del estado de la pesquería de *Squatina californica* para la costa oeste de la península de California bajo la metodología de Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner (2013).

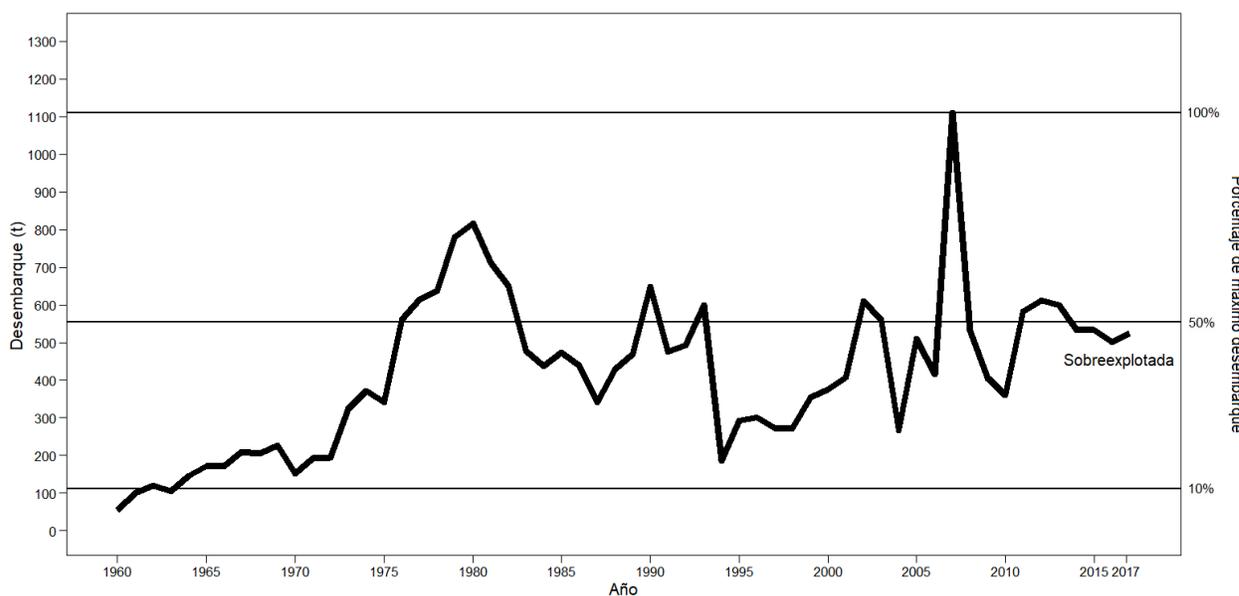


Figura 7. Clasificación del estado de la pesquería de *Squatina californica* para el golfo de California bajo la metodología de Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner (2013).

3.3.3 Captura en relación al MSY. Martell y Froese (2012).

El MSY estimado para la población en la costa oeste de la península de BC fue de 174 t y sus límites al 95% de confianza fueron 136-222 t. La media geométrica para r fue de 0.11 y sus límites al 95% de confianza

fueron 0.0859-0.141. La media geométrica de K fue de 6,315 t y sus límites al 95% de confianza fueron 5,738-6,949 (Fig. 8). El uso de la media geométrica es porque se observó una menor diferencia entre el MSY calculado para los pares de r - K y el calculado utilizando los valores centrales de r y K al utilizar la media geométrica que al utilizar la media aritmética, moda o mediana. Durante el periodo de 1960 y a principios de los años 1970 la captura fue menor a la del MSY estimado. Posteriormente durante mediados de los 1970 hasta los mediados de los 1990, los desembarcos sobrepasaron el nivel de MSY. Actualmente los desembarcos se encuentran dentro de los límites para la captura al nivel del MSY.

El MSY estimado para la población del golfo de California fue de 312 t y sus límites al 95% de confianza fueron 248-393 t. La media geométrica para r fue de 0.11 y sus límites al 95% de confianza fueron 0.0859-0.141. La media geométrica de K fue de 11371 y sus límites al 95% de confianza fueron 10140-12752 (Fig. 9). Los desembarques de *S. californica* en el golfo de California se encuentran actualmente por encima del límite superior del MSY, lo que indica que se está sobrepescando a esta población (Fig. 9 (a)).

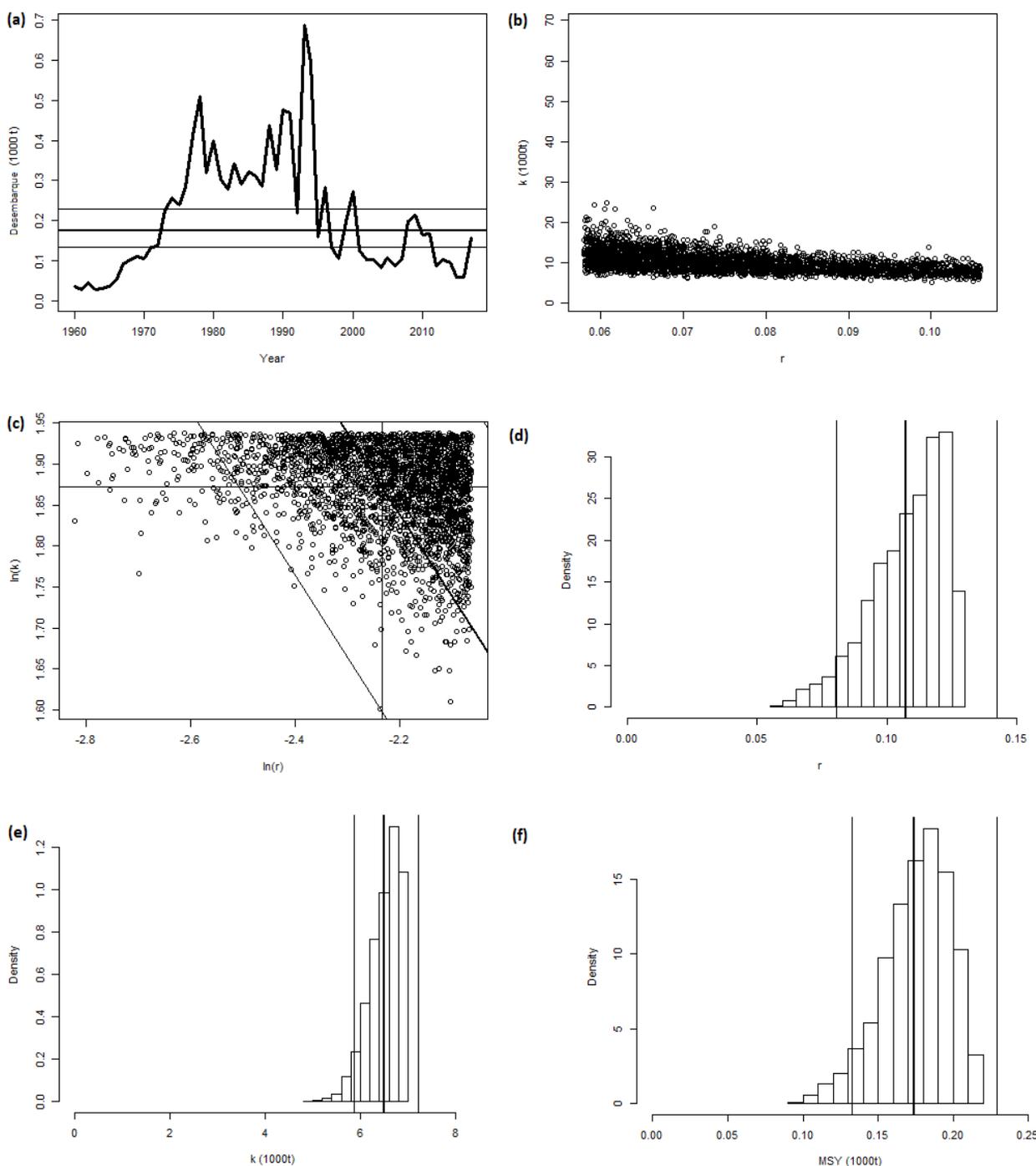


Figura 8. Resultados gráficos del método Catch-MSY para la población de *Squatina californica* en la costa oeste de la península de Baja California. (a) serie de tiempo de desembarques con el estimado del MSY (línea gruesa) y sus límites a 95% de confianza (línea delgada). (b) distribución a priori de r y K ; los puntos negros muestran las posibles combinaciones de esos parámetros compatibles con las capturas de la serie de tiempo. (c) parámetros r y K en logaritmo con media geométrica del MSY (línea gruesa) ± 2 desviaciones estándar (líneas delgadas superpuestas). (d y e) muestran las distribuciones posteriores de r y K con media geométrica del MSY (línea gruesa) ± 2 desviaciones estándar (líneas delgadas). (f) distribución posterior del MSY y la media geométrica (línea gruesa) ± 2 desviaciones estándar (líneas delgadas).

