



El Colegio de la Frontera Sur

Efecto interanual de la pesca artesanal en el stock y áreas de  
pesca del cazón *Rhizoprionodon terraenovae* en el Banco de  
Campeche

Tesis  
presentada como requisito parcial para optar el grado de Maestro en Ciencias en  
Recursos Naturales y Desarrollo Rural

Por

Esteban Bada Sánchez

2018



# El Colegio de la Frontera Sur

Viernes, 29 de junio de 2018.

Las personas abajo firmantes, miembros del jurado examinador de:

Esteban Bada Sánchez

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada

Efecto interanual de la pesca artesanal en el stock y áreas de pesca del cazón  
*Rhizoprionodon terraenovae* en el Banco de Campeche

para obtener el grado de **Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural**

	Nombre	Firma
Director	Dr. Juan Carlos Pérez Jiménez	_____
Asesor	M. en C. Iván Méndez Loeza	_____
Asesor	Dr. Felipe Eloy Sosa Cordero	_____
Sinodal adicional	Dr. Yassir Edén Torres Rojas	_____
Sinodal adicional	Dr. José Leonardo Castillo Géniz	_____
Sinodal suplente	Dr. Manuel Mendoza Carranza	_____

## Índice

Resumen .....	v
1. Introducción .....	1
2. Preguntas de investigación .....	8
3. Hipótesis .....	8
4. Objetivo general .....	8
5. Objetivos particulares .....	8
6. Material y métodos .....	10
6.1. Área de estudio .....	10
6.2. Descripción de la especie .....	12
6.3. Metodología .....	13
6.3.1. Fuente de datos: datos dependientes de la pesca.....	13
6.3.2. Fuente de datos: Anuario Estadístico de Pesca (1980-2014).....	21
6.3.3. Fuente de datos: conocimiento ecológico local (CEL). .....	23
7. Resultados .....	25
7.1. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE).....	25
7.2. Proporción de sexos e indicadores de sobrepesca a partir de las tallas (Froese 2004). .....	28
7.3. Proporción del potencial reproductivo (SPR).....	29
7.4. y 7.5. Tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ) y tasa de explotación ( $U$ ). .....	31
7.6. Cambios históricos en las áreas de pesca. ....	32
7.7. Cambios históricos en la abundancia relativa.....	34
8. Discusión .....	36
8.1. Indicadores que determinaron población estable.....	38
8.2. Indicadores que determinaron sobre-explotación .....	41
8.3. Estado del stock de <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> en el Banco de Campeche. ....	42
9. Conclusión .....	45
10. Referencias .....	48
11.1. Entrevista semi-estructurada .....	55
12. Anexo II.....	57

Figura 1. Características batimétricas y extensión del Banco de Campeche. ....	10
Figura 2. A) Imagen dorso-ventral, B) dentición (Bigelow & Schroeder 1948) e C) imagen ventral de la cabeza de <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> . ....	12
Figura 3. Embarcación modificada para la pesca de cazón de la flota perteneciente al puerto de San Román. ....	14
Figura 4. Serie de tiempo 1980-2014 de la captura anual de Elasmobranquios, según estadísticas oficiales (línea continua) y la captura anual estimada de <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> (línea punteada) de los estados de Tabasco, Campeche y Yucatán (SAGARPA 1980-2014). ....	22
Figura 5. Captura por unidad de esfuerzo de <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> , en número de individuos por día de pesca, para los años 2013 a 2017 y CPUE anual de la temporada de pesca dirigida de todos los años. Línea continua mediana, recuadro gris cuartiles ( $Q_{25\%}$ y $Q_{75\%}$ ), las líneas externas representan 1.5 veces el rango intercuartilico y puntos datos externos. Para los años 2016 y 2017 no se tuvieron registros de la temporada multiespecífica. ....	26
Figura 6. Captura por unidad de esfuerzo de <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> , en peso total de la captura en kg por día de pesca, para los años 2013 a 2017 y CPUE anual de la temporada de pesca dirigida de todos los años. Línea continua mediana, recuadro gris cuartiles ( $Q_{25\%}$ y $Q_{75\%}$ ), (%), las líneas externas representan 1.5 veces el rango intercuartilico y puntos datos externos. Para los años 2016 y 2017 no se tuvieron registros de la temporada multiespecífica. ....	27
Figura 7. A) Porcentaje de organismos maduros ( $P_{mat}$ ) y B) en su talla óptima ( $P_{opt}$ ) de la captura de los años 2013 a 2017 de <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> . ....	29
Figura 8. Relación de la madurez (línea negra) y la selectividad (línea gris) con respecto a la talla, en cm LT de <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> ; a partir de datos 2014-2017. ....	30
Figura 9. Proporción del potencial reproductivo (SPR) de la temporada de pesca dirigida de <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> del 2014 a 2017 por los métodos LB-SPR (círculos negros), LIME (círculos grises) y punto de referencia según Anon (1997) (línea negra). ....	30
Figura 10. A) Tasa de mortalidad por pesca (F), tasa de mortalidad por pesca al nivel de rendimiento máximo sostenible ( $F_{RMS}$ ) para los tres escenarios y B) tasa de explotación (U), tasa de explotación al nivel de rendimiento máximo sostenible ( $U_{RMS}$ ) para los tres escenarios de la temporada de pesca dirigida de <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> , periodo 2013-2017. ....	32
Figura 11. Mapa de las zonas de pesca actuales y de los mejores viajes históricos de pesca de la temporada de pesca dirigida de <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> . ....	33
Figura 12. Relación del año de captura con A) la distancia del viaje de pesca y B) la diferencia entre la zona actual y la zona de la mejor captura histórica de <i>Rhizoprionodon terraenovae</i> . Los valores negativos en B indican que la mejor captura histórica fue más	

lejos que en la zona actual y la línea punteada indica cuando no hubo diferencia en las distancias..... 34

Figura 13. Relación de la captura por unidad de esfuerzo, en kg por día de pesca, de *Rhizoprionodon terraenovae* del mejor viaje histórico con respecto al año de ocurrencia (A) y la distancia del viaje (B). ..... 35

Figura 14. Estructura de edades, tasa de mortalidad total (Z) y de supervivencia (S) de la temporada de pesca dirigida de utilizando la curva de captura por el método de Chapman y Robson (1961) de A) 2013, B) 2014, C) 2015, D) 2016 y E) 2017. El año 2013 tiene su propia escala en el número de organismos debido a la poca cantidad de datos..... 57

Tabla 1. Parámetros utilizados en los modelos de proporción del potencial reproductivo basado en tallas (LB-SPR) (Hordyk et al. 2015) y efectos mixtos integrados (LIME) (Rudd & Thorson 2017), se marcó con una X los parámetros utilizados en cada modelo ..... 19

Tabla 2. Proporción de sexos por año de *Rhizoprionodon terraenovae*. Machos (M), hembras (H), estadístico de prueba con distribución chi cuadrada ( $X_{est2}$ ), grados de libertad (g.l.) y valor de probabilidad (P). ..... 28

Tabla 3. Talla óptima de captura ( $L_{opt}$ ) y talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) de *Rhizoprionodon terraenovae* para machos, hembras y ambos sexos. Intervalo de confianza inferior ( $ICI_{2.5\%}$ ) e intervalo de confianza superior ( $ICS_{95\%}$ ). ..... 28

Tabla 4. Tasa de supervivencia (S), tasa de mortalidad total (Z), tasa de mortalidad natural (M), tasa de mortalidad por pesca (F), tasa de explotación (U), intervalo de confianza inferior (ICI), intervalo de confianza superior (ICS) y error estándar (ES) para *Rhizoprionodon terraenovae* de 2013 a 2017. .... 31

Tabla 5. Métodos para la evaluación del stock de *Rhizoprionodon terraenovae* en la temporada de pesca dirigida en el Banco de Campeche. captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE), tasa de mortalidad por pesca (F), rendimiento máximo sostenible de F ( $F_{RMS}$ ), tasa de explotación (U), rendimiento máximo sostenible de U ( $U_{RMS}$ ), tasa de mortalidad total (Z), tasa de mortalidad natural (M), capacidad de carga (K), tasa de renovación poblacional (r), rendimiento máximo sostenible (RMS), proporción del potencial reproductivo basado en tallas (LB-SPR), efectos mixtos integrados basado en tallas (LIME), proporción del potencial reproductivo (SPR), tasa de crecimiento individual (k), madurez al 50% ( $L_{50}$ ) y al 95% ( $L_{95}$ ), selectividad al 50% ( $S_{L50}$ ) y al 95% ( $S_{L95}$ ), talla asintótica ( $L_{\infty}$ ), edad en la talla 0 ( $t_0$ ) y conocimiento ecológico local (CEL). ..... 37

## Resumen

La actividad pesquera es una de las principales causas de pérdida de diversidad en los ecosistemas marinos. En México, en el litoral del Atlántico las capturas de tiburones muestran una tendencia de incremento estable entre 1970 y 1985, seguido por una disminución gradual y una posible estabilización a partir del 2010. En el Golfo de México *Rhizoprionodon terraenovae*, un tiburón pequeño, es una de las especies de tiburón más abundantes y en particular en la ciudad de Campeche (oeste del Banco de Campeche), es uno de los recursos pesqueros más importantes. El objetivo del presente estudio es evaluar el efecto de la pesca sobre el stock pesquero de *R. terraenovae* en el Banco de Campeche durante el período 2013-2017, mediante el uso de indicadores para datos limitados, para determinar cambios en el stock durante la temporada de agregación reproductiva (marzo-junio), i) en la abundancia actual (2013-2017), ii) en su estructura poblacional, iii) en el potencial reproductivo; iv) así como en las áreas de pesca y abundancia relativa con datos históricos, a través de entrevistas a pescadores. Como resultados se observó que la CPUE actual tiene una tendencia estable, sin embargo al compararla con la CPUE histórica de los mejores viajes si hubo un decremento. El porcentaje de organismos maduros se mantiene igual en los años de estudio. Se observó un incremento en el porcentaje de las tallas óptimas en hembras a lo largo del tiempo, en el caso de los machos ningún año sobrepasa el 5%. La proporción del potencial reproductivo resultó superior al 0.35, lo que indica que el stock no está sometido a sobre-explotación. No se encontraron cambios en las áreas de pesca históricas. La mayoría de los indicadores utilizados en este estudio señalan que el stock de *R. terraenovae* se encuentra estable, debido a cuatro posibles factores: 1) alta productividad, como atributo de la especie, 2) la veda establecida desde 2012 logró proteger a la población durante el periodo reproductivo, 3) se capturan más machos que hembras durante la agregación reproductiva y 4) la selectividad del equipo de pesca favorece la captura individuos mayores a la talla de primera madurez.

**Palabras clave:** sostenibilidad, indicadores de sobrepesca, potencial reproductivo, madurez sexual, conocimiento ecológico local.

## 1. Introducción

La actividad pesquera ocasiona cambios en la estructura del ambiente marino y puede alterar la diversidad, composición, biomasa y productividad de la biota asociada (Jennings & Kaiser 1998). Por ello, existe la preocupación sobre los efectos de la pesca en los organismos acuáticos, incluso en algunos casos junto con la contaminación se le considera una de las causas principales de pérdida de diversidad en los ecosistemas marinos (Ryman et al. 1995; Jennings & Kaiser 1998). Los métodos de pesca comúnmente usados para capturar especies de alto valor comercial, también capturan especies de peces que no son objetivo de la pesca, tortugas marinas, aves marinas y mamíferos (Dayton et al. 1995). Estas capturas incidentales pueden contribuir un porcentaje mayor que las especies objetivo, en algunos casos casi 30 veces el peso de las especies objetivo (Agardy 2000). Los depredadores tope a veces son objetivo de la actividad pesquera y su extracción de los ecosistemas afecta a las comunidades biológicas causando efectos cascadas en las cadenas tróficas, disminuyendo la diversidad y la productividad (Agardy 2000). Otro problema de importancia son las redes de fondo, que al pasar por el bentos, matan a plantas y animales epibentónicos, e interrumpen procesos ecológicos claves (Auster 1998). Cuando estos impactos ecológicos de la pesquería trabajan en conjunto con la degradación general del ambiente, como la eutrofización de las aguas costeras, la contaminación o el cambio climático, la capacidad de los sistemas marinos para soportar las pesquerías sostenibles se ve reducida (Costanza et al. 1993).

En el caso específico de los elasmobranquios (tiburones y rayas) son considerados estrategias-K, es decir, son de lento crecimiento, madurez tardía y baja productividad (Musick et al. 2000; Stevens et al. 2000), lo que resulta en una relación estrecha entre población y reclutamiento; así como una lenta recuperación de las poblaciones a la sobrepesca (Smith et al. 1998). A pesar de la baja productividad y lenta capacidad de recuperación de las especies de tiburones, la demanda de éstos ha incrementado a nivel mundial a lo largo del tiempo; y contrariamente a los esfuerzos de conservación y manejo muchas poblaciones se han visto disminuidas (Smith et al. 1998; Musick et al. 2000; Stevens et al. 2000; Worm et al. 2013). La captura de tiburones globalmente muestra una tendencia similar a la de los peces teleósteos, con un incremento constante entre 1950 y



1980, seguido de una disminución gradual (Worm et al. 2013), hasta la década de los 1990 y estabilizándose en los últimos años. La intensidad de las capturas han ocasionado la disminución de algunas poblaciones de tiburones (Worm et al. 2013), provocando cambios en la estructura del ecosistema (Ferretti et al. 2010). Así, la eliminación de los tiburones puede tener un “efecto cascada” en el resto de las comunidades (Stevens et al. 2000), debido a que cumplen la función de depredadores tope o meso-depredadores.

Aunque a la fecha no se ha reportado la extinción global de ninguna especie de elasmobranquio, se conoce que, al menos 28 poblaciones, de diferentes especies, tales como tiburón sierra, rayas y angelito están local o regionalmente extintas (Dulvy et al. 2014). Debido a lo anterior, varios estudios que han documentado la disminución de poblaciones de grandes tiburones por sobrepesca o pérdida de hábitat (Heithaus et al. 2008; Ferretti et al. 2010), han cuestionado si los tiburones, como grupo, pueden ser aprovechados de manera sostenible (Walker 1998).

Algunos autores concluyeron que algunas especies de tiburones pueden ser capturados de manera sostenible (Stevens et al. 1997; Walker 1998). El argumento de esto último es que hay evidencias que demuestran que algunas especies de pequeños tiburones (cazones) pueden ser explotadas de manera sostenible (Burgess et al. 2005), bajo un régimen de pesca bien regulado (Prince 2005). Además, Simpfendorfer & Dulvy (2017) encontraron que algunas especies con una productividad relativamente baja pueden soportar una pesquería sostenible, sobre todo especies con valores de la tasa intrínseca de renovación poblacional ( $r$ ) entre 0.1 y 0.3. La tasa de renovación poblacional ( $r$ ) se define como el valor que cuantifica que tanto puede crecer una población entre periodos de tiempo sucesivos (Blackhart et al. 2006). Por lo que Simpfendorfer & Dulvy (2017), sugieren que con un manejo basado en la ciencia, la mayoría de las especies de tiburones tienen el potencial de soportar una pesquería sostenible.

En México, la pesca de tiburones constituye una actividad relevante desde el punto de vista alimenticio, laboral y social (CONAPESCA-INP 2004). Más del 90% de la producción nacional de elasmobranquios se utiliza como alimento para consumo humano directo (CONAPESCA-INP 2004), con la consecuente contribución a la seguridad alimentaria. Ésta es una pesquería heterogénea, donde el tipo de embarcación y los equipos de pesca

utilizados varían por región y temporada (Bonfil 1997), inclusive los pescadores pueden usar dos tipos de arte de pesca en un mismo viaje (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015). En las pesquerías del Atlántico Mexicano operan embarcaciones de tipo ribereña artesanal o embarcaciones menores y de mediana altura (Diario Oficial de la Federación 2007) que se dedican a la captura de tiburón, estas capturas decrecieron de 1999 al 2008 (DOF 2012). Debido a que no se sabe si esta disminución es ocasionada por la sobrepesca, cambios en el esfuerzo pesqueros, eventos oceanográficos, cambio climático o degradación del hábitat; es necesario incrementar el conocimiento de las dinámicas de las flotas monitoreando el esfuerzo de las mismas y evaluar el estado de las poblaciones para identificar las estrategias de manejo más adecuadas para las diferentes pesquerías de tiburón (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015), tales como el comanejo, tallas mínimas de captura y cuotas de captura. Además de que se realicen estudios para evaluar el estado del hábitat para ver si hay una relación con el estado de la población.

En el estado de Campeche hay un total de aproximadamente 2647 embarcaciones menores activas (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015). Los tiburones tienen gran importancia en el estado debido a que los cazones abundan por temporada (estacionalmente) en su región norte (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015), principalmente el cazón tutzún (*Rhizoprionodon terraenovae*) y el cazón pech (*Sphyrna tiburo*) (los nombres comunes son nombres maya específicos para Campeche y Yucatán), los cuales son capturados con redes de enmalle de fondo (Pérez-Jiménez et al. 2013), y redes de deriva con una abertura de malla de 4.5 pulgadas (11.43 cm). Las capturas de *R. terraenovae* está compuesta por sub-adultos y adultos (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015). También hay una importante mortalidad incidental de estos organismos en la pesquería de sierra (*Scomberomorus maculatus*) y carito (*S. cavalla*) (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015). Estas capturas abundantes del cazón tutzún se han mantenido durante varias décadas (Bonfil 1997; Castillo-Géniz et al. 1998; Márquez-Farias & Castillo-Géniz 1998) y a la fecha es la especie con mayor importancia en las pesquerías de tiburón y cazón en el Golfo de México, y en especial en el Banco de Campeche (Castillo-Géniz et al. 1998; Pérez-Jiménez et al. 2012), conformando el 67% de la captura respecto a otros tiburones (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015).