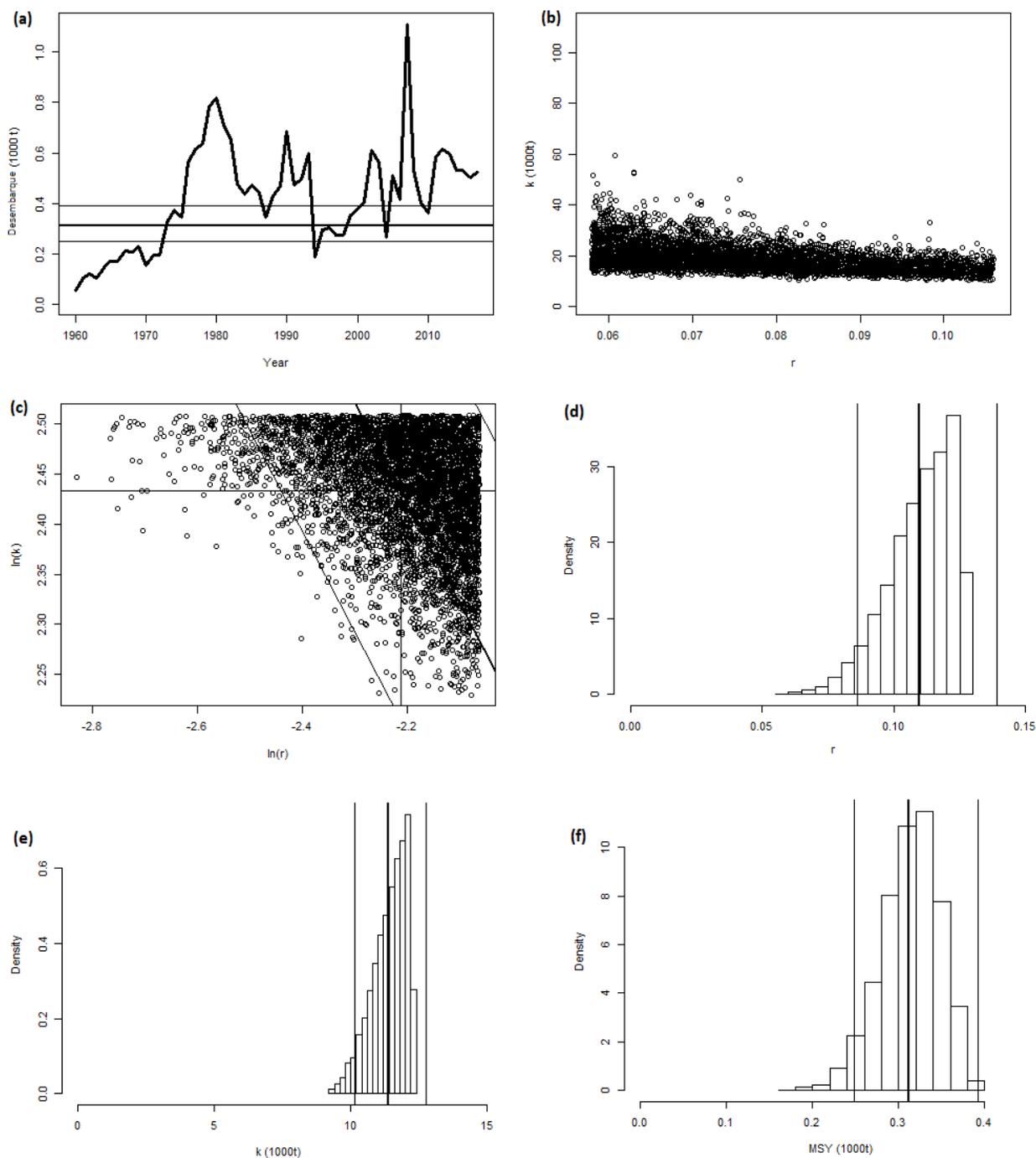


Figura 9. Resultados gráficos del método Catch-MSY para la población de *Squatina californica* en el golfo de California. (a) serie de tiempo de desembarques con el estimado del MSY (línea gruesa) y sus límites a 95% de confianza (línea delgada). (b) distribución a priori de r y K ; los puntos negros muestran las posibles combinaciones de esos parámetros compatibles con las capturas de la serie de tiempo. (c) parámetros r y K en logaritmo con media geométrica del MSY (línea gruesa) ± 2 desviaciones estándar (líneas delgadas sobrepuestas). (d) y (e) muestran las distribuciones posteriores de r y K con media geométrica del MSY (línea gruesa) ± 2 desviaciones estándar (líneas delgadas). (f) distribución posterior del MSY y la media geométrica (línea gruesa) ± 2 desviaciones estándar (líneas delgadas).

3.3.4 Ensamble de modelos para estimar el estado del stock. Anderson *et al.* (2017).

El resultado del súper ensamble mostró que la biomasa de la población de *S. californica* en la costa oeste de la península de BC se encuentra actualmente por debajo de la biomasa requerida para producir el MSY (fig. 10). El valor esperado de la razón de B/B_{MSY} para una población que se encuentra explotada de manera sustentable se esperaría que fuera >1 ya que indicaría que la biomasa de la población es mayor a la biomasa del MSY; por el contrario, una razón de $B/B_{MSY} < 1$ indicaría que la población se encuentra a un nivel de biomasa menor al que produciría el MSY. Para el año 2017, el modelo arrojado por el método Random Forest estimó una B_{2017}/B_{MSY} de 0.83, por debajo de 1, lo que sugiere que la población está siendo sobreexplotada.

El modelo de Costello *et al.* (2012) (mPRM), uno de los cuatro modelos en los que se basa el súperensamble, fue el que tuvo los valores más altos de B/B_{MSY} a lo largo de toda la serie de tiempo de desembarques, con valores de hasta 3.5 para el inicio de la serie de tiempo y de 1.17 en el último año de la serie de tiempo. El método COMSIR (Vasconcellos y Cochrane, 2005) estimó que la población se encuentra por debajo del MSY desde mediados de la década de los ochenta. Por otro lado, los métodos SSCOM y CMSY mostraron que la población se encuentra por debajo del MSY desde inicios de la década de los noventa. El modelo SSCOM (Thorson *et al.*, 2013) es el que más contribuye en la determinación de la tendencia de la B/B_{MSY} (Anderson *et al.*, 2017), mientras que el mejor método para estimar el estado de un stock es CMSY (Martell y Froese, 2012) (Rosenberg *et al.*, 2014; Anderson *et al.*, 2017; Pauly y Zeller, 2019).

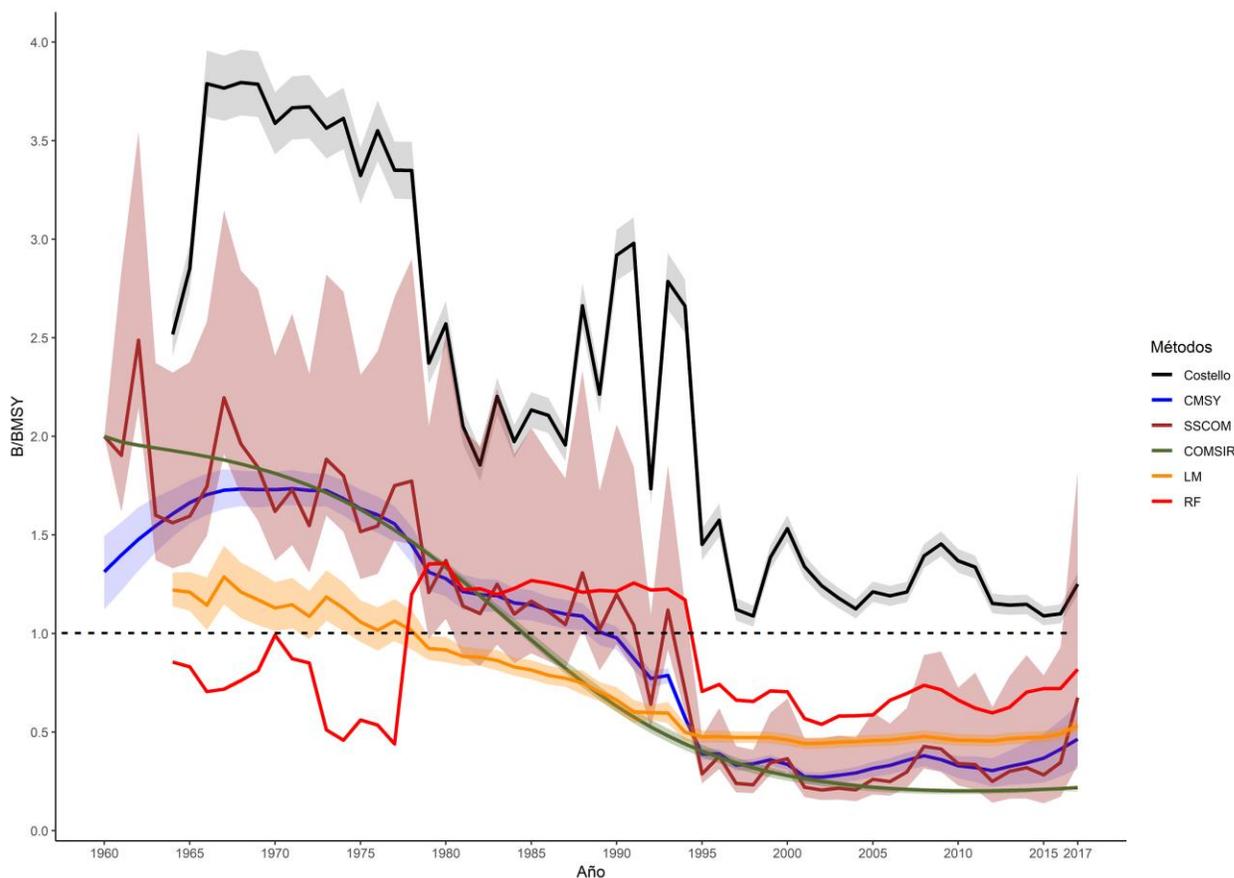


Figura 10. Trayectorias de la razón B/B_{MSY} estimada para la población de *Squatina californica* en la costa oeste de la península de Baja California. Los colores negro, azul, guinda y verde representan las trayectorias predichas por los cuatro modelos para pesquería de pocos datos y los colores amarillo y rojo muestran las trayectorias estimadas por el súperensamble. Las líneas indican el ajuste medio y las sombras los rangos intercuartiles. La línea punteada indica una razón de 1 entre la biomasa de la población y la biomasa del MSY.

Para la población de *S. californica* del golfo de California, el modelo Random Forest mostró que la población se encuentra por encima de la B_{MSY} ($B_{2017}/B_{MSY}=1.14$) lo que sugiere que la población no está siendo sobreexplotada (fig. 11). Al igual que para la población de la costa oeste de la península, el modelo random forest indicó que la población se encuentra por debajo del MSY al inicio de la serie de tiempo, con aumentos y disminuciones en la biomasa al igual que la tendencia en los desembarques.

El método COMSIR presentó niveles de biomasa por encima del MSY a lo largo de toda la serie de tiempo y mantuvo niveles muy similares en las últimas cuatro décadas. Los métodos de Costello *et al.* (2012), COMSIR (Vasconcellos y Cochrane, 2005) y SSCOM (Thorson *et al.*, 2013) presentaron por los niveles de biomasa por encima del MSY a lo largo de toda la serie de tiempo. Únicamente el método de CMSY (Martell y Froese, 2012) arrojó niveles de biomasa menores al MSY para la última década de la serie de tiempo, así

como también a inicios de la década de los ochenta hasta mediados de la década de los noventa, cuando se presentó una de las mayores disminuciones en los desembarques.

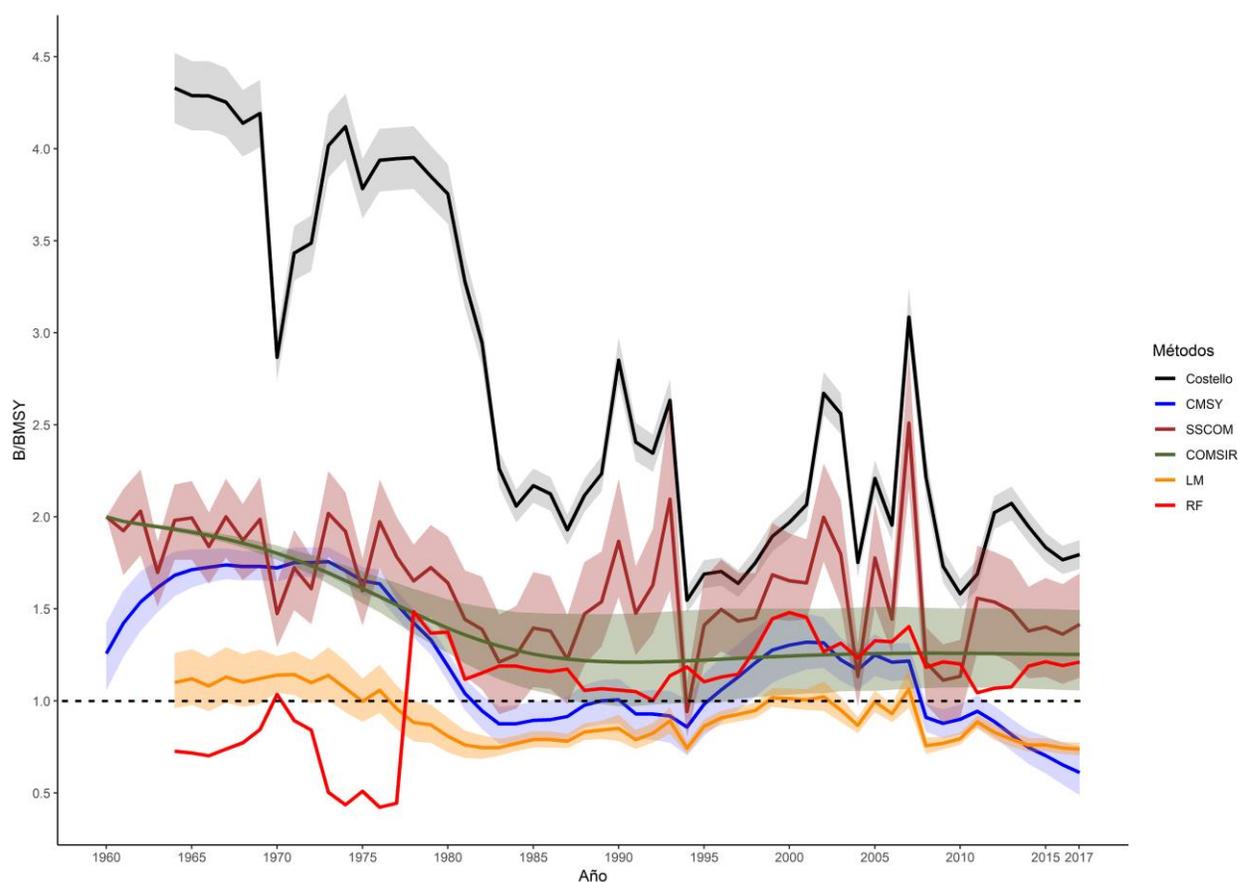


Figura 11. Trayectorias de la proporción B/B_{MSY} estimada para la población de *Squatina californica* en el golfo de California. Los colores negro, azul, guinda y verde representan las trayectorias predichas por los cuatro modelos para pesquería de pocos datos y los colores amarillo y rojo muestran las trayectorias estimadas por el súperensamble. Las líneas indican el ajuste medio y las sombras los rangos intercuartiles. La línea punteada indica una razón de 1 entre la biomasa de la población y la biomasa del MSY.

Utilizando los remuestreos generados por el método Bootstrap se obtuvieron los intervalos de confianza como una medida de precisión del modelo obtenido por Random Forest. Para la población de la costa oeste de la península de BC se obtuvo un intervalo de confianza de 0.78-0.93 (fig.12). Para la población del golfo de California el intervalo de confianza fue de 1.15-1.00 (fig. 13).

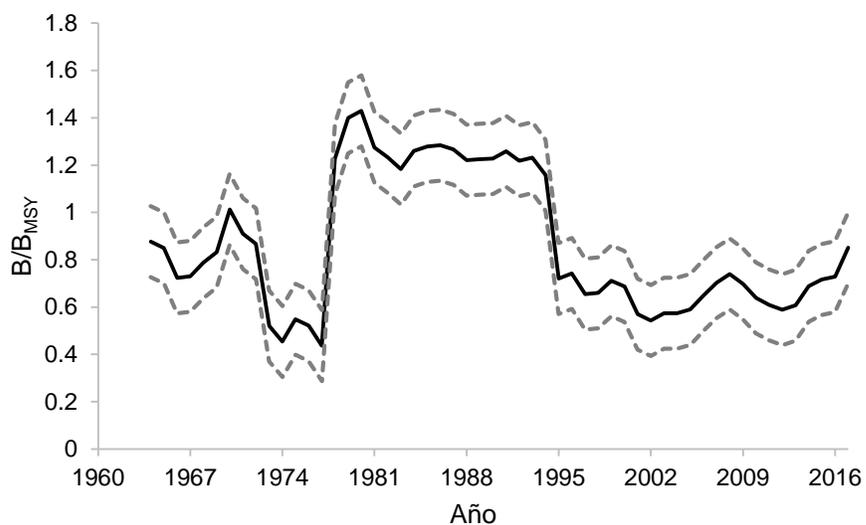


Figura 12. Valores de la razón B/B_{MSY} obtenidos por el método Random Forest para la población de *Squatina californica* en la costa oeste de la península de Baja California e intervalos de confianza (líneas grises punteadas).

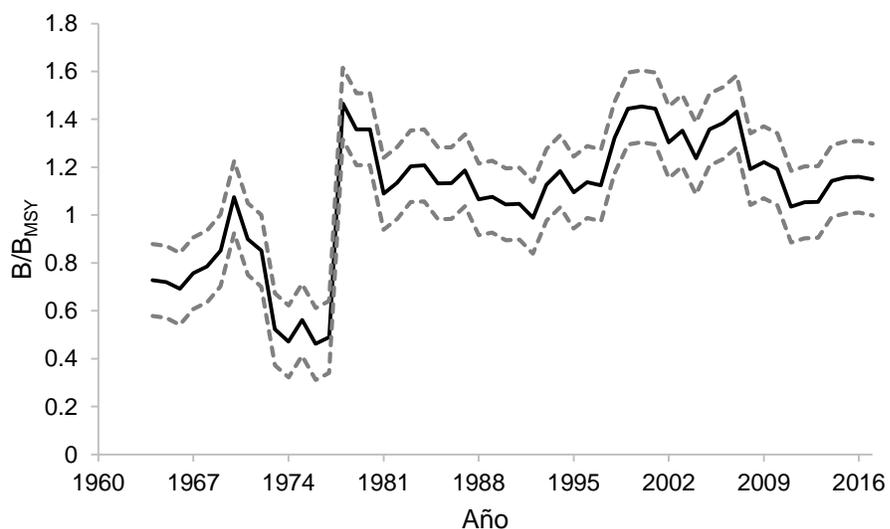


Figura 13. Valores de la razón B/B_{MSY} obtenidos por el método Random Forest para la población de *Squatina californica* en el golfo de California e intervalos de confianza (líneas grises punteadas).

Se realizó una regresión lineal para verificar la presencia de las diferentes variables dentro del modelo lineal obtenido por el súper ensamble bajo las siguientes hipótesis.

b_0 (Intercepto)	$b_1(CMSY)$	$B_2(COMSIR)$	$B_3(Costello)$	$B_4(SSCOM)$
$H_0: B_0=0$	$H_0: B_1=0$	$H_0: B_1=0$	$H_0: B_1=0$	$H_0: B_1=0$
$H_a: B_0>0$	$H_a: B_1>0$	$H_a: B_1>0$	$H_a: B_1>0$	$H_a: B_1>0$

B5(spec_freq_0.05)	B6(spec_freq_0.02)
H0: B1=0	H0: B1=0
Ha: B1>0	Ha: B1>0

Al 95% de confianza ($\alpha=0.05$) se rechaza la hipótesis nula ($p<0.05$) para el intercepto, CMSY, COMSIR, Costello, SSCOM y spec_freq_0.05 por lo que se concluye que están dentro del modelo (tabla 8). Por otro lado, al 95% de confianza ($\alpha=0.05$) no se rechaza la hipótesis nula ($p=0.81$) para spec_freq_0.2, por lo que se concluye que no está dentro del modelo. Sin embargo, debido a que la metodología del súper ensamble requiere de esta variable, no se excluyó del modelo.

Tabla 8. Resultados de la regresión lineal para el modelo de Anderson *et al.* (2017) utilizado para las dos poblaciones de *Squatina californica*.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-0.91999	0.04203	-21.891	< 2e-16 ***
CMSY	0.40263	0.02799	14.385	< 2e-16 ***
COMSIR	0.1718	0.02228	7.713	1.46e-14 ***
Costello	-0.11321	0.02137	-5.297	1.23e-07 ***
SSCOM	0.24344	0.02501	9.732	< 2e-16 ***
spec_freq_0.05	0.7992	0.06471	12.351	< 2e-16 ***
spec_freq_0.2	-0.15042	0.62401	-0.241	0.81

El coeficiente de correlación (R) fue de 0.37 y el coeficiente de determinación (R^2) de 0.135.

Para comprobar si el modelo lineal utilizado en el súper ensamble, para la población de *S. californica* de la costa oeste de la península de BC, representa un modelo robusto, se realizó un análisis de residuales para verificar que se cumplan con los siguientes supuestos.

a) Media cero. Los residuales presentan media cero (0.30).

b) Normalidad. Mediante la prueba de Shapiro-Wilk se comprobó la normalidad bajo las siguientes hipótesis:

H0: Los residuales tienen una distribución normal

Ha: Los residuales no tienen una distribución normal

Al 95% de confianza ($\alpha=0.05$), se rechaza H_0 ($p=0.001486$) y se concluye que los residuales no tienen una distribución normal.

c) Homocedasticidad. El gráfico de los valores predichos en el modelo y los residuales (fig. 14) muestra patrones de agrupamiento en los extremos y en los valores centrales de los predichos. Para comprobar por medio de una prueba estadística la homocedasticidad se realizó la prueba de Breusch-Pagan.

Mediante la prueba de Breusch-Pagan se establecieron las siguientes hipótesis:

H_0 : Los subconjuntos de los residuales son homogéneas

H_a : Los subconjuntos de los residuales no son homogéneas

Al 95% de confianza ($\alpha=0.05$), se rechaza H_0 ($p<2.2e-16$), por lo que se concluye que los subconjuntos de los residuales no presentan homocedasticidad de varianza.

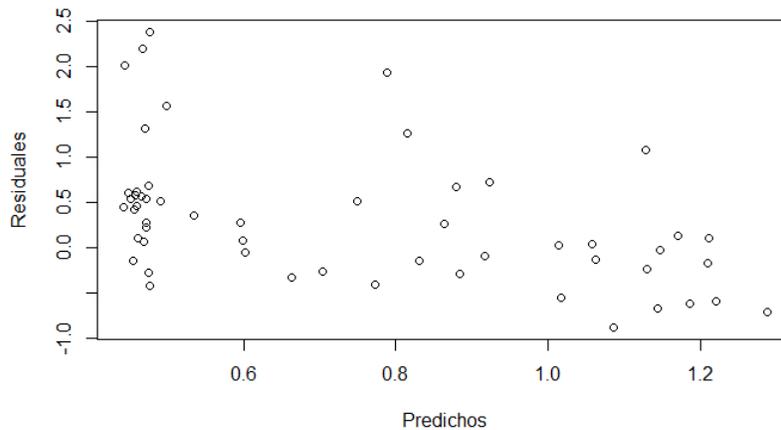


Figura 14. Valores de los residuales y predichos, o ajustados, por el modelo lineal obtenido por el súper ensamble para la población de *Squatina californica* en la costa oeste de la península de Baja California.

d) Independencia. Mediante la prueba Durbin Watson se establecieron las siguientes hipótesis:

H_0 : $\rho=0$

H_a : $\rho\neq 0$

Al 95% de confianza ($\alpha=0.05$), se rechaza H_0 ($p < 2.2e-16$) y se concluye que existe autocorrelación entre los residuales.

Por lo anterior se concluyó que los residuales no cumplen con los supuestos de normalidad, homocedasticidad de varianza e independencia por lo que el modelo lineal obtenido por el súper ensamble para la población de *S. californica* de la costa oeste de la península de BC no es un modelo robusto.

Para comprobar si el modelo lineal utilizado en el súper ensamble, para la población de *S. californica* del golfo de California, representa un modelo robusto, se realizó un análisis de residuales para verificar si se cumplen con los siguientes supuestos.

a) Media cero. Los residuales presentan media cero (0.41).

b) Normalidad. Mediante la prueba de Shapiro-Wilk se comprobó la normalidad bajo las siguientes hipótesis:

H_0 : Los residuales tienen una distribución normal

H_a : Los residuales no tienen una distribución normal

Al 95% de confianza ($\alpha=0.05$), se rechaza H_0 ($p=0.0004325$) y se concluye que los residuales no tienen una distribución normal.

c) Homocedasticidad. El gráfico de los valores predichos en el modelo y los residuales (fig. 15) muestra una mayor variabilidad en los valores extremos de los valores predichos por lo que no se presenta gráficamente homocedasticidad.