El cazón tutzún (*R. terraenovae*) es la especie de tiburón más abundante en el Golfo de México y se distribuye desde New Brunswick (Canadá) hasta Honduras. Es común en Carolina del Sur, los Cayos de la Florida y el Golfo de México (Compagno et al. 2006). *Rhizoprionodon terraenovae* se pesca a lo largo de toda su distribución. En Estados Unidos es objetivo de la pesca deportiva, y es importante como captura incidental en la pesca de arrastre de camarón. A pesar de la alta presión pesquera a la que está sometido, sus poblaciones en el Golfo de México parecen mantenerse numéricamente estables (Compagno 2002). Según la “*Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza*” (UICN), el estado de conservación de *R. terraenovae* es de preocupación menor (LC-Least Concern) (UICN 2016), debido a su abundancia y características de su historia de vida, lo que lo hace menos susceptible a las capturas que otras especies de tiburón (Fowler 2005).

En términos de manejo del recurso pesquero, Castillo-Géniz et al. (1998) dedujeron, en los noventa, que el aumento de permisos de pesca para tiburones, junto con la falta de medidas regulatorias constituía una amenaza para las poblaciones de tiburones explotadas en aguas mexicanas. Sin embargo, Pérez-Jiménez et al. (2012) concluyeron que las pesquerías dirigidas a especies de pequeños tiburones, como el cazón tutzún, están autorreguladas por la disponibilidad y la resiliencia de estas especies. Además, como en otras especies de elasmobranquios (Castro & Rosa 2005), en esta especie ocurre una agregación reproductiva todos los años, entre mediados de marzo a junio en el norte del estado de Campeche.

La agregación de *R. terraenovae* permite un periodo de captura dirigida de dos a tres meses, por la flota pesquera de San Román, Campeche constituida aproximadamente de 100-130 embarcaciones menores, donde *R. terraenovae* compone aproximadamente el 80% (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015), e implica un pulso estacional en la pesca. Es la única agregación de este tipo registrada en el Banco de Campeche. Es importante recalcar la veda temporal vigente para tiburones en Tabasco, Campeche y Yucatán, dura dos meses: del 15 de mayo al 15 de junio y posteriormente del 1 al 29 de agosto (DOF 2014); siendo el primer periodo de veda el que protege a la especie en parte del periodo de agregación de la especie.

A nivel ecológico, el estudio de las agregaciones resulta crítico para definir el papel funcional de una especie en una región (Heupel & Simpfendorfer 2005) y saber lo que ocurre con la población circundante. A nivel pesquero las agregaciones predecibles son de particular interés en la conservación ya que la pesca puede eliminar a través de grandes capturas, un gran número o biomasa de la población, sobre todo si la agregación se compone de una mayor proporción de la población de lo esperado (Sadovy & Domeier 2005). Sin embargo, cuando un gran número de organismos se concentra de manera predecible esporádicamente, la relación entre la abundancia de la población no es directamente proporcional a la captura de la agregación (Hilborn & Walters 1992), por lo que es difícil estimar la abundancia de la población tomando como referencia ese tipo de capturas; por ello, es necesario el uso de varios indicadores poblacionales.

En el Golfo de México estudios previos han calculado la abundancia relativa y tasa de mortalidad del cazón tutzún. Castillo-Géniz et al. (1998) registraron una captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de 9.9 cazones por viaje de pesca para todo el Golfo de México. Por otro lado, Carlson et al. (2008) reportaron una CPUE global de 1.5 cazones por red por hora para el norte del Golfo de México. Posteriormente, Worm et al. (2013) calcularon una tasa instantánea de mortalidad por pesca ( $F$ ) de 0.46 (año<sup>-1</sup>) y una tasa de explotación ( $U$ ) de 0.269 (año<sup>-1</sup>), utilizando datos demográficos del Golfo de México (Márquez-Farías & Castillo-Géniz 1998) Además, Márquez-Farías & Castillo-Géniz (1998) con modelos demográficos pronosticaron que de seguir el esfuerzo de pesca o incrementar la población de *R. terraenovae* corría el riesgo de colapsar.. Recientemente, Bada (2015) reportó una CPUE de 10 cazones por día de pesca, mortalidad por pesca  $F = 0.194$  (año<sup>-1</sup>) y tasa de explotación  $U = 0.140$  (año<sup>-1</sup>) para el Banco de Campeche. Los estudios antes mencionados no permiten saber si hay una tendencia en el estado del stock. Infortunadamente, las pesquerías de tiburones en México presentan datos limitados; es decir, que la información científica disponible no es suficiente para determinar el estado actual del stock a partir de indicadores que requieren gran cantidad de información (Pilling et al. 2009). Sin embargo, hay puntos de referencia límite para la tasa de explotación que permiten saber si existe sobrepesca. Por ejemplo, Pauly (1984) sugiere que la tasa óptima de explotación tiene que ser tan baja o alrededor de 0.2. Estos indicadores junto con la CPUE proporcionan los primeros puntos comparativos que

permitan posteriormente determinar el estado del stock de *R. terraenovae*, evaluando cambios en la biomasa y en la estructura poblacional a través del tiempo. Además, actualmente se han desarrollado modelos para estimar el estado de los stocks (recursos o poblaciones explotadas) cada vez más simples que requieren poca información (Froese 2004; Martell & Froese 2013; Hordyk et al. 2015; Rudd & Thorson 2017), los cuales utilizan generalmente datos de captura o estructura de tallas.

Además de los índices de abundancia, tasas de explotación y mortalidad por pesca, es necesario analizar cambios en la estructura de tallas, ya que los primeros impactos de una pesquería sobre las poblaciones se reflejan en la reducción de su abundancia y el tamaño de las especies que son objetivo de la pesca (Sala et al. 2004). La disminución de las tallas se debe a que la sobrepesca consiste usualmente de dos componentes: 1) sobrepesca de reclutamiento, la disminución de la capacidad de los peces para reproducirse, derivada de la baja densidad de adultos (Froese 2004), y 2) sobrepesca de crecimiento, los peces son capturados antes de alcanzar su potencial de crecimiento (Froese 2004).

Uno de los índices que puede ayudar a estimar puntos de referencia para el manejo de las pesquerías es la proporción del potencial reproductivo (SPR, por sus siglas en inglés, Spawning Potential Ratio), el cual está siendo muy utilizado para evaluar pesquerías con datos insuficientes. El SPR es la biomasa del stock reproductivo de un stock en explotación entre la biomasa del stock reproductivo de un stock virgen (Blackhart et al. 2006). La biomasa del stock reproductivo es el peso total de todos los peces en la población que contribuyen a la reproducción, es decir de los organismos mayores a la "talla de madurez". Hordyk et al. (2015) y Rudd & Thorson (2017) desarrollaron dos métodos para estimar SPR a partir de la estructura de tallas, utilizando la relación longitud-peso para convertir la estructura de tallas a un aproximado de la biomasa. Anon (1997) propone un SPR de 35% para no colapsar las poblaciones de tiburones pelágicos, por las características de su historia de vida.

Martell & Froese (2013) crearon un método para estimar el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), a partir de una serie de tiempo de las capturas y un intervalo de combinaciones entre la tasa intrínseca de renovación poblacional ( $r$ ) y la capacidad de

carga ( $K$ ). Ya que el modelo busca las combinaciones de  $r$ - $K$  que no lleven a la población al colapso, a partir de eso es posible calcular un aproximado al RMS.

Otro indicador de sobre-explotación, es el análisis de los cambios en el área de pesca, ya que las pesquerías cercanas a la costa están colapsadas, siendo sustituidas por pesquerías lejanas a la costa (Sala et al. 2004). Sala et al. (2004) demostraron que la disminución de los stocks cerca de la costa forzaba a los pescadores a pescar en sitios más lejanos, cambiando la distancia a los caladeros (áreas de pesca) de  $< 10$  km en los 1970s, a 50 km o más en la actualidad. Para tener un panorama más completo del cambio en las áreas de pesca es necesario ir más allá de los datos pesqueros cuantitativos, y evitar el “*Síndrome de línea base desplazada*” el cual se genera porque cada generación de científicos pesqueros acepta como línea base las condiciones prevalecientes al inicio de sus carreras, y las usan erróneamente para evaluar cambios (Pauly 1995). En contraste, los estudios históricos y la evidencia en las bitácoras de pesca han demostrado que varias especies podrían haber sido mucho más abundantes en las épocas sin pesca y cómo los paisajes marinos han cambiado radicalmente (Sáenz-Arroyo et al. 2005).

A pesar de que a partir los años 80s se realizaron múltiples tesis que describen la talla de madurez, proporción de sexo y distribución de la especie (extendiéndose por todo el banco de Campeche) (Hernández-Silva 1987; Uribe-Martínez 1993; Valenzuela-Jiménez 1993; Ocampo-Torres 1994; Peguero-Icaza & García-Gómez 1995), ha habido una creciente opinión por parte del sector pesquero de que cada vez es más difícil capturar *R. terraenovae* y tienen que irse más lejos de la costa. Es posible determinar cambios históricos en las zonas de pesca y abundancia a través del conocimiento ecológico local (CEL) de los pescadores de la región (Sáenz-Arroyo et al. 2005).

El presente estudio tiene como objetivo evaluar el efecto de la pesca sobre el stock pesquero de *R. terraenovae* en el Banco de Campeche analizando los cambios en la abundancia relativa del stock, estructura de tallas y poblacional a lo largo del tiempo e indagar si ha habido un cambio en las áreas de pesca, mediante el uso de datos dependientes de la pesca y entrevistas semi-estructuradas a pescadores.

## **2. Preguntas de investigación**

¿Ha habido cambios interanuales en la estructura del stock, CPUE y potencial reproductivo durante el periodo de agregación de *Rhizoprionodon terraenovae* por efecto de la pesca artesanal en el periodo de 2013 a 2017 frente a la costa norte de Campeche?

¿Ha habido cambios históricos en las zonas de pesca y CPUE durante el periodo de agregación de *Rhizoprionodon terraenovae* por la pesca artesanal frente a la costa norte de Campeche?

## **3. Hipótesis**

El estado del stock de *Rhizoprionodon terraenovae*, se ha mantenido estable de acuerdo a los indicadores de CPUE, estructura poblacional y potencial reproductivo, pero con cambios en las áreas de pesca.

## **4. Objetivo general**

Evaluar si ha habido cambios en la CPUE, estructura del stock, potencial reproductivo y las áreas de pesca durante el periodo de agregación de *Rhizoprionodon terraenovae* en el Banco de Campeche.

## **5. Objetivos particulares**

1. Evaluar cambios en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de 2013-2017 entre años (todas las temporadas de pesca) y en el periodo de agregación (temporada de pesca dirigida) para el stock de *R. terraenovae* en el Banco de Campeche.

Los siguientes cuatro objetivos son comparaciones interanuales únicamente en el periodo de agregación (temporada de pesca dirigida) para el stock pesquero de *R. terraenovae*; evaluar cambios en:

2. La estructura de tallas.
3. El potencial reproductivo.
4. En la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ )
5. Tasa de explotación ( $U$ ).

6. Determinar si ha habido cambios históricos en las áreas de pesca y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) durante el periodo de agregación de *R. terraenovae*, a partir del conocimiento ecológico local (CEL).



## 6. Material y métodos

### 6.1. Área de estudio

El Banco de Campeche, en el sur del Golfo de México, abarca desde la parte oriental de la Laguna de Términos hasta Isla Mujeres. Es una amplia plataforma que se localiza entre los 18°30', 21°00' de latitud norte y los 90°30', 92°30' de longitud oeste, frente a la costa del Estado de Campeche y Yucatán. Tiene un fondo con sedimentos limo-arcillosos calcáreos de origen arrecifal y autigénico, con una pendiente poco inclinada. El talud es pronunciado y aproximadamente uniforme, excepto en la zona del Cañón de Campeche. Tiene una superficie de 66,770 km<sup>2</sup>, con un ancho que va desde los 215 km en la parte norte de la entidad, entre 30 y 55 km frente a la Ciudad de Campeche, entre 5 y 20 km en el extremo oeste del Estado (Gío-Arguez et al. 2002; Hernández-Arana et al. 2003; Caso et al. 2004) (Figura 1).

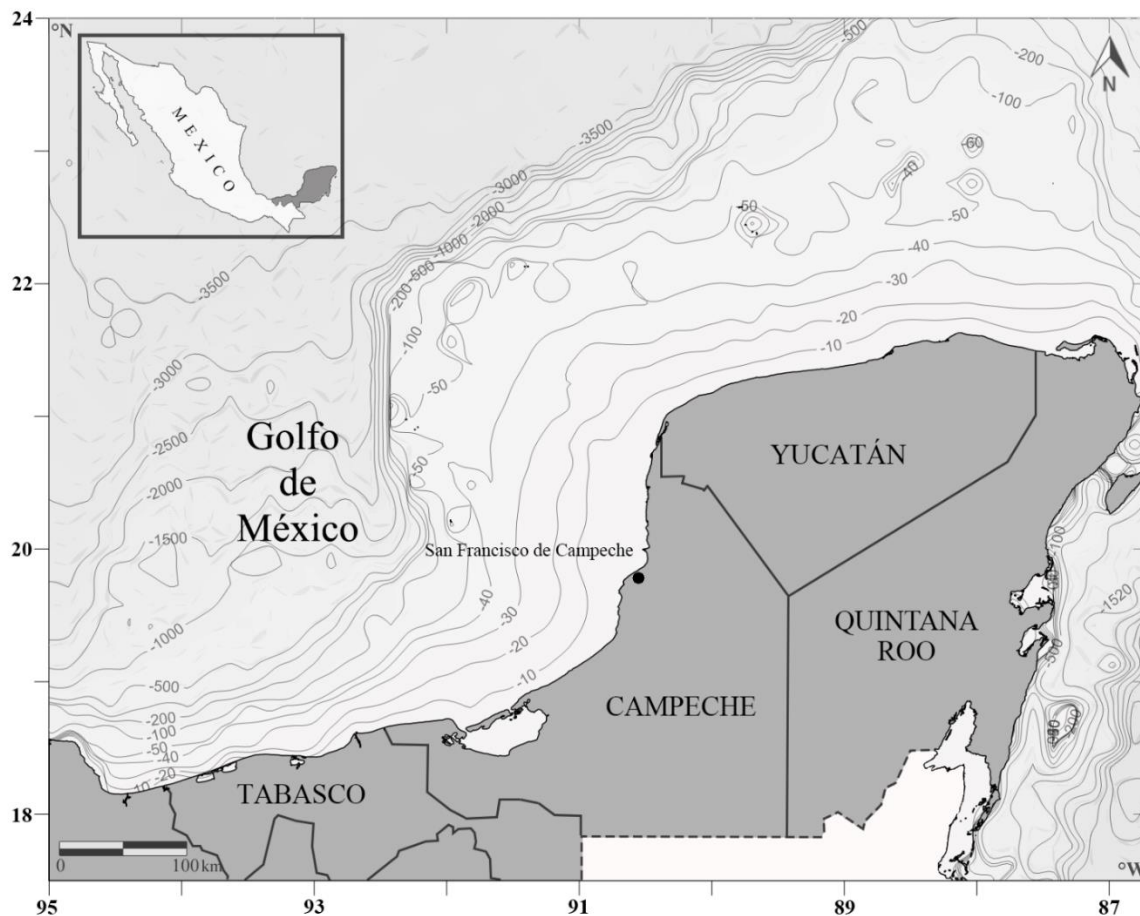


Figura 1. Características batimétricas y extensión del Banco de Campeche.

La temperatura del agua superficial tiene variación estacional. Durante el invierno el intervalo de la temperatura varía de los 22.5 a los 23.5° C hacia la parte occidental de la bahía, y entre los 25° C en la zona oriental. En verano ésta aumenta entre 25 y 28° C (Licea & Luna 1999).

Hernández-Arana et al. (2003) menciona que hay tres periodos climáticos en el sur del Golfo de México: 1) “temporada de secas” que abarca los meses de febrero/marzo a junio, 2) “temporada de lluvias” desde junio/julio hasta septiembre y 3) “temporada de nortes” iniciando en octubre y finalizando en marzo, vientos con dirección de norte a noroeste y que van de 21 a 30 m/s durando de tres a cinco días (Salas de Leon et al. 1992).

En general la costa frente a la Ciudad de Campeche tiene un ambiente homogéneo y estable con alta productividad y bancos de pastos marinos (*Thalassia testudinum*), la cantidad de fitoplancton tiende a elevar su diversidad en la época de lluvias y ciclones. La diversidad y densidad de peces son menores en las temporadas de secas y lluvias, aumentando en la temporada de nortes; la biomasa permanece alta y sólo se reduce en el período lluvioso (Uribe-Martínez 1993).

## 6.2. Descripción de la especie

*Rhizoprionodon terraenovae* es un pequeño tiburón que tiene un cuerpo delgado y fusiforme. Su coloración varía de gris a pardo gris, blanco en la parte ventral, con márgenes blancos en las aletas y pectorales, las aletas dorsales con ápices oscuros. Los adultos pueden tener manchas claras en los costados, los juveniles con bordes negros en la aleta caudal y las dorsales. Es un tiburón pequeño que alcanza un máximo de 110 cm de longitud total (LT). Es una especie vivípara placentada, los machos alcanzan la madurez sexual entre los 65 y 80 cm LT y las hembras entre 85 y 90 cm LT, y tienen de 1 a 7 crías que nacen con longitud total de 29-37 cm en primavera-verano tras un periodo de gestación de 10 a 11 meses (Compagno et al. 2006).

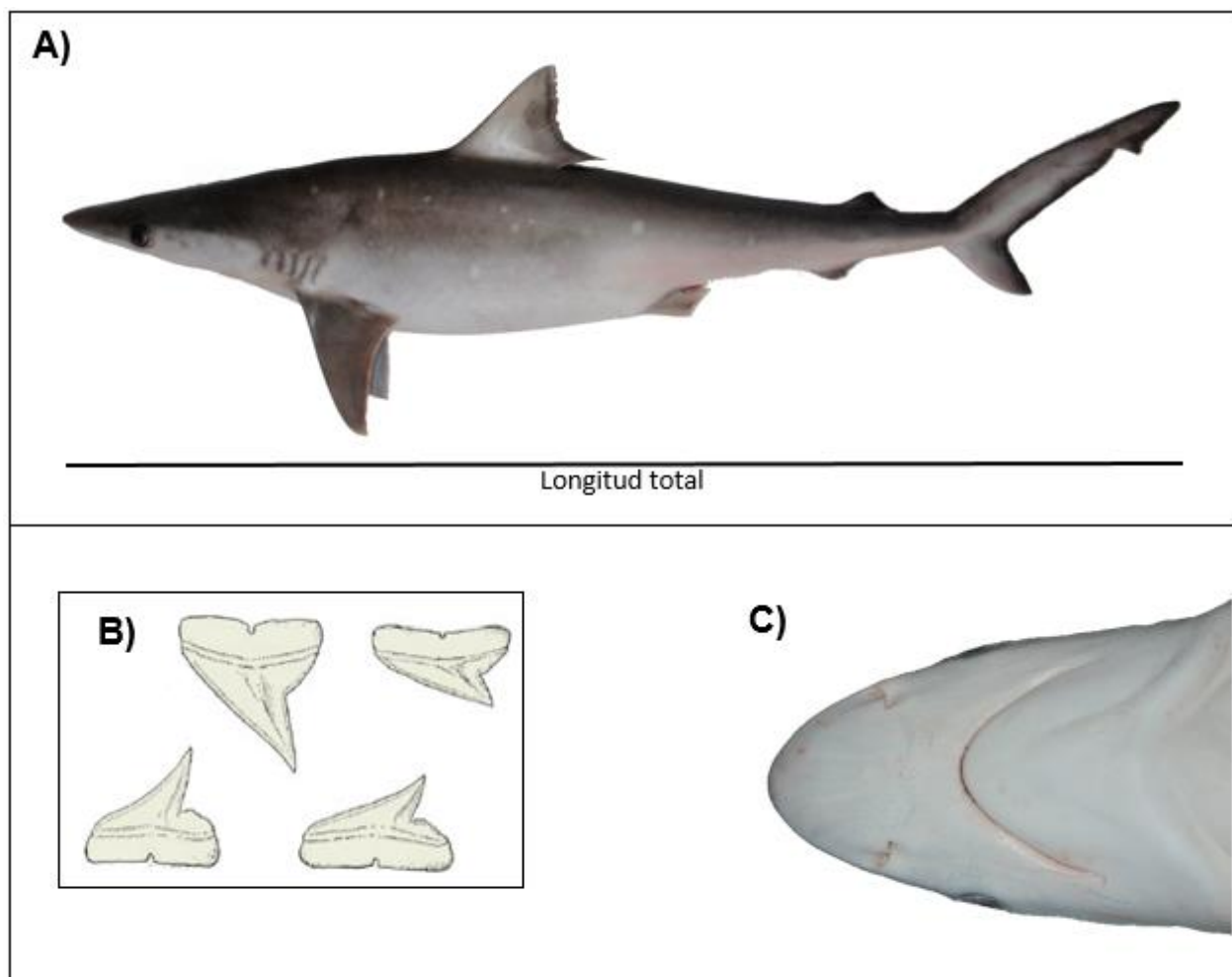


Figura 2. A) Imagen dorso-ventral, B) dentición (Bigelow & Schroeder 1948) e C) imagen ventral de la cabeza de *Rhizoprionodon terraenovae*.

### 6.3. Metodología

Para calcular los diferentes indicadores utilizados en este estudio se utilizaron tres fuentes de datos: datos dependientes de la pesca, Anuarios Estadísticos de Pesca (1980-2014) y conocimiento ecológico local (CEL).

#### 6.3.1. Fuente de datos: datos dependientes de la pesca.

Se utilizó la base de datos biológico-pesquera del Laboratorio de Ecología Pesquera de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) unidad Campeche, que abarca desde 2013 hasta julio del 2017. La base de datos consta de registros pesqueros de las capturas de tiburones y escama, este estudio se enfocó únicamente en los datos del cazón tutzún, *R. terraenovae*, siguiendo los métodos recomendados por Morgan & Burgess (2005) y FAO (2001), donde cada pesquería por especie debe tener una base de datos continua que incluya todos los viajes, incluidos aquellos con cero capturas. En el muestreo pesquero se analizó cada embarcación de la flota artesanal que arribó al muelle de San Román en la ciudad de San Francisco de Campeche (Figura 1), se registró el lugar donde se realizó la pesca y la duración del viaje, el peso total de la captura por viaje y el número de individuos por especie. Se realizó un submuestreo de datos biológicos de los individuos capturados: sexo, longitud total (LT, medida con la aleta caudal extendida) en cm y peso individual entero (con vísceras) en kg. Las embarcaciones de la flota son de fibra de vidrio, miden ~ 7 m, están modificadas para viajes de más de un día de duración, con una caseta para el capitán, borda elevada y hielera (Figura 3). Los pescadores utilizan red de monofilamento de 4.5 pulgadas (11.43 cm) de abertura de malla. Usualmente la flota opera en la costa norte del estado de Campeche, los viajes duran entre 3 y 9 días, con un promedio de 4 días, y la red es opera aproximadamente 12 horas durante la noche. Esta es la flota de mayor tamaño (alrededor de 50 embarcaciones) que incide sobre *R. terraenovae* durante su periodo de agregación (mediados de marzo-junio) frente a la costa norte del estado de Campeche.



Figura 3. Embarcación modificada para la pesca de cazón de la flota perteneciente al puerto de San Román. La base de datos está organizada de acuerdo a las tres temporadas de pesca que ocurren en el norte de Campeche: a) dirigida al cazón del 15 de marzo al 30 de junio, b) multiespecífica (peces óseos y cazones) de julio a octubre, cuando los pescadores no tienen una especie objetivo definida, e c) incidental, cuando se captura principalmente

sierra (*Scomberomorus maculatus*) y carito (*S. cavalla*), pero *R. terraenovae* es parte de la captura de incidental, entre noviembre y mediados de marzo (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015). La temporada de pesca dirigida se realiza durante el periodo de agregación de la especie. Conviene señalar que la extensión (comienzo y final) de las temporadas de pesca pueden variar entre años (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015). En la temporada multiespecífica y parte de la temporada incidental hay una fuerte disminución en la actividad de la flota dedicada a la pesca de escama y cazón porque a partir del 1 de agosto aproximadamente el 70% de las embarcaciones cambian su equipo de pesca para capturar pulpo (*Octopus maya*). Todos los análisis fueron realizados para la temporada de pesca dirigida, con excepción del análisis de la CPUE que fue estimada para fines comparativos en las tres temporadas de pesca.

#### 6.3.1.1. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE).

A partir de la base de datos dependientes de la pesca se aplicaron indicadores como el índice de abundancia relativa del recurso bajo estudio, mediante la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), calculada por año y por temporada de pesca. Se tomó como unidad de “captura” el número de organismos y el peso total de la captura, mientras que la unidad de “esfuerzo” fue la duración del viaje de pesca expresada en número de días. Se calculó el promedio de los valores individuales de la CPUE de cada viaje por temporada y por año. Posteriormente, se realizó una comparación de los valores de CPUE entre temporadas de pesca y entre cada año durante la temporada de pesca dirigida, para determinar si hubo alguna variación significativa en la abundancia relativa durante el periodo evaluado (2013-2017).

#### 6.3.1.2. Proporción de sexos e indicadores de sobrepesca a partir de las tallas (Froese 2004).

Se aplicó una prueba basada en la distribución chi cuadrada para examinar la proporción de machos y hembras en la temporada dirigida de cada año; la proporción también se comparó entre años, para de esta manera estimar qué segmento de la población es más vulnerable al equipo de pesca, y si ha habido un cambio en la proporción de sexo a lo largo del tiempo.

Se evaluaron cambios en la estructura de tallas, de la temporada de pesca dirigida, con base en dos de tres indicadores de sobrepesca propuestos por Froese (2004), que permiten una evaluación del estado del stock y las tendencias de la estructura de tallas. Se compararon los porcentajes de los dos indicadores entre años de estudio para la temporada dirigida. Un tercer indicador de Froese (2004)  $P_{mega}$ , el porcentaje de mega reproductores, no fue utilizado en este estudio porque no se encontró relación entre el tamaño de las hembras grávidas y el número de crías con los datos del submuestreo biológico.

El indicador  $P_{mad}$  (Froese 2004) es el porcentaje de especímenes maduros en la captura. La talla de madurez se representó como la  $L_{50}$ , la longitud en la que el 50% de los individuos la muestra son organismos maduros.  $L_{50}$  se calculó para machos y hembras por separado. Para estimar la  $L_{50}$  se consideró como machos adultos a los que presentaran gonopterigios completamente desarrollados y calcificados, presentando estructura interna endurecida y con capacidad de girar hacia la parte interior sin doblarse (Morin 2010). En el caso de las hembras se consideraban adultas aquellas que presentaron ovocitos desarrollados, glándulas oviductales bien desarrolladas y si sus úteros están ensanchados debido a una gestación anterior (Morin 2010). A partir de la talla de madurez se calcula el porcentaje de tiburones capturados que está por encima de esta talla.

El indicador  $P_{opt}$  (Froese 2004) es el porcentaje de organismos cuya talla se encuentra por encima del intervalo de longitud óptima  $L_{opt}$ . La longitud óptima ( $L_{opt}$ ) se define como el tamaño promedio en el cual la mortalidad natural iguala la tasa de crecimiento individual (Blackhart et al. 2006). La  $L_{opt}$  se estima de la siguiente manera (Froese & Binohlan 2000):

$$L_{opt} = 3L_{\infty}(3 + Mk^{-1})$$

donde  $L_{opt}$  es la longitud óptima,  $M$  es la tasa instantánea de mortalidad natural,  $L_{\infty}$  es la longitud asintótica,  $k$  es la tasa de crecimiento individual. Los valores de los parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy, tanto  $L_{\infty} = 110.8$  cm como  $k = 0.39$  se obtuvieron de Carlson & Baremore (2003), quienes utilizaron los datos de Parsons (1983) y Branstetter (1987). La tasa instantánea de mortalidad natural  $M$  se calculó utilizando el valor de la mediana de los siguientes métodos:

$t_{\max}$  1 (Then et al. 2014):

$$M = \frac{5.109}{t_{\max}}$$

donde  $t_{\max}$  es la edad máxima en años, con valor de doce (presente estudio).

$t_{\max}$  2 (Then et al. 2014):

$$M = 4.899t_{\max}^{-0.916}$$

$t_{\max}$  3 (Then et al. 2014):

$$\log(M) = 1.717 - 1.01\log(t_{\max})$$

Función de los parámetros de  $k$  y  $L_{\infty}$  del modelo de crecimiento von Bertalanffy 1 (VBGF por sus siglas en inglés) (Then et al. 2014):

$$M = 4.188k^{0.733}L_{\infty}^{-0.33}$$

VBGF 2 (Jensen 1996):

$$M = 1.63k$$

VBGF 3 (Jensen 1997):

$$M = 1.50k$$

$t_m$  (Roff 1984):

$$M = \frac{3ke^{-kt_m}}{1 - e^{-kt_m}}$$

donde  $t_m$  es la edad de madurez en años, con valor de 3 (presente estudio).

### 6.3.1.3. Proporción del potencial reproductivo (SPR).

Se estimó para cada año la proporción del potencial reproductivo (SPR, por sus siglas en inglés), solamente con datos de la temporada dirigida. Para la estimación del SPR se utilizaron dos métodos, la proporción del potencial reproductivo basado en tallas (LB-SPR, por sus siglas en inglés) (Hordyk et al. 2015) y efectos mixtos integrados basado en tallas (LIME, por sus siglas en inglés) (Rudd & Thorson 2017) Ambos métodos utilizan



la estructura de tallas de la captura y algunos parámetros de crecimiento. La diferencia entre LB-SPR y LIME es que en el segundo el reclutamiento no se asume como constante, y agrega estocasticidad al reclutamiento del primer año, afectando los años posteriores. Es decir que, la diferencia entre LB-SPR y LIME es que en el primero cada año es independiente y en LIME el reclutamiento asignado al primer año afecta a los otros. Si los valores de LB-SPR y LIME resultan  $<0.35$  se considera que el stock está siendo sobre-explotado, por el contrario si los valores están  $>0.35$  se considera que el stock está bien

El método de LB-SPR estima la selectividad a la talla, la selectividad se define como la relación entre la retención del arte de pesca y el tamaño del organismo (Blackhart et al. 2006). La selectividad a la talla se calcula con el modelo logístico de la siguiente manera (Hordyk et al. 2014):

$$S_l = \frac{1}{1 + e^{-\ln(19)(l-L_{S50})/L_{S95}-L_{S50}}}$$

donde  $S_l$  es la selectividad a la talla,  $l$  es la talla del organismo,  $L_{S50}$  y  $L_{S95}$  es la talla de selectividad al 50% y 95% de la captura, respectivamente, en este caso para ambos sexos combinados; y  $\ln(19)$  es una constante para la parametrización de la función logística.

Para calcular SPR con ambos métodos se utilizó la siguiente ecuación (Hordyk et al. 2014):

$$SPR = \frac{\sum(1 - \tilde{L}_t)^{M/k+(M/k)F/M} (1 - \tilde{L}_c)^{-(M/k)F/M} \tilde{L}_t^b}{\sum(1 - \tilde{L}_t)^{M/k} \tilde{L}_t^b}$$

donde  $b$  es una constante de la relación talla peso y se asume un valor de tres en LB-SPR,  $\tilde{L}_t$  y  $\tilde{L}_c$  se calculan de la siguiente manera (Hordyk et al. 2014):

$$\tilde{L}_c = \frac{L_c}{L_\infty}$$

donde  $L_c$  es la talla de captura.

$$\tilde{L}_t = \frac{L_t}{L_\infty}$$

donde  $L_t$  es la talla a la edad

Para un cálculo más exacto del SPR, tanto LB-SPR como LIME, permiten el uso de varios parámetros de crecimiento, selectividad y relación talla-peso:

Tabla 1. Parámetros utilizados en los modelos de proporción del potencial reproductivo basado en tallas (LB-SPR) (Hordyk et al. 2015) y efectos mixtos integrados (LIME) (Rudd & Thorson 2017), se marcó con una X los parámetros utilizados en cada modelo

Parámetro	Definición	Valor	LB-SPR	LIME	Referencia
$L_\infty$	Longitud asintótica	110.8 cm	X	X	Carlson & Baremore 2003
$M$	Tasa instantánea de mortalidad natural	0.502		X	Presente estudio
$k$	Tasa de crecimiento individual	0.39		X	Carlson & Baremore 2003
$M/k$	Proporción de $M$ respecto a $k$	1.29	X	X	Presente estudio
$L_{50}$	Talla de madurez al 50% de la muestra	81.15 cm	X	X	Presente estudio
$L_{95}$	Talla de madurez al 95% de la muestra	87.60 cm	X	X	Presente estudio
$SL_{50}$	Talla de selectividad al 50% de la muestra	86.44 cm	X	X	Presente estudio
$SL_{95}$	Talla de selectividad al 95% de la muestra	87.01 cm	X	X	Presente estudio
$t_0$	Edad en la que los organismos miden 0 cm	-0.86		X	Carlson & Baremore 2003
$a$	Constante de la relación longitud-peso	0.0158		X	Claro & García-Arteaga 1987; Alvarez 1989; Bonfil et al. 1990
$b$	Constante de la relación longitud peso	2.64		X	Claro & García-Arteaga 1987; Alvarez 1989; Bonfil et al. 1990

Tanto para LB-SPR como para LIME se eliminó el año 2013 ya que por la limitada cantidad de datos el valor de la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ) es casi cero se sobre estima el valor de SPR. El modelo de LB-SPR se ajustó utilizando el paquete LBSPR y LIME con el paquete LIME en el programa R (Hordyk et al. 2015; Rudd & Thorson 2017).