Mediante la prueba de Breusch-Pagan se establecieron las siguientes hipótesis para comprobar homocedasticidad:

H_0 : Los subconjuntos de los residuales son homogéneas

H_a : Los subconjuntos de los residuales no son homogéneas

Al 95% de confianza ($\alpha=0.05$), se rechaza H_0 ($p=2.2e-16$), por lo que se concluye que los subconjuntos de los residuales no presentan homocedasticidad de varianza.

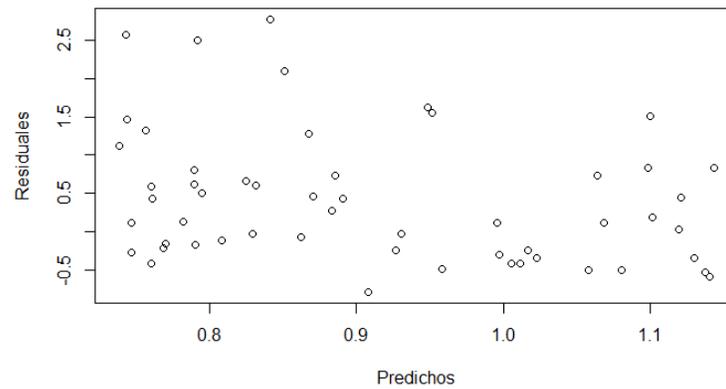


Figura 15. Valores de los residuales y predichos, o ajustados, por el modelo lineal obtenido por el súper ensamble para la población de *Squatina californica* en el golfo de California.

d) Independencia. Mediante la prueba Durbin Watson se establecieron las siguientes hipótesis:

$$H_0: \rho=0$$

$$H_a: \rho \neq 0$$

Al 95% de confianza ($\alpha=0.05$), se rechaza H_0 ($p < 2.2e-16$) y se concluye que existe autocorrelación entre los residuales.

Por lo anterior se concluyó que los residuales no cumplen con los supuestos de normalidad, homocedasticidad de varianza e independencia por lo que el modelo lineal obtenido por el súper ensamble para la población de *S. californica* del golfo de California no es un modelo robusto.

Debido a que no se cumplen con los supuestos de los residuales para un modelo lineal, se optó por utilizar únicamente los resultados obtenidos por medio del modelo Random Forest.

Capítulo 4. Discusión

4.1 Reconstrucción de los desembarques de *Squatina californica* en la costa oeste de la península de la península de Baja California y en el golfo de California (1960-2017).

Los desembarques de *S. californica* en México comenzaron a aumentar en la década de los sesenta, presentando los mayores aumentos en los primeros años de la década de los setenta. En la década de los sesenta después de la gran disminución en la producción de tiburones por el inicio de la fabricación sintética de la vitamina A, la pesca de tiburones en México comenzó a aumentar de nuevo por la demanda de su carne, piel y aletas (Hernández-Carvalho, 1971; Castillo-Géniz *et al.*, 2008). Durante la década de los setenta hubo una concentración de esfuerzos federales hacia el desarrollo del sector pesquero, lo que provocó un aumento anual del 10% de la producción pesquera nacional en esta década que puede explicar el gran incremento de las capturas de esta especie (Aguilar *et al.*, 2000). Así mismo, la fundación de PROPEMEX (Productos Pesqueros Mexicanos) en 1972, una paraestatal con propósito de facilitar el alcance de los productos pesqueros al mercado, brindó beneficios a los pescadores (Hernández y Kempton, 2003). Fue a finales de la década de los setenta y principios de la década de los ochentas cuando se obtuvieron los mayores desembarques de tiburón angelito en el golfo de California.

En la primera mitad de la década de los ochenta del siglo pasado, se observó una disminución de un 25% en los desembarques de *S. californica* en la costa oeste de la península de BC. Por otro lado, en el golfo de California se presentó una disminución de aproximadamente del 60% en los desembarques del tiburón angelito en la década de los ochenta. Estas disminuciones coinciden con el fenómeno del Niño-Oscilación del Sur (ENSO) ocurrido durante 1982-1983. Se ha observado que las variaciones en la captura de otras especies de *Squatina* pudieran estar relacionadas con fluctuaciones en la temperatura del océano, por lo que un aumento en la temperatura del mar podría causar cambios en la cantidad desembarcada de esta especie (Lluch-Belda *et al.*, 2005; Raoult, 2015). Se ha encontrado que para los tiburones ángel que habitan la zona del golfo de México y la costa del Atlántico de EE. UU. la temperatura es uno de los principales factores que afecta su distribución (Driggers y Pollack, 2018). Así mismo, la disminución en los desembarques del *S. californica* y en general del volumen capturado y desembarcado en las pesquerías mexicanas sucedió a la par de la crisis que atravesaba el país por la constante caída del peso mexicano. La declaración de la quiebra del BANPESCA que había brindado prestaciones a pescadores aunado a la devaluación del peso mexicano aumentó el endeudamiento por el aumento de los intereses que algunas

cooperativas no pudieron pagar lo que provocó una disminución del esfuerzo pesquero y por lo tanto una disminución en los desembarques (Niparajá, 1988; Alcalá, 2003; Espinoza-Tenorio *et al.*, 2011).

En la década de los noventa se observan grandes fluctuaciones en los desembarques de *S. californica* para la costa oeste de la península, con aumentos y disminuciones constantes. La primera disminución en esta década se presentó en 1992 y fue de aproximadamente 54% respecto al año anterior. Por otro lado, en 1991 se prohibió el uso de redes agalleras y de trasmallo en California, EE. UU., fue en esta década cuando la principal planta procesadora de *S. californica* localizada en California cerró, lo que desencadenó un aumento en las capturas y exportaciones por parte de México hacia California. En 1993 se estableció una planta procesadora de tiburón angelito en Puerto Peñasco, Sonora, año en que aumentaron las capturas de *S. californica* en ambos sitios. En 1995 se presentó un segundo descenso en los desembarques de un 70% aproximadamente tanto en la costa oeste de la península de BC como en el golfo de California. A mediados de esta década las toneladas desembarcadas para el tiburón angelito detuvieron su aumento, coincidiendo con el momento en que se detuvo la expedición de nuevos permisos para la pesca comercial de tiburón (restricción establecida en 1993 para embarcaciones menores y 1998 para embarcaciones mayores) (CONAPESCA-INP, 2004; Castillo-Géniz *et al.*, 2008). Por último, en 1997 Ensenada e Isla de Cedros comenzaron a exportar *S. californica* a California, EE. UU. (Leet *et al.*, 2001).

A principios de la década de 2000 se presentó una disminución del 53% de las toneladas desembarcadas de *S. californica* en la costa oeste de la península y un aumento del 90% en los años 2007-2008. En el golfo de California se reportó el mayor desembarque de *S. californica* en el año 2007 (1109.5 t) con un aumento de 160% de 2006 a 2007, mientras que de 2007 a 2008 se registró una disminución del 52% en los desembarques y en los últimos años no se presentaron grandes fluctuaciones en los desembarques. En los años 2010-2017 los desembarques del tiburón angelito en la costa oeste de la península presentaron una disminución de aproximadamente 50% al inicio de la década y un notable aumento de 260% de 2016 a 2017.

4.2 Incertidumbre

La reconstrucción de la serie de tiempo de la captura o desembarque para una pesquería o especie en particular es de vital importancia para un buen manejo ya que la falta de percepción del cambio en el

tiempo de un ecosistema puede presentar implicaciones más graves para el manejo y conservación (Thurstan *et al.*, 2015).

Es fundamental reconstruir la serie histórica de abundancia para prevenir lo que Pauly (1995) llama el “síndrome del cambio de la línea base” (*shifting baseline syndrome*). Esto ocurre cuando científicos pesqueros, al inicio de sus carreras, establecen como línea base la composición de cierta especie y utilizan esta estimación para realizar evaluaciones poblacionales. Después, la siguiente generación de científicos se basa en las estimaciones anteriores, formando así un punto de referencia cada vez menos apropiado para el manejo pesquero (Fortibuoni *et al.*, 2016). Por esto, una falta de conocimiento del estado anterior de un ecosistema y los cambios ocurridos en él representan implicaciones para el manejo y conservación (Thurstan *et al.*, 2015).

A pesar de que los datos obtenidos en la reconstrucción de desembarques para *S. californica* son en su mayoría obtenidos por extrapolaciones, estos presentan una oportunidad importante para poder comprender la tendencia o trayectoria de la pesquería, así como un gran potencial para realizar contribuciones de manejo y conservación del recurso, sobre todo cuando es el caso de pesquerías con pocos datos ya que permite el uso de fuentes alternativas de información (Zeller *et al.*, 2007; Thurstan *et al.*, 2016; Saldaña *et al.*, 2017).

Por otro lado, en la costa oeste de la península de BC el número de avisos de arribo y las toneladas desembarcadas para *S. californica* se encuentran correlacionadas de forma positiva ($R=0.55$, valor- $p=0.007$), lo que sugiere que a mayor número de avisos de arribo, mayor será el tonelaje desembarcado para la especie. Respecto a la población del golfo de California, no se observó la presencia de una correlación ($R= -0.14$, valor- $p=0.55$) entre dichas variables por lo que, según la prueba de Spearman, el número de avisos de arribo no está relacionado con los desembarques en este sitio. Por lo anterior, los desembarques pudieran estar influenciados por factores bióticos y abióticos en ambas regiones, así como también podría significar que los avisos de arribo no representan una buena medida del esfuerzo pesquero nominal en dichas regiones.

4.3 Evaluación poblacional bajo metodologías de pocos datos

King (2007) y Martell y Froese (2012) siguieron utilizar el límite inferior del MSY, obtenido en evaluaciones de pesquerías con pocos datos, como objetivo para la captura total permisible anual. El límite inferior del MSY obtenido por el método de Martell y Froese (2012) para la población de la costa oeste de la península de BC fue de 136 t/año. Este límite ha sido excedido desde principios de la década de los setenta hasta finales de la década de los noventa, así como también a inicios y finales de las décadas del dos mil y dos mil diez. A pesar de haber soportado más de 30 años de sobrepesca, siguiendo la lógica anterior, los desembarques de *S. californica* se mantuvieron por arriba del MSY quizá debido a que al inicio de la pesquería la población de esta especie poseía un tamaño poblacional mayor que le permitió soportar esos niveles de desembarque comparado con los desembarques de las últimas tres décadas, los cuales no sobrepasan el límite superior del MSY. En los últimos siete años los desembarques han disminuido posiblemente a causa de los niveles de explotación de las décadas anteriores aunado a la baja resiliencia del tiburón angelito. Los desembarques por encima del MSY y la disminución de los desembarques en los últimos años dan sentido al que esta pesquería se haya clasificado bajo la categoría de “Sobrepescada” en la metodología gráfica de Froese y Kesner-Reyes (2002).

El MSY estimado para la población del golfo de California fue de 312 t/año, con una captura total permisible de 248 t/año. Las toneladas desembarcadas por la pesquería de esta población se han mantenido por encima del MSY a lo largo de casi toda su historia, incluso del límite superior (393 t/año). Lo anterior podría estar relacionado con un mayor esfuerzo pesquero para esta localidad que para la de la costa oeste de la península de BC, sin embargo a pesar de que se observó un mayor número de avisos de arribo en el golfo de California que en la costa oeste de la península, el número de avisos de arribo no resultó ser una medida útil para hacer inferencias sobre esfuerzo pesquero nominal para esta localidad. El que esta pesquería haya soportado niveles de captura por encima del MSY, sugerido por la metodología de Martell y Froese (2012), pudiera estar indicando un tamaño poblacional mayor o que esta población tiene parámetros poblacionales diferentes a la población de la costa oeste de la península de BC, que se vería reflejado en la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r).

Una debilidad en la aplicación del modelo de Martell y Froese (2012) en este trabajo es que la variable r utilizada fue la misma para ambas poblaciones ya que sólo se ha realizado la estimación de este parámetro para *S. californica* en la costa oeste y no para la población del golfo de California. Resulta importante esclarecer si este parámetro es diferente entre las poblaciones ya que r es la representación del crecimiento somático, la mortalidad natural y reclutamiento, por lo que las diferencias en los

desembarques podrían ser reflejo, por una parte, de parámetros poblacionales distintos que pudieran dar como resultado un mayor MSY para la población del golfo de California que para la de la costa oeste de la península de BC (Pauly y Froese, 2014). Un ejemplo de esto es *Pseudobatus productus*, una especie de raya que presenta distintos parámetros del ciclo de vida entre la población de la costa oeste de BCS y la del golfo de California (Hoffmann, 2007; Márquez-Farías, 2007).

Martell y Froese (2012) señalan que los desembarques observados pueden ser producto de una población pequeña con una r alta o una población grande con una r pequeña. Sin embargo, los estudios que pudieran permitir hacer una comparación de los parámetros de *S. californica* entre la región de la costa oeste de la península de BC y el golfo de California son el de Romero-Caicedo *et al.* (2016) y el de Natanson y Cailliet (1986), en donde no se encontraron diferencias en las fecundidades entre ambas poblaciones. Se ha observado que en el golfo de California *S. californica* presenta una talla de madurez sexual menor a la población localizada en la costa de California, EE. UU., 75.6 cm TL y 90-100 cm TL, respectivamente (Cortes, 2002; Romero-Caicedo *et al.*, 2016). Lo anterior podría sugerir una edad de madurez sexual más temprana para la población del golfo de California que para la de la costa oeste de la península de BC.

La única variable que distinguió entre las dos poblaciones fue la serie de desembarques y K (la capacidad de carga de la población), derivada de los desembarques en cada localidad. K es considerada por los modelos como un valor estático para la población a lo largo de toda la serie de tiempo. No obstante, se ha observado que la capacidad de carga de una población está influenciada por procesos denso-dependientes como cambios en la abundancia de otras poblaciones relacionadas con la población de interés o por cambios ambientales, por lo que a falta de esta información los resultados obtenidos son una representación “instantánea” de la pesquería (Myers *et al.*, 2001; Oliver *et al.*, 2015).

Se ha observado que el método de Martell y Froese (2012) tiene el mejor desempeño entre las principales metodologías para evaluar poblaciones que únicamente cuentan con una serie de tiempo de capturas o desembarques (Rosenberg *et al.*, 2014; Anderson *et al.*, 2017). Los autores de este método realizaron una comparación entre 48 stocks evaluados bajo una metodología más robusta con los resultados de su modelo y encontraron que 42 de los 48 stocks comparados obtenían los mismos resultados.

Respecto al método gráfico de Froese y Kesner-Reyes (2002), se ha criticado que no considera las diferentes situaciones, por ejemplo de manejo y conservación, que podrían propiciar la recuperación de un stock o incluso la disminución de las capturas o desembarques por la implementación de este tipo de medidas (Branch, 2008). Fue por lo anterior que Kleisner y Pauly (2011) y Kleisner (2013) modificaron el

método de Froese y Kesner-Reyes (2002) añadiendo el término “post-máximo mínimo”. Con este nuevo término, la pesquería de *S. californica* en la costa oeste de la península de Baja California estaría clasificada como “En Recuperación” y la pesquería del golfo de California como “Sobreexplotada”.

Sin embargo, la clasificación de la pesquería de *S. californica* en la costa oeste de la península de Baja California por la metodología anterior no se considera correcta ya que ésta no cuenta con alguna medida de regulación que pueda situarla en un estado de recuperación. En México las únicas medidas de regulación dirigidas a los elasmobranchios son aplicadas a todo el grupo en conjunto, es decir, no existen medidas de regulación específicas para el tiburón angelito. Estas medidas son la NOM-029-PESCA-2006 establecida en el 2007, que tiene como propósito promover el aprovechamiento sustentable de los tiburones y rayas así como su conservación y protección (DOF, 2007), y la veda temporal establecida en 2012 para la captura de elasmobranchios en el Pacífico mexicano que abarca del periodo del 1 de mayo al 31 de julio (DOF, 2012).

Según los autores del súper ensamble y el análisis de residuales del modelo lineal, el modelo obtenido por el método “Random forest” fue el que tuvo un mejor desempeño. La proporción de B/B_{MSY} estimado para ambas regiones se encuentra dentro del intervalo de confianza, obtenido por el método de remuestreo, para el promedio de los últimos cinco años de las series de tiempo, por lo que este modelo presenta un buen resultado. De acuerdo a dicho modelo, la población de la costa oeste de la península de BC ha tenido niveles de biomasa por debajo del MSY desde mediados de la década de los noventa y en los primeros quince años de la serie de tiempo, lo que indica una biomasa poblacional menor a la biomasa que produciría el rendimiento máximo sostenible. Por otro lado, para la población del golfo de California el modelo “Random forest” obtuvo una biomasa por encima del MSY aparentemente estable en los últimos años de la serie de tiempo, lo que significa una población con una biomasa mayor a la del rendimiento máximo sostenible.

Aun cuando el modelo del súper ensamble aplicado a las poblaciones de *S. californica* fue desarrollado utilizando como a información “a priori” series de tiempo de capturas o desembarques y parámetros poblacionales de diferentes especies con explotación pesquera, se ha demostrado que esta metodología brinda resultados más precisos que los obtenidos por medio de un modelo único (Anderson *et al.*, 2017; Rosenberg *et al.*, 2017).

Por los resultados obtenidos de las metodologías empleadas en este estudio se concluye que los desembarques de la población de la costa oeste de la península de BC se encuentran dentro de los límites de confianza del MSY en los últimos años, incluso por debajo del límite inferior quizá por la disminución de la población por la sobreexplotación desde mediados de la década de los setenta hasta los noventa. La población del golfo de California podría presentar una disminución si los niveles de desembarques continúan por encima del MSY ya que actualmente se está sobrepescando a esta población.

Los modelos para evaluar a una pesquería con pocos datos asumen que la captura o desembarque es una representación de los cambios en la abundancia del stock explotado, pero ésta también puede estar en función de la mortalidad por pesca, fluctuaciones naturales en el reclutamiento de las poblaciones, esfuerzo pesquero, cambio en la tecnología empleada, presiones económicas en la historia de la pesquería, así como la distribución espacial de la especie (Hilborn, 2010; Hilborn y Stokes, 2010; Carruthers *et al.*, 2011). Sin embargo, la pesquería de *S. californica* no es una pesca dirigida y la especie en general ha sido poco estudiada, por lo que resulta difícil obtener datos que estén explicando la variabilidad de los desembarques.

Aun cuando se ha descrito muy poco sobre la biología de la familia Squatinidae, se ha observado en general que las pesquerías dirigidas a esta familia tienden a disminuir o inclusive colapsar cuando se están realizando sin ninguna normativa. Un ejemplo de esto es la pesca de dos especies diferentes de tiburón ángel que habitan la costa de Australia: *S. albipunctata* y *S. australis*. Raoult (2015) observó una disminución en las capturas de estas dos especies de hasta un 96% en el periodo de 1976-1996, así como una disminución estadísticamente significativa en la longitud total de hembras y machos entre 1976-1994, atribuidos a la sobrepesca (Berkeley *et al.*, 2004). Por otro lado, Graham *et al.* (2001) encontraron una disminución de 61 kg/hr para los años 1976-1977 a menos de 3 kg/hr para el año 1996 en los desembarques de *S. albipunctata* empleando redes de arrastre en la costa sureste de Australia. Otra especie de tiburón ángel que ha presentado una disminución en su población por efecto de la pesca sin regulación iniciando alrededor de 1990, es *S. guggenheim* clasificada como “En peligro” por la IUCN debido a una disminución del 85% de su población (Chiaramonte y Vooren, 2007). También se ha observado una reducción en la población de *S. oculata* en la costa Atlántico del África (Vacchi *et al.*, 2000, en Raoult, 2015). Respecto a *S. californica*, esta especie ha sido registrada como una de las especies de tiburones con mayor vulnerabilidad en el golfo de California y mayor susceptibilidad a la sobreexplotación por pesca por lo que es necesario establecer alguna medida de regulación hacia la pesquería de esta especie (Salomón-Aguilar, 2011; Saldaña, 2017).

Este trabajo representa una aproximación al estado de las poblaciones de *S. californica* en México y no sería prudente, así como tampoco viable, establecer una cuota de captura tal cual para el tiburón angelito bajo los resultados de los diferentes modelos dado que no es una pesca dirigida y se desconoce la variabilidad en su producción y distribución espacial (Maunder, 2002, Dowling *et al.*, 2018). De igual manera, los valores obtenidos en las metodologías empleadas en este trabajo no deben de considerarse como valores absolutos sino como indicadores dado la alta incertidumbre y propagación del error a lo largo del desarrollo del modelo (Dowling *et al.*, 2018). Sin embargo se deben considerar los resultados para fines precautorios y como una evaluación preliminar mientras, idealmente, se compila mayor información de la pesquería (Walsh *et al.*, 2018). Es necesario mejorar las estadísticas pesqueras de los elasmobranchios en México para poder realizar estimaciones con mayor precisión y poder aplicar metodologías más robustas para evaluar a otras poblaciones de importancia pesquera en México.

Capítulo 5. Conclusiones

Los desembarques totales de *S. californica* para toda la serie de tiempo son dos veces más grandes en el golfo de California que en la costa oeste de la península. El estado con mayor desembarque *S. californica* en México es Sonora.

En general la tendencia de los desembarques de *Squatina californica* presentan fluctuaciones muy marcadas con aumentos y disminuciones de hasta 160%. Los mayores incrementos en los desembarques para ambas poblaciones de *S. californica* se presentaron en la segunda mitad de la década de los setenta. El año con mayor desembarque en la costa oeste de la península de BC fue en 1993 y en el año 2007 para el golfo de California.

Los métodos utilizados en este trabajo indican que la población de *S. californica* en la costa oeste de la península de Baja California actualmente se encuentra bajo niveles de explotación mayores a los que puede soportar. Por otro lado, la población de *S. californica* que habita el golfo de California ha mantenido niveles de desembarque por encima del MSY y actualmente su población se encuentra muy cerca del MSY.

Es necesario aplicar otras metodologías de evaluación de poblaciones con pocos datos a la serie de tiempo de capturas de *S. californica* aquí reconstruida, así como impulsar estudios biológicos que permitan aplicar métodos demográficos complementarios.