#### 6.3.1.4. Tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ).

Se calculó la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ), para la temporada dirigida, por lo que fue necesario antes calcular la tasa de mortalidad total ( $Z$ ). Para estimar  $Z$  se utilizó la curva de captura, se convirtieron las tallas del muestreo biológico a edades mediante la ecuación inversa de von Bertalanffy (1938) (Sparre & Venema 1998):

$$t(L) = t_0 - \frac{1}{k} \ln \left( 1 - \frac{L}{L_\infty} \right)$$

donde  $t(L)$  es la edad en años a la talla individual  $L$ ,  $t_0 = -0.86$ ,  $k = 0.39$  y  $L_\infty = 110.8$  cm (Carlson & Baremore 2003).

Se calculó la tasa instantánea de mortalidad total ( $Z$ ) por medio de la curva de captura, en particular, el modelo de Chapman & Robson (1961). Dicho modelo de calcula el valor de  $Z$  utilizando el valor de la tasa de supervivencia ( $S$ ), la cual se estima con la siguiente formula:

$$S = \frac{T}{N + T - 1}$$

donde  $N$  es el número total de organismos observados desde la edad de reclutamiento hacia la parte descendiente de la curva de captura; aquí la edad de reclutamiento se la edad en la cual se captura el mayor número de organismos, y  $T$  es calculado de la siguiente manera:

$$T = \sum_{t=0}^n (tN_t)$$

donde  $t$  es la edad individual,  $N_t$  es el número de organismos a la edad  $t$  y  $n$  es la edad máxima registrada a partir de la edad de reclutamiento, dándole un valor de cero a la edad de reclutamiento.

Para calcular el error estándar de la tasa de supervivencia se utilizó la siguiente fórmula:

$$SE_S = \sqrt{S \left( S - \frac{T - 1}{N + T - 2} \right)}$$

Para la estimación de  $Z$  se utilizó la siguiente ecuación:

$$Z = -\log_{10}(S) - \frac{(N - 1)(N - 2)}{N(T + 1)(N + T - 1)}$$

Y su error estándar:

$$SE_Z = \frac{1 - e^{-Z}}{\sqrt{Ne^{-Z}}}$$

Finalmente, para calcular la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ) se utiliza la siguiente ecuación:

$$F = Z - M$$

#### 6.3.1.5. Tasa de explotación ( $U$ ).

Se calculó la tasa de explotación para la temporada dirigida, la cual se define como la proporción de una población al principio de un periodo de tiempo dado que es capturada durante ese periodo de tiempo (Blackhart et al. 2006), por medio de la ecuación propuesta por Ricker (1975) en la cual la pesca ocurre como un pulso durante un corto periodo de tiempo:

$$U = 1 - e^{-F}$$

#### 6.3.2. Fuente de datos: Anuario Estadístico de Pesca (1980-2014).

##### 6.3.2.1. Rendimientos máximos sostenibles (RMS).

Para la estimación de los rendimientos máximos sostenibles (RMS), tanto de la tasa de mortalidad por pesca ( $F_{RMS}$ ) como de la tasa de explotación ( $U_{RMS}$ ), se utilizó el método desarrollado por Martell & Froese (2013), que requiere *i*) una serie de tiempo con la captura total, *ii*) el porcentaje de disminución y *iii*) valores *a priori* de la capacidad de carga ( $K$ ) y la tasa intrínseca de incremento poblacional ( $r$ ). Este modelo utiliza pares de valores  $r$ - $K$  para calcular RMS, asumiendo que hay una relación entre RMS y  $r$ - $K$ , para ello prueba

diferentes escenarios de  $r$ - $K$  haciendo simulaciones hasta que se encuentran los valores capaces de mantener a la población sin llevarla al colapso. Los datos de captura total se obtuvieron de los Anuarios Estadísticos de Pesca y sus bases de datos desde 1980 al 2014 de los estados de Tabasco, Campeche y Yucatán (SAGARPA 2014).

Debido a que en los Anuarios Estadísticos de Pesca de los elasmobranquios no están clasificados por especie y solo por grupo (tiburones, cazones y rayas), se utilizaron diferentes fuentes de información para calcular el porcentaje de captura que *Rhizoprionodon terraenovae* a conformado a lo largo del tiempo (Figura 4). De 1984 a 1985 *R. terraenovae* compuso un 3.53 % de la captura (Alvarez 1989). *R. terraenovae* conformó el 33 % de la captura de 1986 a 1989 (Valenzuela-Jiménez 1993) y en los años de 1993 y 1994 un 39.96 % (Ocampo-Torres 1994; Peguero-Icaza & García-Gómez 1995). Finalmente a partir del 2011 se utilizó el estudio de Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza (2015) donde el 70% de las capturas son de *R. terraenovae*. Para llenar los vacíos de los años en los que no se tiene un porcentaje se utilizó la media de los valores del año anterior y el año posterior al año sin datos.

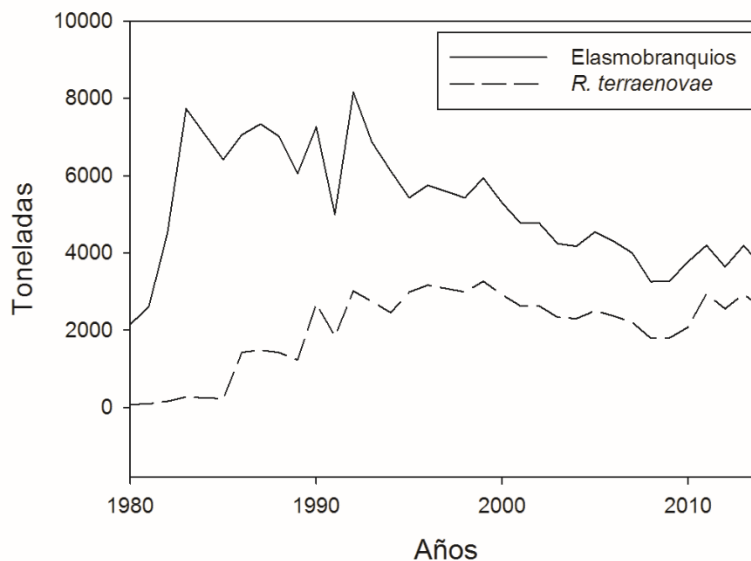


Figura 4. Serie de tiempo 1980-2014 de la captura anual de Elasmobranquios, según estadísticas oficiales (línea continua) y la captura anual estimada de *Rhizoprionodon terraenovae* (línea punteada) de los estados de Tabasco, Campeche y Yucatán (SAGARPA 1980-2014).

Como el valor inferior de la capacidad de carga ( $K$ ) se consideró el valor en peso de la más alta captura anual (año record), y como valor superior de  $K$  se tomó el valor cien veces mayor de la máxima captura, tal como lo recomiendan Martell & Froese (2013). Para el valor de la tasa intrínseca de crecimiento poblacional ( $r$ ) se utilizaron tres escenarios. El primer escenario utilizó como valor mínimo de  $r$  el reportado por Márquez-Farías & Castillo-Géniz (1998) de 0.021, y como máximo valor de  $r$  el estimado por Bada (2015) de 0.274, con una media de 0.242. El segundo escenario solo consideró el valor de  $r$  reportado por Márquez-Farías & Castillo-Géniz (1998) (0.021). Y en el tercer escenario solamente se consideró el valor reportado por Bada (2015) de  $r = 0.274$ . Esto en orden de ver que tan sensible es el análisis a los valores de  $r$ .

En el método de Martell & Froese (2013), para calcular el porcentaje de disminución se asume un valor *a priori* de  $B_e/K$ ; donde  $B_e$  es la biomasa del último año, en función de la razón entre la captura a escala del último año:  $C_e/C_{max}$  ( $C_e$  es la captura del último año y  $C_{max}$  es la captura máxima de la serie de tiempo), cuando  $C_e/C_{max} > 0.5$  entonces  $B_e/K \in [0.3, 0.7]$ , y cuando  $C_e/C_{max} \leq 0.5$  entonces  $B_e/K \in [0.01, 0.4]$  (Zhou et al. 2017). En el caso analizado, a partir de la serie de tiempo se encontró  $C_e/C_{max} = 0.446$ ; por lo que se utilizó un valor de  $B_e/K = 0.4$ ; que convertido a porcentaje de disminución sobre la base de 1, mediante  $1 - B_e/K$  se obtuvo el valor de 0.6. Se realizaron 30000 simulaciones Montecarlo por escenario. Este modelo utilizó la función CatchMSY del paquete Fishmethods, en el programa R.

### 6.3.3. Fuente de datos: conocimiento ecológico local (CEL).

Se siguió la metodología de Sáenz-Arroyo et al. (2005), en la que se pregunta por la mejor captura e información asociada (lugar, año, entre otros) ya que es más fácil para los pescadores recordar ese tipo de datos puntuales. De esta manera es posible estimar si hubo cambios en las áreas de pesca y en la abundancia histórica.

#### 6.3.3.1. Cambios históricos en las áreas de pesca.

Para estimar si ha habido cambios en las áreas de pesca histórica se realizaron entrevistas semi-estructuradas ( $n = 21$ ) a los pescadores activos y retirados del puerto de San Román (Anexo I). Todos son o fueron capitanes de lancha (embarcación menor). En las entrevistas se preguntó cuál fue su mejor viaje de pesca durante la temporada de

pesca de dirigida (marzo-junio) y dónde se realizó la captura. De igual manera, en que área opera en la actualidad. Adicionalmente, se les mostró un mapa dividido en cuadrantes  $-94^{\circ}$  a  $-88^{\circ}$  de longitud por  $18^{\circ}$  a  $22^{\circ}$  de latitud para que identificaran las zonas de pesca de su mejor captura en el pasado y en la actualidad.

#### 6.3.3.2. Cambios históricos en la abundancia.

Para calcular la CPUE histórica, en las entrevistas, también se preguntó cuánto fue el peso del mejor viaje y cuántos días de duración tuvo el viaje. Así mismo, si ha notado un cambio en la abundancia de las capturas. Para ver si hay relación entre la distancia del mejor viaje y el viaje actual, la CPUE, la fecha de los viajes y el tiempo operando en la flota se realizaron regresiones polinómicas ponderadas localmente.

## 7. Resultados

Se obtuvieron 27,247 organismos en 3,029 días de pesca de los cuales se midieron y se sexaron el 13 % (3,490) organismos, 2,272 machos y 1,218 hembras.

Se presentan los resultados de los ocho indicadores utilizados: captura por unidad de esfuerzo (CPUE), proporción de sexos e indicadores de tallas  $P_{mat}$  y  $P_{opt}$  (Froese 2004), proporción del potencial reproductivo (SPR), tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ), tasa de explotación ( $U$ ), cambios históricos en las áreas de pesca y cambios históricos en abundancia relativa. Los indicadores de tallas  $P_{mat}$  y  $P_{opt}$  de Froese (2004) se presentarán en la misma sección para fines comparativos al igual que la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ) y la tasa de explotación ( $U$ ).

### 7.1. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE).

En todos los años de estudio (2013-2017) se obtuvieron los valores promedio más altos de CPUE durante la temporada dirigida, cuando ocurre la mayor proporción de capturas en el año (Figura 5 y 6). Se observó una tendencia estable en la CPUE de la temporada de pesca dirigida entre años (Figura 5 y 6). En 2017 se registró el mayor promedio de CPUE en la temporada de pesca dirigida, con valor de 23.83 individuos y 71.68 kg por día de pesca (Figura 5 y 6). En 2016 se registró el promedio más bajo de CPUE de la temporada de pesca dirigida, con 11.67 individuos y 33.09 kg por día de pesca (Figura 5 y 6). La mayor captura por viaje, en la temporada de pesca dirigida, ocurrió en 2015 alcanzando casi la media tonelada por día de pesca (Figura 5 y 6).



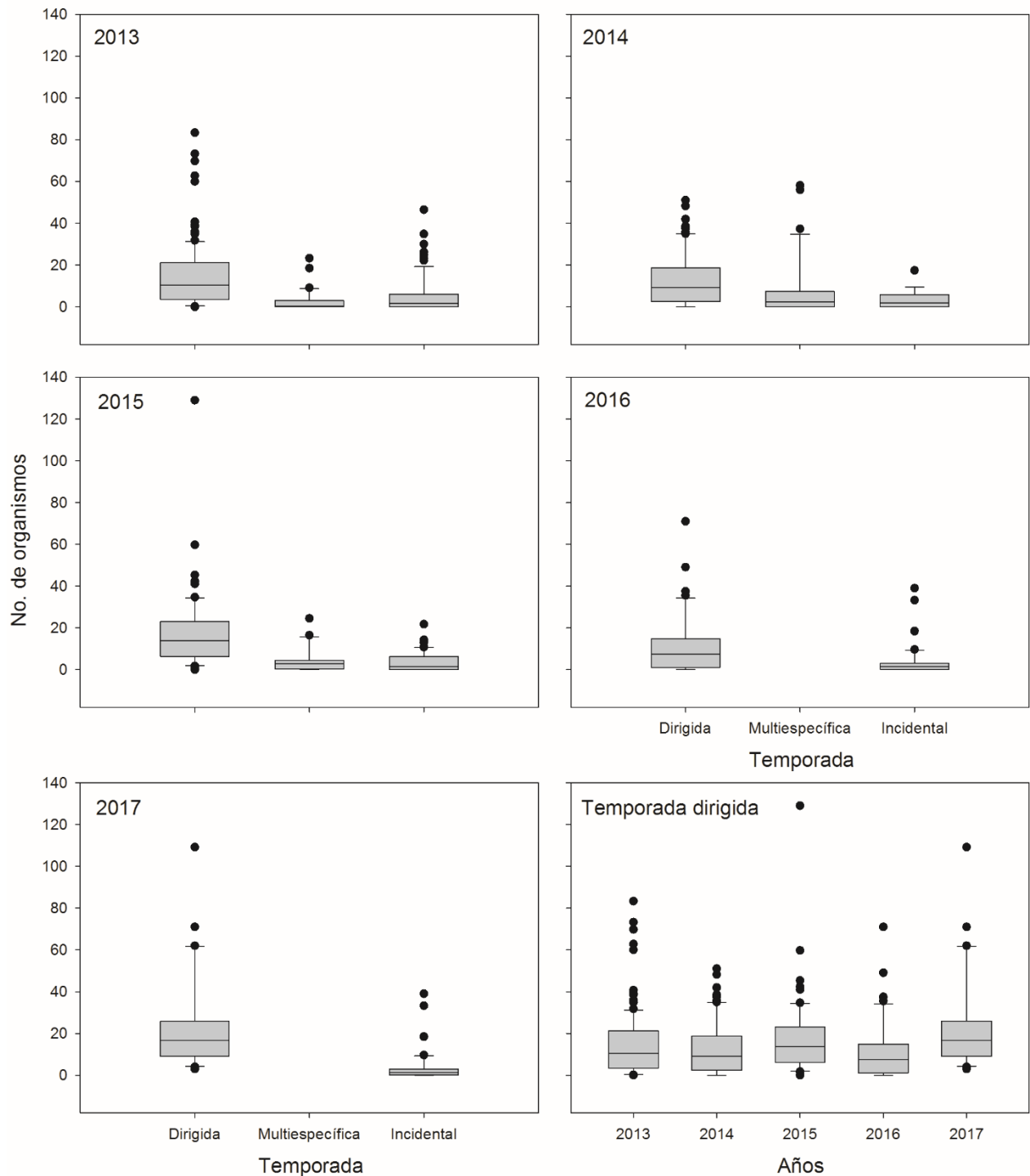


Figura 5. Captura por unidad de esfuerzo de *Rhizoprionodon terraenovae*, en número de individuos por día de pesca, para los años 2013 a 2017 y CPUE anual de la temporada de pesca dirigida de todos los años. Línea continua mediana, recuadro gris cuartiles ( $Q_{25\%}$  y  $Q_{75\%}$ ), las líneas externas representan 1.5 veces el rango intercuartilico y puntos datos externos. Para los años 2016 y 2017 no se tuvieron registros de la temporada multiespecífica.