Literatura citada

- Abitia, L. A., Rodríguez, J., Galván, F., de la Cruz, J., Chávez, H. 1994. Lista sistemática de la ictiofauna de bahía de la Paz, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*. 20 (2), 159-181.
- Adams, P. B. 1980. Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. *Fishery Bulletin*. 78(1), 1–12. doi: 10.1577/C08-018.1.
- Aguilar A., Reid C., Thorpe A. 2000. The political economy of marine fisheries development in Peru, Chile and Mexico. *J. Lat. Amer. Stud.* 32, 503-527.
- Alcalá, G. 2003. Políticas pesqueras en México, 1946-2000. Contradicciones y aciertos en la planificación de la pesca nacional. México: El Colegio de México: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada: El Colegio de Michoacán. pp. 106.
- Alonso-Castellán, C. 1999. Capturas comerciales de elasmobranchios en Baja California Sur, México (1990-1996). Tesis de licenciatura en Biología marina. Universidad Autónoma de Baja California Sur. pp. 85.
- Anderson, S. C., Afflerbach, J., Cooper, A. B., Dickey-Collas, M., Jensen, O. P., Kleisner, K. M., Longo, C., Osio, G. C., Ovando, D., Minto-Vera, C., Minto, C., Mosqueira, I., Rosenberg, A. A., Selig, E. R., Thorson, T. T., Walsh, J. C. 2016. datalimited: Stock Assessment Methods for Data-limited Fisheries. R package version 0.1.0. Recuperado en 2017, <https://github.com/datalimited/datalimited>.
- Anderson, S. C., Cooper, A. B., Jensen, O. P., Minto, C., Thorson, J. T., Walsh, J. C., Afflerbach, J., Dickey-Collas, M., Kleisner, K. M., Longo, C., Osio, G. C., Ovando, D., Mosqueira, I., Rosenberg, A. A. 2017. Improving estimates of population status and trend with superensemble models. *Fish and Fisheries*. 18(4), 732-741.
- Applegate, S.P., Soltelo-Macías, F., Espinosa-Arrubarrena, L., 1993. An overview of Mexican shark fisheries, with suggestions for shark conservation in Mexico. *In*: Branstetter, S. (Ed.), *Conservation biology of sharks*, NOAA Tech. Rep. NMFS. 115, pp. 31–37.
- Arreguín-Sánchez, F., Arcos-Huitrón, E. 2007. Fisheries catch statistics for Mexico. p. 81-103 *In*: Zeller, D. and Pauly, D. (eds.) *Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005)*. Fisheries Centre Research Reports 15(2). Fisheries Centre, University of British Columbia [ISSN 1198-6727].
- Arreguín-Sánchez, F., Arcos-Huitrón, E. 2011. La pesca en México: estado de la explotación y uso de los ecosistemas. *Hidrobiológica*. 21(3), 431–462.
- Berkeley, S. A, Hixon, M. A, Larson, R. J., Love, M. 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.
- Bizzarro, J. J., Smith, W. D., Hueter, R. E., Villavicencio-Garayzar, C. J. 2009a. Activities and catch composition of artisanal elasmobranch fishing sites on the Eastern coast of Baja California Sur, Mexico. *Bulletin. Southern California Academy of Sciences*. 108(3), 137–151. doi: 10.3160/0038-3872-108.3.137.

- Bizzarro, J. J., Smith, W. D., Castillo-Géniz, J. L., Ocampo-Torres, A., Márquez-Farías, J., F., Hueter, R., E. 2009b. The seasonal importance of small coastal sharks and rays in the artisanal elasmobranch fishery of Sinaloa, Mexico. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. 4(4), 513-531.
- Bizzarro, J., J., Smith, W., D., Márquez-Farías, J. F., Tyminski, J., Hueter, R. E. 2009c. Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fisheries Research*. 97, 103-117.
- Bolster, W. J., 2006. Opportunities in marine environmental history. *Environ. Hist.* 11, 1-31
- Branch, T. 2008. Not all fisheries will be collapsed in 2048. *Marine Policy*. 32(1), 38-39.
- Branch, T. A., Jensen, O. P., Ricard, D., Ye, Y., Hilborn, R. 2011. Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. *Conservation Biology*. 25(4), 777–786. doi: 10.1111/j.1523-1739.2011.01687.x.
- Breiman, L. 2001. Random Forests. *Machine Learning*. 45, 5-32.
- Cailliet, G. M., Chabot, C. L., Nehmens, M. C., Carlisle, A. B. 2016. *Squatina californica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T39328A80671059.
- Cailliet, G. M., Mollet, H. F., Pittenger, G. C., Bedford, D., Natanson, I. J. 1992. Growth and demography of the Pacific angel shark (*Squatina californica*), based upon tag returns off California. *Aust. J. Marine Freshwater Research*. 43, 1313-1330.
- Camhi, M., Fowler, S.L., Musick, J.A., Bräutigam, A., Fordham, S.V. 1998. *Sharks and their Relatives – Ecology and Conservation*. IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. iv + pp. 39.
- Camhi, M. D., Lauck, E., Pikitch, E. K., Babcock, E. A. 2008. A global overview of commercial fisheries for open oceans sharks. En: M. Camhi and E.K. Pikitch (Eds.). *Sharks of the Open Ocean*. Oxford. Blackwell.
- Carruthers, T. R., Walters, C. J., McAllister, M. K. 2011. Evaluating methods that classify fisheries stock status using only fisheries catch data. *Fisheries Research*. 119-120, 66-79.
- Cartamil, D., Santana-Morales, O., Escobedo-Olvera, M., Kacev, D., Castillo-Geniz, L., Graham, J. B., Rubin, R. D., Sosa-Nishizaki, O. 2011. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California, Mexico. *Fisheries Research*. 108, 393–403. doi: 10.1016/j.fishres.2011.01.020.
- Casas-Valdez, M., Ponce-Días, G., Hernández-Llamas, A., Ojeda-Ruíz de la Peña, A., Galván-Magaña, F., Guzmán-Vizcarra, E., Hernández-Vázquez, S., Vélez-Barajas, A., Sui-Qui, A. 1996. Recursos pesqueros y acuícolas de Baja California Sur: estado actual y perspectivas de aprovechamiento y desarrollo. En: Casas-Valdéz, M., Ponce-Díaz, G. (eds.). *Estudio del potencial pesquero y acuícola de Baja California Sur*. Vol. I. La Paz. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Gobierno del estado de Baja California Sur, Organización de Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Universidad Autónoma de Baja California Sur, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Nacional de la Pesca y Centro Tecnológico del Mar. pp. 1-14.
- Castillo-Géniz, L., Soriano Vélasquez, S., Villaseñor Talavera, R. 2008. Pesquerías mexicanas de tiburón en el Océano Pacífico. En: Machii, T. y Flores, J. *Pesquerías Latinoamericanas*, pp. 211-241.

- Chiaromonte, G., Vooren, C.M., 2007. *Squatina guggenheim*. The IUCN Red List of Threatened Species 2007: e.T39330A10202558.
- Cisneros-Montemayor, A. M., Cisneros-Mata, M. A., Harper, S., Pauly, D. 2013. Extent and implications IUU catch in Mexico's marine fisheries. *Marine Policy*. 39, 283-288.
- Cisneros-Montemayor, A. M., Cisneros-Mata, M. A., Harper, S., Pauly, D. 2015. Unreported marine fisheries catch in Mexico, 1950-2010. Working Paper Series. Working Paper #2015-22. Fisheries Centre. The University of British Columbia. pp. 9.
- Compagno, L. J. V. 1984. FAO Species Catalogue. Vol. 4. Sharks of the World: An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2. Carcharhiniformes. FAO Fisheries Synopsis No. 125. Rome. FAO. pp. 251-655.
- Compagno, L. J. V., Cook, S. F. 1995. The exploitation and conservation of freshwater elasmobranchs: status of taxa and prospects for the future. *In The Biology of Freshwater Elasmobranchs. A Symposium to Honor Thomas B. Thorson*, pp. 62-90. Ed. by M. I. Oetinger, and G. D. Zorzi. *Journal of Aquaculture and Aquatic Sciences*, pp. 7. 162.
- CONAPESCA-INP, 2004. Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca e Instituto Nacional de la Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Mazatlán, México. pp. 80.
- CONAPESCA (Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca). 2018. Avisos de arribo a nivel nacional correspondiente al periodo 2000-2017. Recuperado el 17 de julio de 2018, solicitud INAI/0819700019118.
- Cortés E. 2000. Life history patterns and correlations in sharks. *Reviews in Fisheries Science*. 8,299-344.
- Cortés, E. 2002. Incorporating uncertainty into demographic modeling: Application to shark populations and their conservation. *Conservation Biology*. 16(4), 1048-1062.
- Cortés, E. 2016. Perspectives on the intrinsic rate of population growth. *Methods in Ecology and Evolution*. 7(10), 1136-1145. doi: 10.1111/2041-210X.12592.
- Cortés-Ortiz, R. A., Ponce-Díaz, G., Ángeles-Villa, M. 2006. El sector pesquero en Baja California Sur: un enfoque de insumo-producto. *Región y sociedad*. 18 (35), 107-129.
- Costello, C., Ovando, D., Hilborn, R., Gaines, S. D., Deschenes, O., Lester, S. E. 2012. Reports Status and Solutions for the World's Unassessed Fisheries. *Science*. 1-4. doi: 10.1126/science.1223389.
- Cota-Nieto, J. J., Erisman, B., Aburto-Oropeza, O., Moreno-Báez, M., Hinojosa-Arango, G., Johnson, A. F. 2018. Participatory management in a small-scale coastal fishery, Punta Abreojos, Pacific coast of Baja California Sur, Mexico. *Regional Studies in Marine Science*. Elsevier B.V., 18(1), 68-79. doi: 10.1016/j.rsma.2017.12.014.
- Cudney, B. R., Turk B., P. J. 1998. Alto golfo de California y sus Propuestas de Manejo. Centro Intercultural de Estudios Desiertos y Océanos CEDO, A. C. Puerto Peñasco, Sonora. pp. 164.
- Cullis-Suzuki, S., Pauly, D. 2010. Failing the high seas: A global evaluation of regional fisheries management organizations. *Marine Policy*. 34(5), 1036-1042.

- Danemann, G., De la Cruz-Agüero, J. 1993. Ictiofauna de la laguna San Ignacio, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*. 19 (3), 333-341.
- Departamento de Pesca. 1977-1980. Anuario estadístico Pesquero. México.
- Dick, E. J., MacCall, A. D. 2011. Depletion-Based Stock Reduction Analysis: A catch-based method for determining sustainable yields for data-poor fish stocks. *Fisheries Research*. Elsevier B.V., 110(2), 331–341. doi: 10.1016/j.fishres.2011.05.007.
- DOF. 2007. NOM-029-PESC-2006. Pesca responsable de Tiburones y Rayas. Especificaciones para su aprovechamiento.
- DOF. 2012. Actualización de la Carta Nacional Pesquera.
- Dowling, N. A., Smith, A. D., Smith, D. C., Parma, A. M., Dichmont, C. M., Saisbury, K., Wilson, J. R., Dougherty, D. T., Cope, J. M. 2018. Generic solutions for data-limited fishery assessments are not so simple. *Fish and Fisheries*. 1-15.
- Driggers, W. B., Pollack, A. G. 2018. Distribution of angel sharks (Squatinae) in United States waters of the western North Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin*. 116, 3-4.
- Dulvy, N. K., Forrest, R. E. 2010. Life histories, population dynamics, and extinction risks in chondrichthyan. En: J. C. Carrier, J. A. Musick, and M. R. Heithaus (Eds.), *Biology of Sharks and Their Relatives II*. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 713.
- Dulvy, N. K., Sadovy, Y., Reynolds, J. D. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*. 4, 25–64.
- Dulvy, N. K., Fowler, S. L., Musick, J. A., Cavanagh, R. D., Kyne, P. M., Harrison, L. R., Carlson, J. K., Davidson, L. N. k, Fordham, S. V., Francis, M. P., Pollock, C. M., Simpfendorfer, C. A., Burgess, G. H., Carpenter, K. E., Compagno, L. J., Ebert, D. A., Gibson, C., Heupel, M. R., Livingstone, S. R., Sanciangco, J. C., Stevens, J. D., Valenti, S., White, W. T. 2014. Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *eLife*. 3, p. e00590. doi: 10.7554/eLife.00590.
- Erismán, B. E., Paredes, G. A., Plomozo-Lugo, T., Cota-Nieto, J. J., Hastings, P. A., Aburto-Oropeza, O. 2011. Spatial structure of commercial marine fisheries in North West Mexico. *ICES Journal of Marine Science*. 68 (3), 564–571.
- Escobar-Sánchez, O., Abitia-Cárdenas, L. A., Galván-Magaña, F. 2006. Food habits of the Pacific angel shark *Squatina californica* in the southern Gulf of California, Mexico. 30 (10), 91–97.
- Espinoza-Tenorio, A., Espejel, I., Wolff, M., Zepeda-Domínguez, J. A. 2011. Contextual factors influencing sustainable fisheries in Mexico. *Marine Policy*. 35, 343-350.
- FAO. 2001. FAO Fisheries glossary. Recuperado en 2018 de: <http://www.fao.org/fi/glossary/default.asp>.
- FAO. 2011. Review of the state of world marine fishery resources. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 569. Rome. pp. 334.
- Fortibuoni, T., Borme, D., Franceschini, G., Giovanardi, O., Raicevich, S. 2016. Common, rare or extirpated? Shifting baselines for common angelshark, *Squatina squatina* (Elasmobranchii: Squatinidae), in

- the Northern Adriatic Sea (Mediterranean Sea). *Hydrobiologia*, 772(1), 247–259. doi: 10.1007/s10750-016-2671-4.
- Francisco. L., Ramírez, J., Espinoza, S., Rangel R., Geraldo R. 2010. Captura ribereña de tiburones y mantarrayas en Cabo San Lázaro, Baja California Sur. 106-108. En: (Eds.) Díaz-Sánchez, W. A., Aguilar, C. G. y Mendoza-Vargas O. U. IV Simposium Nacional de Tiburones y Rayas. Conjunto Amoxcalli. Octubre, 2010.
- Froese, R., Kesner-Reyes, K. 2002. Impact of fishing on the abundance of marine species. *Journal of Marine Science*. 12, 1–12.
- González-Barba, G., Galván-Magaña, F., Ramírez-Amaro, S., Rochín-Alamillo, A., B. Graham, J., Sosa-Nishizaki, O. y Cartamil D. 2010. Composición de elasmobranquios en la costa occidental de Baja California Sur. 12-14. En: (Eds.) Díaz-Sánchez, W. A., Aguilar, C. G. y Mendoza-Vargas O. U. IV Simposium Nacional de Tiburones y Rayas. Conjunto Amoxcalli. Octubre, 2010.
- Graham, K. J., Andrew, N. L., Hodgson K. E. 2001. Changes in relative abundance of sharks and rays on Australian South East Fishery trawl after twenty years of fishing. *Marine Freshwater Research*. 52(4) 549-561.
- Gutiérrez, T. 1965. Atlas pesquero nacional. Dirección General de Pesca e Industrias Conexas.
- Harper, S., Guzmán, H. M., Zyllich, K., Zeller, D. 2014. Reconstructing Panama's Total Fisheries Catches from 1950 to 2010: Highlighting Data Deficiencies and Management Needs. *Marine Fisheries Review*. 76, 51–65. doi: 10.7755/MFR.76.1-2.3.
- Hernández, A., Kempton W. 2003. Changes in fisheries management in Mexico: Effects of increasing scientific input and public participation. Elsevier. *Ocean and Coastal Management*. 46, 507-526.
- Hernández-Carvallo, A., 1971. Pesquerías de los tiburones en México. Unpublished undergraduate thesis. Instituto Politécnico Nacional. pp. 102.
- Hickey, B. M. and T. C. Royer 2001. California and Alaska Currents. In *Encyclopedia of Ocean Sciences*, ed. J. H. Steele, S. A. Thorpe and K. K. Turekian, vol. 1. London: Academic Press, pp. 368–379.
- [177]Hilborn, R. 2010. Pretty Good Yield and exploited fishes. *Marine Policy*. 34(1), 193-196.
- Hilborn, R., Stokes, K. 2010. Defining Overfished Stocks: Have We Lost the Plot? *Fisheries*. 35(3), 113-120. DOI: 10.1577/1548-8446-35.3.113
- Hoffmann, H. C. 2007. Biología del pez guitarra *Rhinobatos productus* (Ayres, 1856), en Baja California Sur, México. Tesis para obtener el grado de doctor en ciencias marinas. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. pp. 194.
- Holts, D. B. 1988. Review of U. S. West Coast Commercial Shark Fisheries. U.S. Natl. Mar. Fish. Serv. Mar. Fish. Rev., 50(1), 1–8.
- Holts, D. B., Julian, A., Sosa-Nishizaki, O., Bartoo, N. W. 1998. Pelagic shark fisheries along the west coast of the United States and Baja California, Mexico. *Fisheries Research*, 39, 115–125.
- IUCN. 2012. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. pp. 34.

- Julian, F., Beeson, M., 1998. Estimates of marine mammal, turtle, and seabird mortality for two California gillnet fisheries: 1990–1995. *Fish. Bull.* 96, 271– 284.
- King, M. 2007. *Fisheries biology, assessment and management*. 2nd ed. Blackwell publishing. pp. 382.
- Kleisner, K., Pauly, D., 2011. Stock-status plots of fisheries for Regional Seas. In: Christensen, V., Lai, S., Palomares, M.L.D., Zeller, D., Pauly, D. (eds.), *The State of Biodiversity and Fisheries in Regional Seas*, pp. 37-40. Fisheries Centre Research Reports 19(3). Fisheries Centre, University of British Columbia [ISSN 1198-6727].
- Kleisner, K., Pauly, D. 2015. Stock-Status Plots (SSPs). *Sea Around Us*. (6) 1–6. (searoundus.org)
- Kleisner K., Zeller, D., Froese, R., Pauly, D. 2013. Using global catch data for inferences on the world's marine fisheries. *Fish and Fisheries* 14(3), 293-311.
- Leet, W. S., Dewees, C. M., Klingbeil, R., Larson, E. 2001. *California's Living Marine Resources: A Status Report*. California Department Fish and Game. University of California. Agriculture and Natural Resources. pp. 594.
- Lluch-Belda, D., Lluch-Cota D. B., Lluch-Cota, S., E. 2005. Changes in marine faunal distributions and ENSO events in the California Current. *Fish. Oceanogr.* 14(6), 458-467.
- Love, M. S., C. W. Mecklenburg, T. A. Mecklenburg, L. K. Thorsteinson. 2005. Resource inventory of marine and estuarine fishes of the west coast and Alaska: A checklist of north Pacific and Arctic Ocean species from Baja California to the Alaska-Yukon Border. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, Washington. Pp. 276.
- Marín, V. A. 1964. Aspectos interesantes para la pesca del tiburón en México. Instituto Nacional de Investigaciones Biológicas Pesqueras. Trabajo de divulgación. No. 88. Vol. IV. pp. 20.
- Márquez-Farías, J. F. 2001. Tiburones del Golfo de California. En: Cisneros Mata, M. A. y A. J. Díaz de León (eds.), *Sustentabilidad y Pesca responsable en México, 1999- 2000*. Instituto Nacional de la Pesca-SAGARPA.
- Marquez-Farias, J. F. 2002. *Análisis de la Pesquería de Tiburón de México*. Tesis de Maestría en Ciencias Pecuarias. Universidad de Colima. pp. 96.
- Marquez-Farias, J. F. 2007. Demografía del pez guitarra, *Rhinobatos productus* (Ayres, 1854), del Golfo de California. Tesis para obtener el grado de doctor en Ciencias. Centro de Investigaciones Biológicas Del Noroeste. pp. 147.
- Martell, S., Froese, R. 2012. A simple method for estimating MSY from catch and resilience. *Fish and Fisheries*. 14(4), 504–514. doi: 10.1111/j.1467-2979.2012.00485.x.
- Mastrandrea, M. D., Field, C. B., Stocker, T. F., Edenhofer, O., Ebi, K. L., Frame, D. J., Held, H., Kriegler, E., Mach, K. J., Matschoss, P. R., Plattner, G. K., Yohe, G. W., Zwiers, F. W. 2010. Guidance Note for Lead Authors of the IPCC Fifth Assessment Report on Consistent Treatment of Uncertainties. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Available at <http://www.ipcc.ch>
- Maunder M. N. 2002. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of maximum sustainable yield. *Fish and Fisheries*. 3, 251–260.

- Meyers, E. K. M., Tuya, F., Barker, J., Jiménez-Alvarado, D., Castro-Hernández, J. J., Haroun, R., Rödder, D. 2017. Population structure, distribution and habitat use of the Critically Endangered Angelshark, *Squatina squatina*, in the Canary Islands. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 1–12. doi: 10.1002/aqc.2769.
- Myers, R. A., MacKenzie, B. R., Bowen, K. G., Barrowman, N. J. 2001. What is the carrying capacity for fish in the ocean? A meta-analysis of population dynamics of North Atlantic cod. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 58(7), 1464-1476.
- Natanson, L. J. 1984. Aspects of the age, growth and reproduction of the Pacific angel shark, *Squatina californica*, off Santa Barbara, California. San Jose State University. pp. 71.
- Natanson, L. J., Cailliet, G. M. 1986. Reproduction and development of the Pacific angel shark, *Squatina californica*, off Santa Barbara, California. *Copeia*. 1986(4), 987–994.
- Nipajará. Diagnóstico ambiental de BCS. 1988 Sociedad de Historia Natural Nipajará, A.C, Universidad Autónoma de Baja California Sur y Fundación Mexicana para la Educación Ambiental, A.C.
- OECD. 2006. Agricultural and fisheries policies in Mexico: Recent achievements, continuing the reform agenda. OECD Publishing. pp. 338.
- Oliver, S., Braccini, M., Newman, S., J., Harvey, E. S. 2015. Global patterns in the bycatch of sharks and rays. *Marine Policy*. 54, 86-97.
- Pauly, D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Elsevier*. 10 (10), 430.
- Pauly, D., 1998. Rationale for reconstructing catch time series. *EC Fish. Coop. Bull.* 11, 4–10.
- Pauly, D., Froese, R. 2014. Fisheries Management. In: eLS. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester. DOI: 10.1002/9780470015902.a0003252.pub3
- Pauly, D., Zeller, D. 2019. The Making of a Global Marine Fisheries Catch Database for Policy Development. En: Charles Sheppard (ed.). *World Seas: An Environmental Evaluation. Volume II. Ecological Issues and Environmental Impacts*. Academic Press. pp. 650.
- Pittenger G. 1984. Movements, distributions, feeding, and growth of the Pacific angel sharks, *Squatina californica*, off Santa Barbara, California. *Copeia*. 4, 987–994.
- Polidoro, B. A., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E., Hutchinson, B., Mast, R. B., Pilcher, N. J., Sadovy de Mitcheson Y., Valenti, S. V. 2008. Status of the world's marine species. En: Vié J-C, Hilton-Taylor C, Stuart SN, editors. *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species*. Gland, Switzerland: International Union for Conservation of Nature. pp. 55–65.
- Pratt, H. L. Jr., Casey, J. G. 1990. Shark reproductive strategies as a limiting factor in directed fisheries, with a review of Holden's method of estimating growth parameters. En: *Elasmobranchs as living resources: Advances in the biology, ecology, systematics, and the status of the fisheries*. Pratt, H. L. Jr., Gruber, S. H. and Taniuchi T. (eds). U. S. Dept. of commerce, NOAA Technical Reports NMFS. 90, 97-107.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado en 2018 de: <http://www.R-project.org/>.