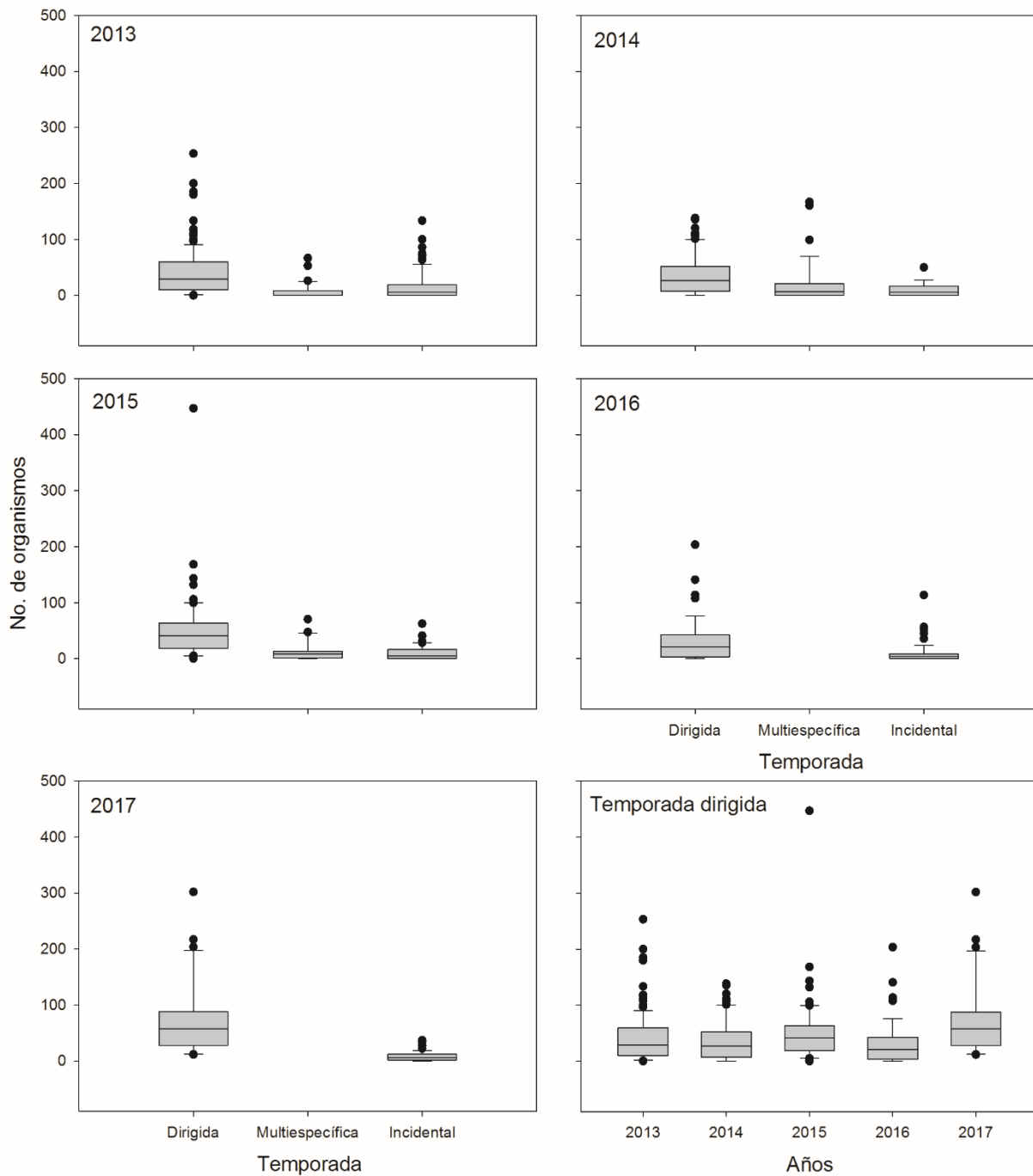


Figura 6. Captura por unidad de esfuerzo de *Rhizoprionodon terraenovae*, en peso total de la captura en kg por día de pesca, para los años 2013 a 2017 y CPUE anual de la temporada de pesca dirigida de todos los años. Línea continua mediana, recuadro gris cuartiles (Q<sub>25%</sub> y Q<sub>75%</sub>), las líneas externas representan 1.5 veces el rango intercuartilico y puntos datos externos. Para los años 2016 y 2017 no se tuvieron registros de la temporada multiespecífica.

Los siguientes resultados fueron calculados solo para la temporada dirigida de cada año.

## 7.2. Proporción de sexos e indicadores de sobrepesca a partir de las tallas (Froese 2004).

La proporción de sexos en la captura fue de 2 machos por cada hembra en todos los años de estudio, 2013-2017, con base estadística se rechazó la hipótesis nula que postulaba una proporción Macho:Hembra 1:1 (Tabla 2).

Tabla 2. Proporción de sexos por año de *Rhizoprionodon terraenovae*. Machos (M), hembras (H), estadístico de prueba con distribución chi cuadrada ( $X_{est}^2$ ), grados de libertad (g.l.) y valor de probabilidad (P).

Año	M:H	$X_{est}^2$	g.l.	P
2013	2:1	4700.94	23	< 0.0001
2014	2:1	4928.45	56	< 0.0001
2015	2:1	10014.72	57	< 0.0001
2016	2:1	2021.35	34	< 0.0001
2017	2:1	2376.26	28	< 0.0001

La talla de madurez para ambos sexos de *Rhizoprionodon terraenovae* es de 81.15 cm de longitud total (LT). Los machos maduran a los 80.43 cm LT y las hembras maduran a los 82.71 cm LT. Además, se calculó la talla óptima de captura  $L_{opt}$  de 104.01 cm LT tanto para machos como para hembras (Tabla 3). Es importante recalcar que la talla óptima de captura siempre resultó más alta que la talla de madurez.

Tabla 3. Talla óptima de captura ( $L_{opt}$ ) y talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) de *Rhizoprionodon terraenovae* para machos, hembras y ambos sexos. Intervalo de confianza inferior (ICI<sub>2.5%</sub>) e intervalo de confianza superior (ICS<sub>95%</sub>).

Sexo	Talla óptima	Talla de madurez	ICI-2.5%	ICS-95%
<b>Machos</b>	104.012 cm	80.430 cm	78.573 cm	82.232 cm
<b>Hembras</b>	104.012 cm	82.708 cm	79.749 cm	85.519 cm
<b>Ambos sexos</b>	104.012 cm	81.151 cm	79.578 cm	82.620 cm

El porcentaje de organismos maduros ( $P_{mat}$ ) tanto para machos y hembras se incrementó de 2013 a 2014, pasando de 50% a 94% en machos y de 63% a 89% en hembras (Figura 6); luego se estabiliza de 2014 a 2017, (Figura 7). En general la tendencia se mantiene

estable en el periodo de estudio, por lo que probablemente la pesca no ha reducido el promedio de tallas de la población. Hubo un incremento constante en el porcentaje de hembras capturadas en su talla óptima. Sin embargo, en los machos solamente en 2016 y 2017 alcanzó o superó el 1%, con valores de 4% y 1%, respectivamente (Figura 7). No hubo efecto visible de la pesca en la proporción de las tallas; al contrario, aumento el porcentaje de hembras en el intervalo de talla óptima.

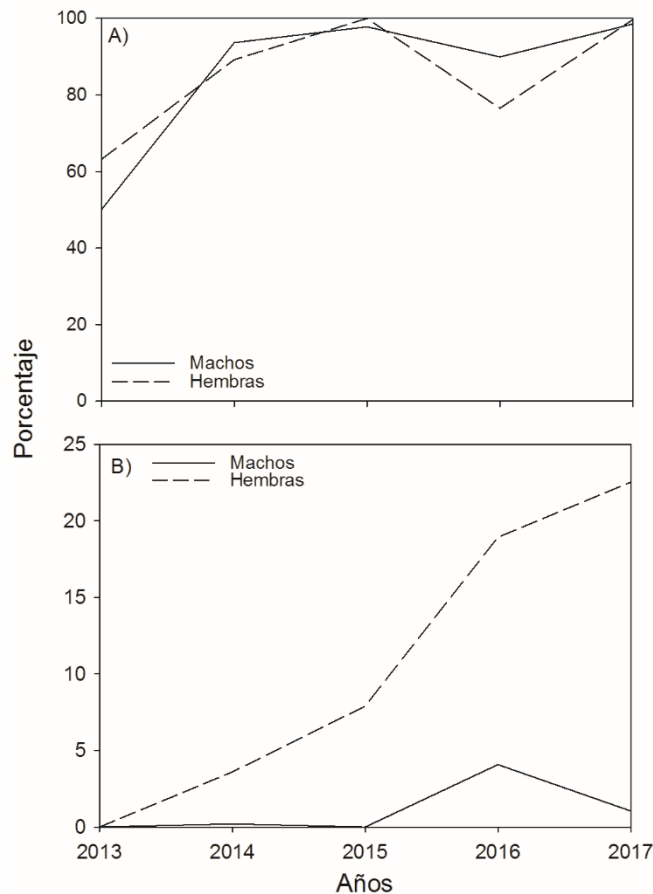


Figura 7. A) Porcentaje de organismos maduros ( $P_{mat}$ ) y B) en su talla óptima ( $P_{opt}$ ) de la captura de los años 2013 a 2017 de *Rhizoprionodon terraenovae*.

### 7.3. Proporción del potencial reproductivo (SPR).

Con el método de LB-SPR se ajustó un modelo logístico de selectividad por talla de los años 2014-2017, y se observó que los organismos son capturados después de alcanzar la talla de madurez (Figura 8). Tanto LB-SPR como LIME estimaron un SPR con valores

por arriba de 0.35, valor considerado como punto de referencia objetivo, de tipo precautorio para no colapsar a una población de tiburones (Figura 9).

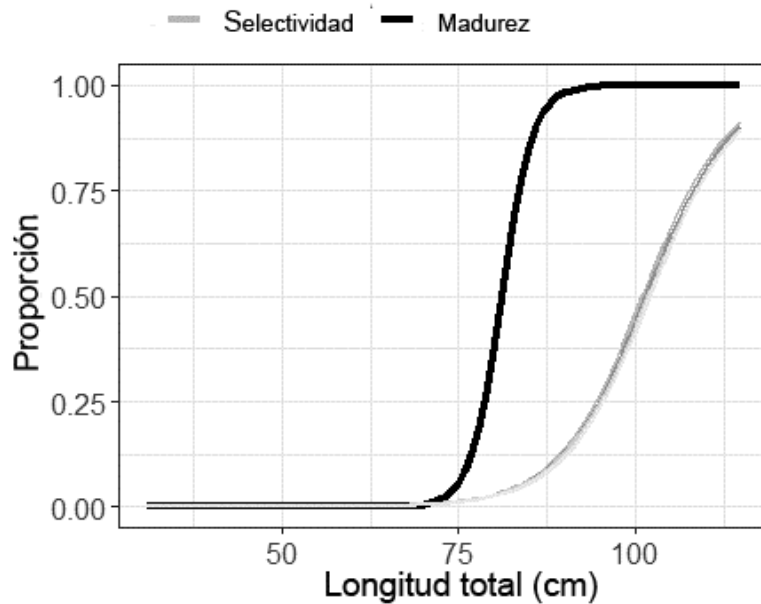


Figura 8. Relación de la madurez (línea negra) y la selectividad (línea gris) con respecto a la talla, en cm LT de *Rhizoprionodon terraenovae*; a partir de datos 2014-2017.

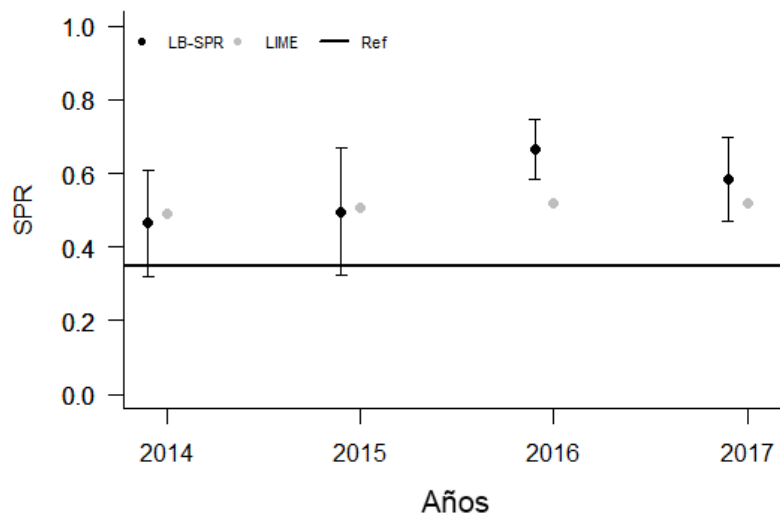


Figura 9. Proporción del potencial reproductivo (SPR) de la temporada de pesca dirigida de *Rhizoprionodon terraenovae* del 2014 a 2017 por los métodos LB-SPR (círculos negros), LIME (círculos grises) y punto de referencia según Anon (1997) (línea negra).

#### 7.4. y 7.5. Tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ) y tasa de explotación ( $U$ ).

La estimación de la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ) y la tasa de explotación ( $U$ ), requirió antes estimar la tasa de mortalidad natural ( $M$ ) y de mortalidad total ( $Z$ ) transformando la estructura de tallas a edades. En 2013, la edad de reclutamiento fue la clase de 2 años, que precisamente correspondió al pico de captura. En 2014 y 2015 la edad de reclutamiento fue 4 años. En 2016 y 2017 el pico de captura correspondió a la clase de edad 5 años; siendo ligeramente más alta la captura que la de la clase de edad cuatro (Anexo II).

El año 2014 tuvo la mayor tasa de mortalidad total  $Z = 0.932$  seguido por el valor registrado en 2015 ( $Z = 0.86$ ); mientras que en 2016 la  $Z$  fue de 0.772 y, por último, en 2017 alcanzó un valor de  $Z = 0.841$ . En 2013 se registró la tasa de mortalidad total más baja, con una  $Z = 0.505$  (Tabla 4, anexo II). Para todos los años, la tasa de mortalidad natural ( $M$ ) fue de 0.502 (Tabla 4). Tanto la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ) como la tasa de explotación ( $U$ ) están por encima de sus rendimientos máximos sostenibles en los tres escenarios calculados a partir de las series históricas oficiales de pesca y el método de Martell & Froese (2013) (Escenario 1  $F_{rms} = 0.029$  y  $U_{rms} = 0.024$ ) (Escenario 2  $F_{rms} = 0.01$  y  $U_{rms} = 0.009$ ) (Escenario 3  $F_{rms} = 0.137$  y  $U_{rms} = 0.106$ ) (Figura 10), lo que indica que la población está en condiciones (estado) de sobrepesca.

Tabla 4. Tasa de supervivencia ( $S$ ), tasa de mortalidad total ( $Z$ ), tasa de mortalidad natural ( $M$ ), tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ), tasa de explotación ( $U$ ), intervalo de confianza inferior (ICI), intervalo de confianza superior (ICS) y error estándar (ES) para *Rhizoprionodon terraenovae* de 2013 a 2017.

Año	S	ICIS-2.5%	ICIS-95%	ES <sub>S</sub>	Z	ICIZ-2.5%	ICIZ-95%	ES <sub>Z</sub>	M	F	U
2013	60	50.58	69.42	4.8	0.505	0.32	0.69	0.09	0.502	0.003	0.003
2014	39.3	36.26	42.33	1.55	0.932	0.76	1.11	0.09	0.502	0.43	0.349
2015	42.02	34.95	49.1	3.61	0.86	0.56	1.16	0.15	0.502	0.358	0.301
2016	46.12	42.41	49.83	1.89	0.772	0.6	0.94	0.09	0.502	0.27	0.237
2017	43.07	39.64	46.5	1.37	0.841	0.65	1.03	0.1	0.502	0.339	0.288

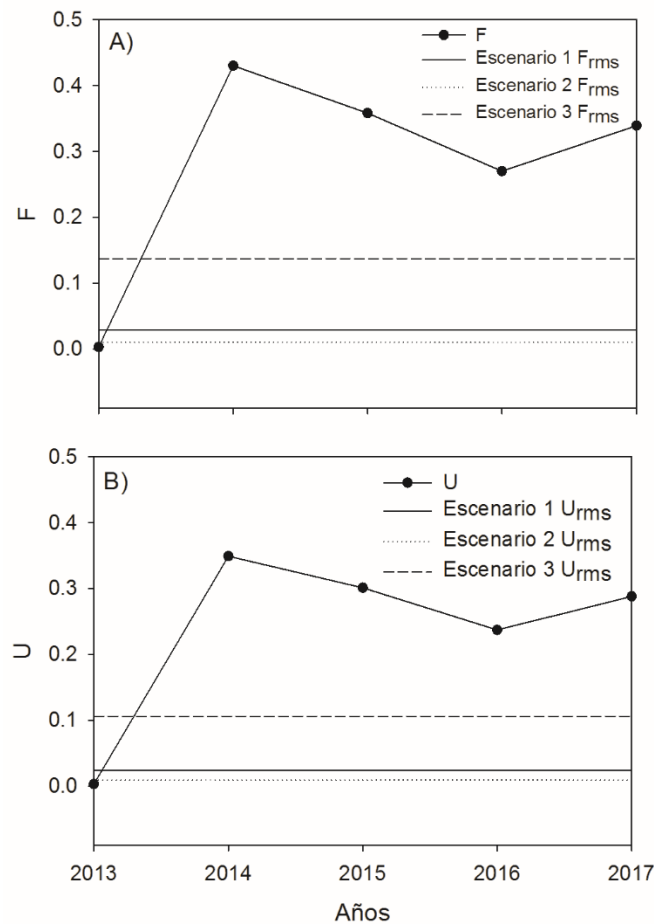


Figura 10. A) Tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ), tasa de mortalidad por pesca al nivel de rendimiento máximo sostenible ( $F_{RMS}$ ) para los tres escenarios y B) tasa de explotación ( $U$ ), tasa de explotación al nivel de rendimiento máximo sostenible ( $U_{RMS}$ ) para los tres escenarios de la temporada de pesca dirigida de *Rhizoprionodon terraenovae*, periodo 2013-2017.