- Ramírez-Amaro, S. R. 2011. Caracterización de la pesquería artesanal de elasmobranchios en la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN. La Paz, Baja California Sur, México. pp. 97.
- Ramírez-Amaro S. R., Cartamil D., Galván-Magaña F., González-Barba G., Graham J. B., Carrera-Fernández M., Escobar-Sánchez, O., Sosa-Nishizaki O., Rochín-Alamillo A. 2013. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California Sur, México, management implications. *Sci. Mar.* 77(3), 473–487.
- Ramírez-Amaro, S., Ramírez-Macías, D., Vázquez-Juárez, R., Flores-Ramírez, S., Galván-Magaña, F., Gutiérrez-Rivera, J. N. 2017. Population structure of the Pacific angel shark (*Squatina californica*) along the northwestern coast of Mexico based on the mitochondrial DNA control region. *Ciencias Marinas.* 43 (1), 69-80.
- Ramírez-Trejo, A. 2014. Estado actual de la pesquería de tiburones y análisis de la relación captura por unidad de esfuerzo-temperatura superficial del mar en Baja California Sur, México. Tesis de licenciatura en Biología. Universidad de Guadalajara. pp. 139.
- Ramírez-Valdez, A., Domínguez-Guerrero, I., Palacios-Salgado, D. S., Cota-Nieto, J. J., Correa-Sandoval, F., Reyes-Bonilla, H., Hinojosa-Arango, G., Vázquez-Vera, W. L., Aburto-Oropeza, O. 2015. The nearshore fishes of the archipelago of Isla de Cedros and their biogeographic affinities, north-eastern Pacific. *CalCOFI Rep.*, Vol. 56, 2015
- Raoult, V. 2015. The Biology of Angel sharks and Sawsharks in South-Eastern Australia. Tesis de doctorado en Ciencias. Macquarie University. pp. 225.
- Raoult, V., Peddemors, V., Williamson, J. E. 2017. Biology of angel sharks (*Squatina* sp.) and sawsharks (*Pristiophorus* sp.) caught in south-eastern Australian trawl fisheries and the New South Wales shark-meshing (bather-protection) program. *Marine and Freshwater Research.* 68(2), 207–212. doi: 10.1071/MF15369.
- Roberts, C. M., McClean, C. J., Veron J. E. N., Hawkins J. P., Allen, G. R., McAllister, D. E., Mittermeier, C. G., Schueler, F. W., Spalding, M., Wells, F., Vynne, C., Werner, T. B. 2002. Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science.* 295, 1280-1284.
- Rodríguez-Romero, J., López-Martínez, J., Herrera-Valdivia, E., Hernández-Vázquez, S., Acevedo-Cervantes, A. 2012. Elenco taxonómico de los peces acompañantes de la captura de camarón en la porción oriental del Golfo de California. In: López-Martínez, J., Morales-Bojórquez, E. (Eds.). *Efectos de la Pesca de Arrastre en el Golfo de California.* Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste & Fundación Produce Sonora, Guaymas. pp. 71-91.
- Romero-Caicedo, A. F., Galván-Magaña, F., Hernández-Herrera, A., Carrera-Fernández, M. 2016. Reproductive parameters of the Pacific angel shark *Squatina californica* (Selachii: Squatinidae). *Journal of Fish Biology.* 88(4), 1430–1440. doi: 10.1111/jfb.12920.
- Rosenberg, A. A., Fogarty, M. J., Cooper, A. B., Dickey-Collas, M., Fulton, E. A., Gutiérrez, N. L., Hyde, K. J. W., Kleisner, K. M., Kristiansen, T., Longo, C., Minto-Vera, C., Minto, C., Mosqueira, I., Chato Osio, G., Ovando, D., Selig, E. R., Thorson, J. T., Ye, Y. 2014. Developing new approaches to global stock status assessment and fishery production potential of the seas. *FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1086.* Rome, FAO. pp. 175.

- Rosenberg, A. A., Kleisner, K. M., Afflerbach, J., Anderson, S. C., Dickey-Collas, M., Cooper, A. B., Fogarty, M. J., Fulton, E. A., Gutiérrez, N. L., Hyde, K. J. W., Jardim, E., Jensen, O. P., Kristiansen, T., Longo, C., Minte-Vera, C. V., Minto, C., Mosqueira, I., Osio, G. C., Ovando, D., Selig, E. R., Thorson, J. T., Walsh, J. C., Ye, Y. 2017. Applying a New Ensemble Approach to Estimating Stock Status of Marine Fisheries Around the World. *Conservation Letters*. 0(00), 1–9. doi: 10.1111/conl.12363.
- Saldaña-Ruíz, L. E. 2017. The artisanal shark fishery in the Gulf of California: Historical catch reconstruction and vulnerability of shark species to the fishery. Tesis de Doctorado. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. pp. 73.
- Saldaña-Ruiz, L. E., Sosa-Nishizaki, O., Cartamil, D. 2017. Historical reconstruction of Gulf of California shark fishery landings and species composition, 1939–2014, in a data-poor fishery context. *Fisheries Research*. Elsevier. 195, 116–129. doi: 10.1016/j.fishres.2017.07.011.
- Salomón-Aguilar, C. A. 2011. Propuesta de Ordenamiento de la Pesquería de Tiburón en el Pacífico Mexicano. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de Baja California Sur. pp. 191.
- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. *Bull. Inter-Amer. Trop. Tunna Comm.* 1,27–56.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2000–2016. Anuario estadístico de acuicultura y pesca 2003–2016. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca, México.
- Secretaría de Industria y Comercio. 1960-1976. Estadísticas básicas de la actividad pesquera nacional. México.
- Secretaria del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). 1993–1999. Anuario estadístico de pesca. México.
- Secretaría de Pesca. 1981-1992. Anuario estadístico de Pesca 1981-1992.
- Smith, W. D., Bizzarro, J. J., Cailliet, G. M. 2009. La pesca artesanal de elasmobranquios en la Costa Oriental de Baja California, México: características y consideraciones de manejo. *Ciencias Marinas*, 35(2), 209–236.
- Sosa-Nishizaki, O., Márquez-Farías, J., F., Villavicencio-Garayzar, C., J. 2008. Case Study: Pelagic Shark Fisheries along the West Coast of Mexico. In: (Eds.) Camhi, M., D., Pikitch, E., K. and Babcock, E., A. *Sharks of the open ocean: biology, fisheries and conservation*. pp. 502.
- Thorson, J. T., Branch, T. A., Jensen, O. P., Quinn, T. 2012. Using model-based inference to evaluate global fisheries status from landings, location, and life history data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 69(4), 645–655. doi: 10.1139/f2012-016.
- Thorson, J. T., Minto, C., Minte-vera, C. V., Kleisner, K. M., Longo, C. 2013. A new role for effort dynamics in the theory of harvested populations and data-poor stock assessment. 70, 1829–1844.
- Thurstan, R. H., Campbell, A. B., Pandolfi, J. M. 2016. Nineteenth century narratives reveal historic catch rates for Australian snapper (*Pagrus auratus*). *Fish and Fisheries*, 17(1), 210–225. doi: 10.1111/faf.12103.

- Thurstan, R. H., McClenachan, L., Crowder, L. B., Drew, J. A., Kittinger, J. N., Levin, P. S., Roberts, C. M., Pandolfi, J. M. 2015. Filling historical data gaps to foster solutions in marine conservation. *Ocean and Coastal Management*. 115, 31–40. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2015.04.019.
- Trejo-Ramírez, A. 2014. Estado actual de la pesquería de tiburones y análisis de la relación captura por unidad de esfuerzo-temperatura superficial del mar en Baja California Sur, México. Tesis de Licenciatura. Universidad de Guadalajara. pp. 139.
- Vacchi, M., Biagi, V., Pajetta, R., Fiordiponti, R., Serena, F., Notarbartolo di Sciar, G. 2000. Elasmobranch catches by tuna trap of Baratti (northern Tyrrhenian Sea) from 1898 to 1922. *Meet. Eur. Elasmobranch Assoc. Proc.* 4, 177–183.
- Vasconcellos, M., Cochrane, K. 2005. Overview of world status of data-limited fisheries: inferences from landing statistics. In: *Fisheries Assessment and Management in Data-limited Situations*. (eds G.H. Kruse, V.F. Gallucci, D.E. Hay, R.I. Perry, R.M. Peterman, T.C. Shirley, P.D. Spencer, B. Wilson and D. Woodby). Alaska Sea Grant Programme, Fairbanks, AK, USA, pp. 1–20.
- Villavicencio-Garayzar, C. 1996. Aspectos Poblacionales del Angelito, *Squatina californica* Ayres, en Baja California, México. *Ciencias Marinas*. UABCS. 7(1-2), 15- 21.
- Walsh, J. C., Minto, C., Jardim, E., Anderson, S. C., Jensen, O. P., Afflerbach, J., Dickey-Collas, M., Kleisner, K. M., Longo, C., Osio, G. C., Selig, E. R., Thorson, J. T., Rudd, M. B., Papacostas, K. J., Kittinger, J. N., Rosenberg, A. A., Cooper, A. B. 2018. Trade-offs for data-limited fisheries when using harvest strategies based on catch-only models. *Fish and Fisheries*. 1130-1146.
- Walters, C. J. and Martell, S. J. 2004. *Fisheries Ecology and Management*. Princeton University Press. pp. 399.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York.
- Zayas J. 1998. Biología reproductiva del tiburón ángel *Squatina californica* (Ayres, 1859) (Pises: Squatinidae) en el Golfo de California. Tesis de Licenciatura. UABCS. pp. 49.
- Zeller, D., Booth, S., Davis, G., Pauly, D. 2007. Re-estimation of small-scale fishery catches for U.S. flag-associated island areas in the western Pacific: the last 50 years. *Fishery Bulletin*. 105, 266–277.
- Zeller, D., Harper, S., Zylich, K., Pauly, D. 2015. Synthesis of underreported small-scale fisheries catch in Pacific island waters. *Coral Reefs*. 34(1), 25–39. doi: 10.1007/s00338-014-1219-1.
- Zeller, D., Pauly, D. 2016. Reconstructing marine fisheries catch data. 2-14. En: *Catch Reconstructions: concepts, methods, and data sources*. pp. 45. Sea Around Us. (searoundus.org)
- Zhou, S., Sharma, R. 2013. Stock assessment of two neritic tuna species in Indian Ocean, kawakawa and longtail tuna using catch-based stock reduction methods. Third Working Party on Neritic Tunas, Bali, Indonesia, 2-5 July 2013.