## 7.6. Cambios históricos en las áreas de pesca.

A partir de las 21 entrevistas realizadas a pescadores y ex pescadores del puerto de San Román haciendo uso del conocimiento ecológico local (CEL) se observó que las áreas de pesca señaladas por los pescadores en el mapa (durante las entrevistas) son similares a los puntos obtenidos a partir de la distancia y rumbo de los registros de desembarco (Figura 11). No se observó patrón alguno que indique cambios en las zonas de pesca de la temporada dirigida entre los mejores viajes históricos y donde opera con normalidad la flota. Solamente hay un viaje de pesca que está muy lejos al norte, pero ese viaje fue realizado por una embarcación de mediana altura, las cuales tienen mayor autonomía

(Figura 11). En la relación entre la distancia del viaje de pesca con la fecha del viaje no se ve una ligera tendencia a que cada vez se pesca más cerca, sin embargo, la mayoría de los viajes se realizaron entre las 30 y 60 millas náuticas (Figura 12 A). La diferencia de distancia entre los mejores viajes y los viajes actuales no parece tener un patrón, incluso algunos de los mejores viajes se realizaron en zonas más alejadas que la de los viajes actuales (Figura 12 B).

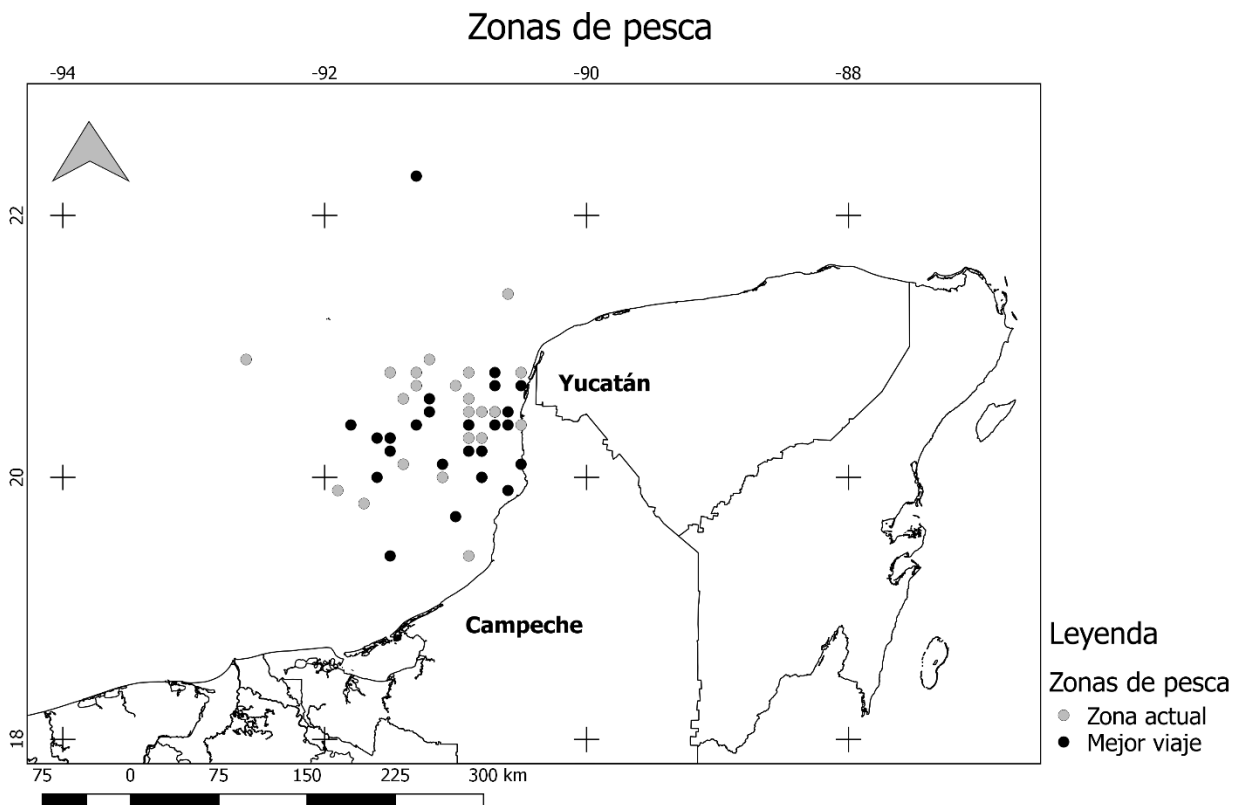


Figura 11. Mapa de las zonas de pesca actuales y de los mejores viajes históricos de pesca de la temporada de pesca dirigida de *Rhizoprionodon terraenovae*.



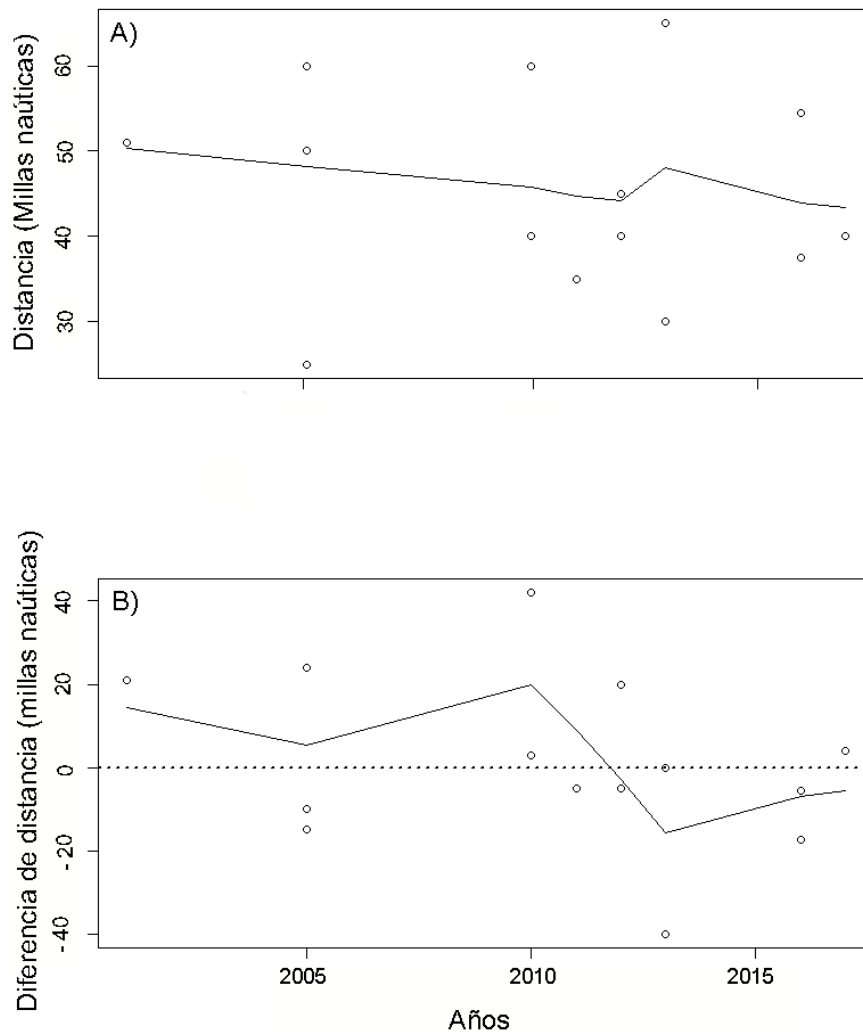


Figura 12. Relación del año de captura con A) la distancia del viaje de pesca y B) la diferencia entre la zona actual y la zona de la mejor captura histórica de *Rhizoprionodon terraenovae*. Los valores negativos en B indican que la mejor captura histórica fue más lejos que en la zona actual y la línea punteada indica cuando no hubo diferencia en las distancias.

### 7.7. Cambios históricos en la abundancia relativa.

Con la información del conocimiento ecológico local (CEL) se encontró que ha habido una disminución a lo largo del tiempo en la captura (kg) por día de pesca de los mejores viajes, y finalmente parece que hay una pequeña estabilización en la captura (Figura 13 A). En la relación de la distancia de captura con los kg por día de pesca hay altas capturas en las 30 millas náuticas y luego hay una disminución de las 40 a las 60 millas náuticas,

y a partir de las 60 millas la captura vuelve a incrementar (Figura 13 B). De los 21 pescadores entrevistados, el 86% perciben que ha disminuido la cantidad de cazones que capturan, lo cual concuerda con la relación en la captura (kg) por día de sus mejores viajes con relación al año en qué ocurrió (Figura 13 A). Las razones que dieron los pescadores para explicar la disminución de la captura fueron muy variadas, aunque la sobre-explotación fue la más recurrente (43% de los entrevistados); seguido de la percepción de que es una diferencia de abundancia normal entre años (28% de los entrevistados); la pesca ilegal (9%), falta de alimento para los cazones (5%) y tirar las vísceras al mar espanta a los cazones (5%).

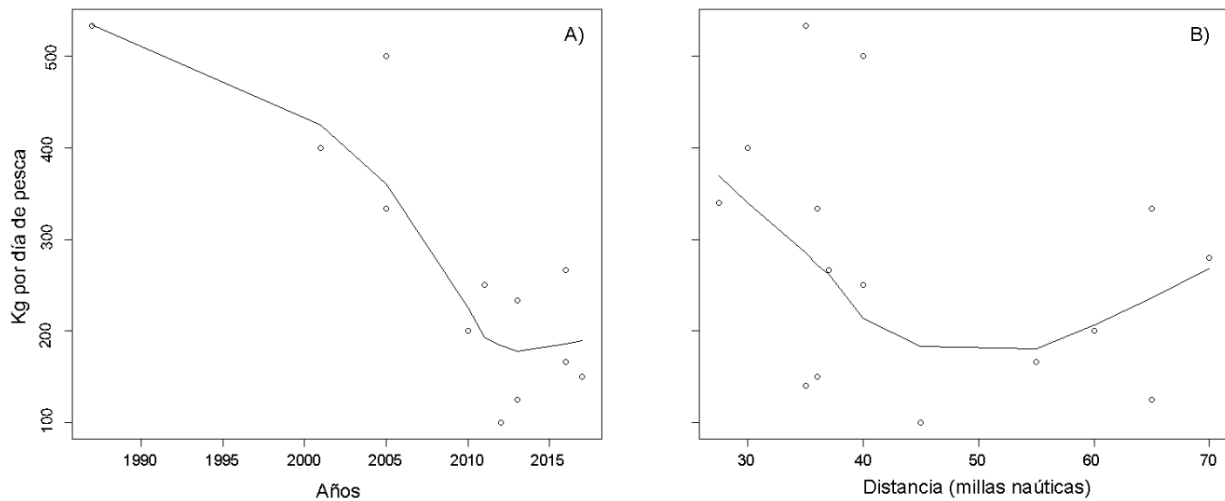


Figura 13. Relación de la captura por unidad de esfuerzo, en kg por día de pesca, de *Rhizoprionodon terraenovae* del mejor viaje histórico con respecto al año de ocurrencia (A) y la distancia del viaje (B).

## 8. Discusión

La ciencia pesquera en los últimos 100 años ha desarrollado modelos cada vez más complejos para evaluar los stocks (Froese 2004). Estos modelos aparte de complejos requieren ciertos parámetros y datos difíciles de obtener aún en las pesquerías bien estudiadas. Para pesquerías de pequeña escala que tienen datos limitados o dependientes de la pesca, por lo general, la composición de tallas (Hordyk et al. 2015) y la CPUE (Maunder et al. 2006) son la única fuente de información disponible para los investigadores y las dependencias que se encargan del manejo.

En este estudio, enfocado a una pesquería de pequeña escala de *R. terraenovae* con datos limitados, se utilizaron ocho indicadores que requieren únicamente la estructura de tallas y datos de captura. Se utilizaron estos indicadores para determinar si son consistentes sus resultados sobre la condición del stock. El estudio se enfocó principalmente en la temporada de pesca dirigida, cuando ocurre la agregación reproductiva de *R. terraenovae*, a mediados de marzo a junio y donde esta especie conforma el 80% de las capturas en esa temporada de pesca (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015), lo cual indica que hay un pulso fuerte en la pesca durante estos meses.

Cuatro indicadores marcaron que la población se encuentra estable: CPUE de los registros de pesca en el período 2013-2017, indicadores de tallas (Froese 2004), proporción del potencial reproductivo (SPR) y cambios históricos en las áreas de pesca a partir del conocimiento ecológico local. En contraste, tres indicadores: la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ), la tasa de explotación ( $U$ ) al compararlos con sus rendimientos máximos sostenibles ( $F_{rms}$  y  $U_{rms}$ ), para el cálculo de los rendimientos máximos sostenibles se usaron series oficiales históricas de captura; y la CPUE estimada con el conocimiento ecológico local determinaron que la población está sobre-explotada (Tabla 5). Los estimadores de mayor incertidumbre ( $F_{rms}$  y  $U_{rms}$ ) por la poca credibilidad de las series oficiales de captura.

Tabla 5. Métodos para la evaluación del stock de *Rhizoprionodon terraenovae* en la temporada de pesca dirigida en el Banco de Campeche. captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE), tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ), rendimiento máximo sostenible de  $F$  ( $F_{RMS}$ ), tasa de explotación ( $U$ ), rendimiento máximo sostenible de  $U$  ( $U_{RMS}$ ), tasa de mortalidad total ( $Z$ ), tasa de mortalidad natural ( $M$ ), capacidad de carga ( $K$ ), tasa de renovación poblacional ( $r$ ), rendimiento máximo sostenible (RMS), proporción del potencial reproductivo basado en tallas (LB-SPR), efectos mixtos integrados basado en tallas (LIME), proporción del potencial reproductivo (SPR), tasa de crecimiento individual ( $k$ ), madurez al 50% ( $L_{50}$ ) y al 95% ( $L_{95}$ ), selectividad al 50% ( $S_{L50}$ ) y al 95% ( $S_{L95}$ ), talla asintótica ( $L_{\infty}$ ), edad en la talla 0 ( $t_0$ ) y conocimiento ecológico local (CEL).

Método	Datos de entrada	Resultados	Supuestos	Limitaciones o sesgos	Estado del stock de <i>R. terraenovae</i>
<b>CPUE (Gulland 1983)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Unidad de captura</li> <li>Unidad de esfuerzo</li> </ul>	Abundancia relativa	La captura representa la abundancia relativa	La CPUE puede no representar la abundancia debido a varios factores que puedan influir en la captura (Maunder et al. 2006)	Estable
<b>Indicador de tallas (Froese 2004)</b>	Porcentajes: <ul style="list-style-type: none"> <li>Maduros</li> <li>Tallas óptimas</li> </ul>	Tendencia en la estructura de tallas	La sobre-explotación disminuye el promedio de tallas de los organismos	Un cambio en el equipo de pesca puede cambiar las tendencias de la estructura de tallas (Stevens et al. 2000)	Estable
<b><math>F</math> vs <math>F_{rms}</math> (Martell &amp; Froese 2013)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li><math>Z</math> y <math>M</math></li> <li><math>K</math>, <math>r</math> y porcentaje de disminución</li> <li>Serie tiempo de la captura oficial</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li><math>F</math></li> <li><math>F_{rms}</math></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Población en equilibrio</li> <li>Relación entre <math>r</math> y <math>K</math> con RMS</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Poblaciones raramente en equilibrio (Hordyk et al. 2015)</li> <li>Las variaciones en la serie de tiempo no siempre representan cambios en la abundancia</li> </ul>	$F > F_{rms}$
<b><math>U</math> vs <math>U_{rms}</math> (Ricker 1975; Martell &amp; Froese 2013)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li><math>F</math></li> <li><math>K</math>, <math>r</math> y porcentaje de disminución</li> <li>Serie de tiempo de la captura oficial</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li><math>U</math></li> <li><math>U_{rms}</math></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Población en equilibrio</li> <li>Relación entre <math>r</math> y <math>K</math> con RMS</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Poblaciones raramente en equilibrio (Hordyk et al. 2015)</li> <li>Las variaciones en la serie de tiempo no siempre representan cambios en la abundancia</li> </ul>	$U > U_{rms}$
<b>Potencial reproductivo (LB-SPR y LIME) (Hordyk et al. 2015; Rudd &amp; Thorson 2017)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Estructura de tallas</li> <li><math>M</math>, <math>k</math>, <math>L_{50}</math>, <math>L_{95}</math>, <math>L_{\infty}</math>, <math>t_0</math> y relación talla-peso <math>a</math> y <math>b</math></li> </ul>	SPR	<ul style="list-style-type: none"> <li>Población en equilibrio</li> <li>La estructura de tallas representa al stock</li> <li>Relación entre <math>F</math> y <math>M</math> con el SPR</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Estructura de tallas no representa todo el stock (Hilborn &amp; Walters 1992)</li> <li>Problemas con estructura de tallas con forma de campana (Hordyk et al. 2015)</li> </ul>	Estable
<b>Cambios históricos en las áreas de pesca con CEL (Sáenz-Arroyo et al. 2005)</b>	Datos históricos de zonas de pesca: <ul style="list-style-type: none"> <li>Antiguas</li> <li>Actuales</li> </ul>	Cambios en las áreas de pesca	La información brindada por los pescadores es confiable	<ul style="list-style-type: none"> <li>Depender de la memoria del pescador</li> <li>Muchas veces tienden a exagerar (Sáenz-arroyo &amp; Revollo-fernández 2016)</li> </ul>	Estable
<b>Cambios históricos en la abundancia relativa con CEL (Sáenz-Arroyo et al. 2005)</b>	Datos históricos de: <ul style="list-style-type: none"> <li>Captura</li> <li>Esfuerzo</li> </ul>	Cambios en la abundancia relativa (CPUE)	<ul style="list-style-type: none"> <li>La información brindada por los pescadores es confiable</li> <li>La captura representa la abundancia</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Depender de la memoria del pescador</li> <li>Muchas veces tienden a exagerar (Sáenz-arroyo &amp; Revollo-fernández 2016)</li> </ul>	CPUE histórica disminuyendo

### **8.1. Indicadores que determinaron población estable.**

La CPUE, estimada mediante los registros de desembarco, tanto con la captura en número de organismos como en peso (siendo el último el que tiene más significado para la abundancia del stock) de la captura se mantiene estable, lo que parece indicar que no ha habido un decremento en la abundancia relativa del stock, por lo menos en los últimos años. Sin embargo, es recomendable tener un punto comparativo de años anteriores para no caer en “el síndrome de línea base desplazada” (Pauly 1995). Es importante recalcar que varios factores a parte de la abundancia pueden influir en la CPUE como el cambio en el comportamiento de los organismo (reproducción o alimentación) y cambios en las áreas de pesca (King 2013), enmascarando realmente lo que está pasando con la abundancia. Otro problema es que, al tratarse de una agregación reproductiva, es difícil calcular la abundancia. Esto debido a que cuando un gran número de individuos se concentra periódicamente de manera predecible, la relación entre la CPUE y abundancia ya no es directamente proporcional. Es decir, la CPUE puede aparentar estabilidad, aunque el número de organismos agregándose disminuya. A esta condición se le llama “hiperestabilidad” y ha sido un problema para la evaluación y manejo de las pesquerías (Hilborn & Walters 1992). La “hiperestabilidad” de la CPUE es más marcada entre periodos de tiempo cortos, como semanas. Sin embargo, al comparar años es más difícil que ocurra la “hiperestabilidad” de la CPUE. La CPUE por si sola, provee información limitada sobre el efecto de la pesca en el stock, por lo que es importante incluir la información sobre su imprecisión (por ejemplo: contexto histórico, cambios en reglamentos de pesca, etc.) para que esta pueda ser analizada y tomada en cuenta (Maunder et al. 2006) y junto con otros indicadores ayuden en la toma de decisiones.

Otros estudios de *R. terraenovae* han documentado una CPUE estable e incluso con un incremento a lo largo del tiempo, como el estudio de Parsons & Hoffmayer (2005) en el norte central del Golfo de México de 1998 al 2000, donde en el año 2000 la CPUE fue el doble de los años anteriores. De igual manera, Carlson et al. (2008) en el noroeste de Florida en 2005 y 2006, estimaron que la CPUE de juveniles fue mayor en 2006. En el estudio de Parsons & Hoffmayer (2005) utilizaron la CPUE estandarizada para remover el efecto de otros factores que puedan afectar la CPUE, sugiriendo que un cambio en ésta se debe realmente a un cambio en la abundancia del stock. Carlson et al (2008)

encontraron que los resultados de la CPUE eran consistentes con los datos de telemetría, lo que sugiere que la CPUE del estudio refleja realmente los cambios en la abundancia del stock. Los resultados de este estudio junto con los de Parsons & Hoffmayer (2005) y Carlson et al. (2008) sugieren que *R. terraenovae* es una especie que a pesar de la presión pesquera relativamente alta a la que está sometida sus poblaciones pueden mantenerse estables.

De los indicadores de Froese (2004) se utilizaron dos, ya que, para el indicador de los mega reproductores no se encontró una relación entre el tamaño de las hembras grávidas con el número de crías. Froese (2004) hace hincapié en las diferencias entre peces óseos y tiburones, debido a las diferencias en las historias de vida entre ambos grupos, sobre todo en el indicador de los mega reproductores, ya que, en peces la relación talla y número de crías es mucho más marcada que en tiburones. Tanto para machos como para hembras el porcentaje de organismos maduros ( $P_{mat}$ ) está arriba del 75%, excepto para el 2013, aunque este año tiene un número de organismos registrados muy bajo (24 machos y 19 hembras) por lo que el resultado no es concluyente. En el caso del porcentaje de tallas óptimas ( $P_{opt}$ ) los machos en ningún año supera el 5% de la captura; lo contrario en hembras que van aumentando el porcentaje de tallas óptimas, alcanzando hasta un 20%. Eso puede ser resultado de un dimorfismo sexual con respecto a la longitud total (LT), como pasa con muchos otros elasmobranquios con modos de reproducción vivípara, donde las hembras alcanzan tallas mayores que los machos (Sims 2003). La talla máxima registrada en este estudio (113 cm de LT) supera a la reportada en la FishBase (Bowman et al. 2000), Compagno et al. (2006) y la IUCN (Cortés 2009) de 110 cm de LT. El que la estructura de tallas siga manteniéndose constante para *R. terraenovae* y se sigan capturando organismos de tallas mayores de 100 cm es un buen indicio del posible estado saludable de la población, lo que concuerda con otros estudios que se han hecho en el Golfo de México donde la talla máxima va de los 102 a los 118 cm de LT (Parsons 1985; Márquez-Farias & Castillo-Géniz 1998; Loefer & Sedberry 2003; Zea De la Cruz 2012; Bada 2015; Martínez-Cruz et al. 2016).

Tanto el método de la proporción del potencial reproductivo basado en tallas (LB-SPR) y efectos mixtos integrados basado en tallas (LIME) resultaron encima del 0.35, es decir,

que se está dejando libre el 35% de la población reproductiva. Se toma 0.35 como punto de referencia precautorio (Anon 1997), porque debajo de este punto se considera que un stock de tiburones está sometido a un régimen de sobre-explotación. El problema con los métodos de evaluación de stocks basados en tallas es que muchas veces la estructura de tallas no representa a todo el stock (Hilborn & Walters 1992), debido a la selectividad del equipo de pesca (Stevens et al. 2000), sobre todo, si los organismos maduros no están representados en la muestra. Si los organismos de mayor tamaño son excluidos de la muestra el valor del SPR puede subestimado. Sin embargo, en el caso de este estudio los organismos maduros están bien representados en la muestra. Un problema común en el manejo de recursos pesqueros es utilizar un punto de referencia no específico, sino para un grupo de organismos en general. Por ejemplo, tener como punto de referencia un 0.35 de SPR para el grupo de tiburones (Anon 1997), sin tomar en cuenta que los tiburones son un grupo de peces con diferentes historias de vida. Es decir, las especies de tiburones más productivas pueden tener puntos de referencia para SPR más bajos y de mortalidad por pesca (F) más altos (Braccini et al. 2015). A la fecha, esta es la primera evaluación del potencial reproductivo para *R. terraenovae*. Para otras especies de tiburón, se han hecho este tipo de estimación, como: 1) tiburón mako (*Isurus oxyrinchus*) en el noroeste del océano Pacífico de 1990 a 2003, con valores de SPR que va de 0.14 a 0.43 (Chang & Liu 2009) y 2) tiburón zorro (*Alopias pelagicus*) en el este del mar de Taiwán, en donde Liu et al. (2006) estimaron valores de 0.32-0.36 en el periodo de 1990 a 2004. Tanto en el estudio Chang & Liu (2009) como el de Liu et al. (2006) encontraron una relación inversa entre la intensidad de pesca con los valores de SPR, siendo los años con mayor pesca los que tienen los valores más bajos de SPR. Lo mismo ocurrió con *R. terraenovae*, donde los años con la mayor tasa de mortalidad por pesca fueron los años con los valores de SPR más bajos. Sin embargo en ningún año el valor de SPR está por debajo del punto de referencia (0.35) (Anon 1997) por lo que se considera que los valores de mortalidad por pesca a los que está sujeto el stock son los óptimos.

Al hacer la comparación de las zonas de pesca actuales con las de los mejores viajes utilizando el conocimiento ecológico local (CEL), se determinó que no ha habido un cambio en las áreas de pesca, lo que demuestra que la agregación no se ha desplazado

a lo largo del tiempo, como ocurre con otras pesquerías donde las especies objetivo que habitaban cerca de la costa se alejan o son sustituidas por pesquerías de especies que viven mar adentro, forzando a los pescadores a ir más lejos (Sala et al. 2004). Esto es debido a que a pesar de la gran presión pesquera, *R. terraenovae* se agrega para reproducirse y alumbrar en los meses de marzo a junio (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015) ya que los organismos son atraídos por recursos ambientales, estructuras oceánicas que proveen de protección y/o temperatura (Dudgeon et al. 2008), que existen en esa zona en particular. En este caso la reserva de la Biósfera de los Petenes (ubicada en la costa norte de Campeche), que posiblemente provee de las condiciones de protección y alimentación para que ocurra la agregación de la especie.

## **8.2. Indicadores que determinaron sobre-explotación**

La tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ) y la tasa de explotación ( $U$ ) (calculadas a partir de la estructura de tallas) están muy por encima de sus respectivos rendimientos máximos sostenibles, excepto en 2013. Sin embargo, los resultados no son concluyentes ya que como se menciona en los indicadores de sobrepesca a partir de tallas (Froese 2004), el año 2013 fue en el que hubieron menos registros del sub muestreo biológico ( $n = 43$ ), debido a un cambio en el esfuerzo de muestreo.

El cálculo de los rendimientos máximos sostenible se obtuvo a partir del método de Martell & Froese (2013), por lo que se tuvieron que usar los Anuarios Estadísticos de Pesca (CONAPESCA 1980-2014) para obtener la serie de tiempo de la captura, los cuales no están reportados por especie y se tuvieron que hacer supuestos. Uno de ellos fue asumir el porcentaje de la captura de elasmobranquios que es de *R. terraenovae* a lo largo del tiempo, con base en diferentes estudios (Alvarez 1989; Valenzuela-Jiménez 1993; Ocampo-Torres 1994; Peguero-Icaza & García-Gómez 1995; Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015). Otra consideración es la falta de formalidad y estandarización que existe al llenar las bitácoras oficiales debido a: 1) no existen observadores (a bordo o en muelles) que validen la información de los pescadores y 2) hay una restricción en la captura incidental en la cual los tiburones solo pueden formar el 10% del total capturado, lo que sugiere que los pescadores modifiquen los porcentajes de captura de peces de escama y cazón para poder comercializar con ambos productos (Pérez-Jiménez,



comunicación personal, 2018). A pesar de utilizar tres escenarios distintos para el cálculo de los RMSs con diferentes valores de  $r$ , siempre los valores de  $F$  y  $U$  estuvieron por encima de sus RMSs. Por lo anterior mencionado, considerar el cálculo de los rendimientos máximos sostenibles a partir de los Anuarios Estadísticos de Pesca como un indicador real, con todos los supuestos para este estudio, es poco fiable. Sobre todo por los valores tan bajo en los RMSs, que harían que la pesquería en cualquier nivel de explotación por más bajo que sea, no sea rentable. A pesar de conocer anticipadamente los problemas con el uso de estos registros, era importante realizar las estimaciones para determinar si los resultados eran similares a los encontrados con los otros estimadores, y también enfatizar el riesgo de utilizar las series de tiempo oficiales de captura para hacer aseveraciones acerca del estado de stock pesqueros de tiburones; y ver la sensibilidad de la prueba a diferentes valores de  $r$ .

Al hacer la comparación de la CPUE de la mejor captura (indicada por los pescadores en las entrevistas semi-estructuradas CEL), con el año en que ocurrió, se ve una disminución en la captura por día de viaje a lo largo del tiempo. A diferencia de la CPUE actual, estimada con registros de desembarcos pesqueros, que se mantiene estable del 2013 al 2017. En la serie de tiempo de la captura de 1980 al 2014 (CONAPESCA 1980-2014), se ve un decremento de las capturas a partir de los 90s y una estabilización a partir del 2010. Esto sugiere que, probablemente si haya habido un decremento en la biomasa a partir de 1990, (asumiendo que las capturas reflejan la biomasa), sin embargo, a pesar de que la pesca está por encima de su rendimiento máximo, ésta se encuentra estable actualmente. Hilborn et al. (2015) definen a este fenómeno como “sobre-explotación sostenible”, es decir, cuando la tasa de explotación anual de una pesquería es mayor a lo que produciría el rendimiento máximo a largo plazo, y ocasiona que la población fluctúe por debajo de su rendimiento máximo, sin llegar al colapso, esta tendencia puede suceder indefinidamente.

### **8.3. Estado del stock de *Rhizoprionodon terraenovae* en el Banco de Campeche.**

De todos los indicadores utilizados, aquellos basados en tallas como los de Froese (2004), la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ), la tasa de explotación ( $U$ ) (sin sus rendimientos máximos sostenibles) y los métodos para el potencial reproductivo (LB-SPR

y LIME) son los más confiables para este estudio, ya que son los que cumplen la mayoría de supuestos. Por lo tanto, con base en tales métodos se establece que el recurso *R. terraenovae* se encuentra en estado de explotación plena, bajo elevada presión de pesca quizás; pero no se encuentra cerca del colapso.

A pesar de que *R. terraenovae* es la especie de cazón más pescada en el Golfo de México (Castillo-Géniz et al. 1998; Márquez-Farias & Castillo-Géniz 1998; Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015; Martínez-Cruz et al. 2016) y que probablemente si hubo un importante decremento en sus capturas a partir de los 90s (CONAPESCA 1980-2014), la mayoría de los indicadores utilizados en este estudio muestran que es posible que su stock se encuentre actualmente estable. Esto puede deberse a cuatro razones: 1) que es una especie altamente productiva respecto a otros elasmobranquios (Cortés 1995) lo que le permite soportar niveles relativamente altos de explotación, 2) la veda que ocurre del 15 de mayo al 15 de junio (DOF 2014) que protege a la población durante los meses de agregación (Pérez-Jiménez & Méndez-Loeza 2015), 3) que se capturan más machos que hembras en la temporada de pesca dirigida, lo que beneficia a la población debido a que las hembras son las que contribuyen a la regeneración de la población, ya que el éxito reproductivo de éstas no depende del número de machos que hay en el stock (Getz & Haight 1989) y 4) que la talla de selectividad con el equipo de pesca usado por la flota artesanal es mayor que la talla de madurez, permitiendo a la población reproducirse antes de ser totalmente reclutada a la pesquería. Se ha comprobado que las tallas mínimas de captura, como medida de regulación, son exitosas en otras pesquerías, como es el caso del tiburón mamón (*Mustelus antarcticus*) en Australia, donde además de las cuotas de captura, se establece una talla mínima de captura entre 76 cm y 130 cm, dependiendo el arte de pesca, lo cual ha permitido que la pesca se mantenga como una actividad sostenible (Thomson & Sporcic 2013).

Para *R. terraenovae* solo se han realizado estudios de demografía poblacional en el Golfo de México utilizando parámetros de historia de vida (Cortés 1995; Márquez-Farias & Castillo-Géniz 1998). Gracias a estos estudios se simulaban escenarios para estimar que tanta presión pesquera son capaces de soportar las poblaciones de *R. terraenovae*, indicando que las poblaciones tenderían a colapsar con el intenso esfuerzo pesquero a

las que estaban sometidas. Sin embargo, hasta la fecha no se han hecho estudios que utilicen índices para afirmar si realmente las poblaciones están sometidas a sobre-explotación, a que intensidad o ¿por qué a pesar de la fuerte presión pesquera éstas no han colapsado? Este estudio es el primero que determina el estado del stock de *R. terraenovae* en el Banco de Campeche mediante el uso de varios indicadores para pesquerías con datos limitados, utilizando la estructura de tallas, y el conocimiento ecológico local de los pescadores con experiencia en la pesquería de cazones.

En el estudio se puede apreciar que al parecer la pesca si generó una disminución en la biomasa a partir de los años 90. Sin embargo, se ve una estabilización del stock en los últimos años, posiblemente ocasionada por la productividad y resiliencia de la especie. También se puede apreciar que los organismos siguen manteniendo tallas arriba de los 100 cm, lo que indica una población saludable. Es recomendable seguir monitoreando al stock con los múltiples indicadores utilizados en este estudio para ver posibles cambios en biomasa, estructura de tallas y proporción de sexos a lo largo del tiempo. También mejorar la calidad de los datos con muestreos independientes de la pesca, que permitan el uso de otros modelos de evaluación .pesqueros más complejos que den más certeza sobre el estado del stock.

## 9. Conclusión

Con base en los indicadores utilizados en este estudio no se pudo apreciar un cambio en la estructura de tallas, proporción de sexos y la proporción del potencial reproductivo (SPR) se mantiene constante y por encima del punto de referencia de 0.35; por lo que se concluye que el stock se encuentra en niveles óptimos de explotación y en un estado saludable. Sin embargo, si hay una percepción de los pescadores sobre una disminución de biomasa a partir de los 90, por lo que se infiere que si disminuyo considerablemente el stock y una posterior estabilización del mismo; ocurriendo lo que Hilborn et al. llaman sobre-explotación sostenible, es decir que la población fluctúa por debajo de su rendimiento máximo pero se mantiene estable indefinidamente a lo largo del tiempo.

Revisando los múltiples indicadores, resultados y que tan confiables son se llegaron a las siguientes conclusiones:

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es un buen primer indicador, ya que es el que requiere menos esfuerzo para la obtención de datos y puede dar una respuesta rápida a la abundancia relativa de una población. Sin embargo, debido a los muchos supuestos que conlleva la CPUE, el más importante asumir que la captura representa la abundancia del stock, se debe tomar los resultados con mucha cautela y realizar más pruebas que determinen el estado del stock. El principal problema con la CPUE es que la captura puede ser influenciada por múltiples factores a parte de la abundancia del stock, y los resultados pueden estar enmascarados.

Los indicadores de tallas de Froese también permiten una evaluación rápida del stock utilizando únicamente la estructura de tallas, que en conjunto con otros indicadores pueden dar luz al estado del stock. El primer problema de los indicadores es que uno de ellos no es aplicable a los elasmobranquios por su diferencia de historia de vida con los peces óseos. También una disminución en el porcentaje de organismos maduros no siempre indica sobre-explotación, puede indicar un mayor reclutamiento, por lo que es importante aparte de utilizar estos tres indicadores tener conocimiento sobre la pesquería que se está estudiando para una interpretación más exacta de los resultados obtenidos.

Los métodos para calcular la proporción del potencial reproductivo (SPR), tanto LB-SPR y LIME, permiten utilizar un indicador fiable utilizando únicamente la estructura de tallas.

No obstante se necesita una buena muestra de la estructura de tallas que represente a toda la población para no sobrestimar o subestimar el SPR. También el SPR calculado por cualquier método utiliza puntos de referencia para evaluar el estado del stock, y a veces estos puntos de referencia son muy generales no distinguiendo la diferencia entre historias de vida de múltiples especies, haciendo más difícil o generando más incertidumbre en la interpretación de los resultados.

La tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ) y la tasa de explotación ( $U$ ) no son indicadores de sobre-explotación por si solos pero pueden ser comparados los valores entre años para ver cambios en las tendencias, comparados con puntos de referencias sacados de la bibliografía o con sus rendimientos máximos sostenibles (RMSs). Al igual que con el SPR utilizar puntos de referencia puede ocasionar dificultades para interpretar los resultados debido a las diferentes historias de vida de las especies. Lo mejor es poder calcular los RMSs, sin embargo, el cálculo de éstos necesita datos que inclusive para pesquerías bien estudiadas son difíciles de obtener. El método desarrollado por Martell & Froese permiten el cálculo de los RMSs con datos de captura y ciertos parámetros como la mortalidad natural ( $M$ ), la tasa intrínseca de renovación poblacional ( $r$ ) y la capacidad de carga ( $K$ ). Este método ha demostrado dar resultados muy cercanos a los valores de RMSs obtenidos por los métodos convencionales, aunque es necesario tener datos muy buenos de la historia de captura para obtener resultados más exactos. En el caso de este estudio no fue posible tener la historia de la captura de la *R. terraenovae* y los valores de RMSs deben ser interpretados con cuidado.

El uso del conocimiento ecológico local (CEL) para ver cambios en las áreas de pesca y cambios históricos en la abundancia permiten llenar los vacíos que los métodos arriba mencionados no pueden obtener, evitando así el llamado “síndrome de línea base desplazada”. El CEL es una fuente invaluable de conocimiento que junto con el conocimiento empírico de la pesquería y del área de estudio puede contextualizar los resultados obtenidos por otros indicadores, ayudando a llegar a una interpretación más certera sobre el estado del stock.

Finalmente se recomienda el uso de múltiples indicadores cuando se quiere estudiar un stock que tenga datos limitados, ya que todos los métodos arriba mencionados tienen

varios supuestos y el uso de uno solo puede ser contraproducente en el momento de evaluar un stock. La ventaja de usar varios indicadores es que se pueden observar patrones entre ellos, y si los indicadores son coherentes entre ellos.

## 10. Referencias

- Agardy T. 2000. Effects of fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES J. Mar. Sci.* 57:761–765.
- Alvarez JH. 1989. Análisis de la pesquería de cazón en la Península de Yucatán, México. Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional.
- Anon. 1997. Report to congress: status of fisheries of the United States. National Marine Fisheries Service (NMFS). Silver Springs, MD, USA: NOAA. NOAA Fisheries Office of Sustainable Fisheries.
- Auster PJ. 1998. A conceptual model of the impacts of fishing gear on the integrity of fish habitats. *Conserv. Biol.* 12:1198–1203.
- Bada E. 2015. Estado del stock pesquero del cazón tutzún, *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson, 1836), en el Banco de Campeche. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Bigelow HB, Schroeder WC. 1948. Fishes of the Western North Atlantic. Part 1 (Lancelets, Cyclostomes, Sharks).
- Blackhart K, Stanton DG, Shimada AM. 2006. NOAA Fisheries Glossary. National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Bonfil R. 1997. Status of shark resources in the Southern Gulf of Mexico and Caribbean: Implications for management. *Fish. Res.* 29:101–117.
- Bonfil RS, de Anda DF, Mena RA. 1990. Shark fisheries in Mexico: the case of Yucatan as an example. NOAA.
- Bowman RE, Stillwell CE, Michaels WL, Grosslein MD. 2000. Food of Northwest Atlantic Fishes and Two Common Species of Squid.
- Braccini M, Brooks EN, Wise B, Mcauley R. 2015. Displaying uncertainty in the biological reference points of sharks. *Ocean Coast. Manag.* 116:143–149.
- Branstetter S. 1987. Age and Growth Validation of Newborn Sharks Held in Laboratory Aquaria, with Comments on the Life History of the Atlantic Sharpnose Shark, *Rhizoprionodon terraenovae*. *Copeia* 1987:291–300.
- Burgess GH, Beerkircher LR, Cailliet GM, Carlson JK, Cortés E, Goldman KJ, Grubbs RD, Musick JA, Musyl MK, Simpfendorfer C a. 2005. Is the collapse of shark populations in the Northwest Atlantic Ocean and Gulf of Mexico real? *Fisheries* 30:19–26.
- Carlson JK, Baremore IE. 2003. Changes in biological parameters of Atlantic sharpnose shark *Rhizoprionodon terraenovae* in the Gulf of Mexico: evidence for density-dependent growth and maturity? *Mar. Freshw. Res.* 54:227–234.
- Carlson JK, Heupel MR, Bethea DM, Hollensead LD. 2008. Coastal habitat use and residency of juvenile Atlantic sharpnose sharks (*Rhizoprionodon terraenovae*). *Estuaries and Coasts* 31:931–940.

- Caso M, Pisanty I, Ezcurra E, Monreal-Gómez MA, Salas-de-León DA, Velazco-Mendoza H. 2004. Diagnóstico ambiental del Golfo de México. SEMARNAT. p. 47–68.
- Castillo-Géniz JL, Márquez-Farías JF, Rodríguez de la Cruz MC, Cortés E, Cid del Prado A. 1998. The Mexican artisanal shark fishery in the Gulf of Mexico: towards a regulated fishery. *Mar. Freshw. Res.* 49:611–620.
- Castro ALF, Rosa RS. 2005. Use of natural marks on population estimates of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*, at Atol das Rocas Biological Reserve, Brazil. *Environ. Biol. Fishes* 72:213–221.
- Chang J, Liu K-M. 2009. Stock assessment of the shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) in the Northwest Pacific Ocean using per recruit and virtual population analyses. *Fish. Res.* 98:92–101.
- Claro R, García-Arteaga JP. 1987. Ecología de los peces marinos de Cuba.
- Compagno L, Dando M, Fowler S. 2006. Guía de campo de los Tiburones del Mundo. Omega.
- Compagno LJV. 2002. Sharks. In: Carpenter KE, editor. THE LIVING MARINE RESOURCES OF THE WESTERN CENTRAL ATLANTIC Volume 1. Vol. 1. 5th ed. Rome. p. 496.
- CONAPESCA-INP. 2004. Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México. Mazatlan, México.
- Cortés E. 1995. Demographic analysis of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, in the Gulf of Mexico. *Fish. Bull.* 93:57–66.
- Cortés E. 2009. *Rhizoprionodon terraenovae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009.
- Costanza R, Kemp W, Boyton W. 1993. Predictability, scale, and biodiversity in coastal and estuarine ecosystems: implications for management. *Ambio*:88–96.
- Dayton PK, Thrush SF, Agardy MT, Hofman RJ. 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 5:205–232.
- Diario Oficial de la Federación. NORMA Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006, pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- DOF. 2012. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Carta Nacional Pesquera. Ciudad de México.
- DOF. 2014. ACUERDO por el que se modifica el Aviso por el que se da a conocer el establecimiento de épocas y zonas de veda para la pesca de diferentes especies de la fauna acuática en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos, publicado el 16 de.
- Dudgeon CL, Noad MJ, Lanyon JM. 2008. Abundance and demography of a seasonal aggregation of zebra sharks *Stegostoma fasciatum*. 368:269–281.



- Dulvy NK, Fowler SL, Musick JA, Cavanagh RD, Kyne PM, Harrison LR, Carlson JK, Davidson LNK, Fordham S V., Francis MP, et al. 2014. Extinction risk and conservation of the world ' s sharks and rays. *Elife* 3:1–34.
- FAO. 2001. LA ORDENACIÓN PESQUERA 1. CONSERVACIÓN Y ORDENACIÓN DEL TIBURÓN. Roma.
- Ferretti F, Worm B, Britten GL, Heithaus MR, Lotze HK. 2010. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecol. Lett.* 13:1055–1071.
- Fowler SL. 2005. Sharks, rays and chimaeras: the status of the Chondrichthyan fishes: status survey. IUCN.
- Froese R. 2004. Keep it simple: Three indicators to deal with overfishing. *Fish Fish.* 5:86–91.
- Froese R, Binohlan C. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *J. Fish Biol.* 56:758–773.
- Getz WM, Haight RG. 1989. Population harvesting: demographic models of fish, forest, and animal resources. 27th ed. Princeton University Press.
- Gío-Argaez FR, Machain-Castillo ML, Gaytan Caballero A. 2002. LOS OSTRACODOS DE LA ZONA ECONOMICA EXCLUSIVA DE MEXICO PARTE I. LA BAHÍA DE CAMPECHE. Vol. 13. p. 1.
- Gulland JA. 1983. Fish stock assessment: a manual of basic methods.
- Heithaus MR, Frid A, Wirsing AJ, Worm B. 2008. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends Ecol. Evol.* 23:202–210.
- Hernández-Arana H a., Rowden A a., Attrill MJ, Warwick RM, Gold-Bouchot G. 2003. Large-scale environmental influences on the benthic macroinfauna of the southern Gulf of Mexico. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 58:825–841.
- Hernández-Silva H. 1987. Análisis de la Captura y Aspercots Biológicos de los Tiburones en el Suroeste de Campeche, México. Universidad Veracruzana.
- Heupel MR, Simpfendorfer CA. 2005. Quantitative analysis of aggregation behavior in juvenile blacktip sharks. *Mar. Biol.* 147:1239–1249.
- Hilborn R, Fulton EA, Green BS, Hartmann K, Tracey SR, Watson RA. 2015. When is a fishery sustainable ? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72:1433–1441.
- Hilborn R, Walters CJ. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. New York: Chapman and Hall.
- Hordyk A, Ono K, Sainsbury K, Loneragan N, Prince J. 2014. Some explorations of the life history ratios to describe length composition, spawning-per-recruit, and the spawning potential ratio. *ICES J. Mar. Sci.*:1–13.
- Hordyk A, Ono K, Valencia S, Loneragan N, Prince J. 2015. A novel length-based

- empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* 72:217–231.
- Jennings S, Kaiser MJ. 1998. The Effects of Fishing on Marine Ecosystems. J.H.S. Blaxter AJS, Tyler PA, editors. *Adv. Mar. Biol.* 34:201–352.
- Jensen AL. 1996. Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:820–822.
- Jensen AL. 1997. Origin of the relation between K and L inf and synthesis of relations among life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:987–989.
- King M. 2013. *Fisheries Biology, Assessment and Management*. John Wiley & Sons.
- Licea S, Luna R. 1999. Spatio-Temporal variation of phytoplankton on the continental margin in the SW Gulf of Mexico. *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.* 49:83–99.
- Liu K, Chang Y, Ni I-H, Jin C. 2006. Spawning per recruit analysis of the pelagic thresher shark, *Alopias pelagicus*, in the eastern Taiwan waters. *Fish. Res.* 82:56–64.
- Loefer JK, Sedberry GR. 2003. Life history of the Atlantic sharpnose shark *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson, 1836) off the southeastern United States. *Fish. Bull.* 101:75–85.
- Márquez-Farias FJ, Castillo-Géniz LJ. 1998. Fishery biology and demography of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, in the southern Gulf of Mexico. *Fish. Res.* 39:183–198.
- Martell S, Froese R. 2013. A simple method for estimating MSY from catch and resilience. *Fish Fish.* 14:504–514.
- Martinez-Cruz LE, Zea de la Cruz H, Oviedo-Perez JL, Morales-Parra LG, Balan-Che LI. 2016. Aspectos biológico pesqueros del cazón tutzún *Rhizoprionodon terraenovae*, en las costas de Campeche, Mexico. *Cienc. Pesq.* 24:23–35.
- Maunder MN, Sibert JR, Fonteneau A, Hampton J, Kleiber P, Harley SJ. 2006. Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities. *ICES J. Mar. Sci.* 63:1373–1385.
- Morgan AC, Burgess GH. 2005. Fishery-dependent sampling: total catch, effort and catch composition. In: *Management techniques for elasmobranch fisheries*. p. 182.
- Morin M. 2010. Parámetros reproductivos del cazón de ley, *Rhizoprionodon terraenovae* en el sureste del Golfo de México. UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE.
- Musick JA, Burgess G, Cailliet G, Camhi M, Fordham S. 2000. Management of Sharks and Their Relatives (Elasmobranchii). *Fisheries* 25:9–13.
- Ocampo-Torres AI. 1994. Aspectos Biológico-Pesqueros del cazón Pech Sphyrna tiburo (Linnaeus, 1758) en las aguas de Campeche, México.
- Parsons GR. 1983. The reproductive biology of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson). *Fish. Bull. States, Natl. Mar. Fish.*

Serv.

- Parsons GR. 1985. Growth and Age Estimation of the Atlantic Sharpnose Shark, *Rhizoprionodon terraenovae*: A Comparison of Techniques. *Copeia* 1985:80–85.
- Parsons GR, Hoffmayer ER. 2005. Seasonal Changes in the Distribution and Relative Abundance of the Atlantic Sharpnose Shark *Rhizoprionodon terraenovae* in the North Central Gulf of Mexico. *Copeia* 2005:914–920.
- Pauly D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: A manual for use with programmable calculators. Manila, Philippines: WorldFish.
- Pauly D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends Ecol. Evol.* 10:430.
- Peguero-Icaza M, García-Gómez G. 1995. CONTRIBUCION AL CONOCIMIENTO DE LA BIOLOGIA DE LAS ESPECIES DE TIBURON CAPTURADAS EN AGUAS DEL ESTADO DE CAMPECHE, MEXICO, DURANTE LA TEMPORADA NOVIEMBRE 1993-ABRIL 1994, CON ALGUNOS ASPECTOS SOBRE SU PESCA. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pérez-Jiménez JC, Méndez-Loeza I. 2015. The small-scale shark fisheries in the southern Gulf of Mexico : Understanding their heterogeneity to improve their management. *Fish. Res.* 172:96–104.
- Perez-Jiménez JC, Méndez-Loeza I, Cu-Salazar N. 2013. Current status of the shark fisheries in the southern Gulf of Mexico and the exploration of management strategies for their sustainable use.
- Pérez-Jiménez JC, Méndez-Loeza I, Cu-Salazar N. 2012. Current status of the shark fisheries in the Mexican Atlantic coast, with a review of successful management strategies for artisanal fisheries.
- Pilling GM, Apostolaki P, Failler P, Floros C, Large PA, Morales-Nin B, Reglero P, Stergiou KI, Tsikliras AC. 2009. Assessment and management of data-poor fisheries. In: J Cotter TPAP, editor. *Advances in Fisheries science*. p. 280–305.
- Prince JD. 2005. Gauntlet fisheries for elasmobranchs - The secret of sustainable shark fisheries. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 35:407–416.
- Ricker WE. 1975. Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*.
- Robson DS, Chapman DG. 1961. Catch Curves and Mortality Rates. *Trans. Am. Fish. Soc.* 90:181–189.
- Roff DA. 1984. The Evolution of Life History Parameters in Teleosts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41:989–1000.
- Rudd MB, Thorson JT. 2017. Accounting for variable recruitment and fishing mortality in length-based stock assessments for data-limited fisheries.
- Ryman N, Utter F, Laikre L. 1995. Protection of intraspecific biodiversity of exploited

- fishes. *Rev. Fish Biol. Fish.* 5:417–446.
- Sadovy RTY, Domeier M. 2005. Are aggregation-fisheries sustainable? Reef fish fisheries as a case study. *Coral reefs* 24:254–262.
- Sáenz-arroyo A, Revollo-fernández D. 2016. Local ecological knowledge concurs with fishing statistics: An example from the abalone fishery in Baja California, Mexico. *Mar. Policy* 71:217–221.
- Sáenz-Arroyo A, Roberts CM, Torre J, Cariño-Olvera M. 2005. Using fishers' anecdotes, naturalists' observations and grey literature to reassess marine species at risk: the case of the Gulf grouper in the Gulf of California, Mexico. *Fish Fish.* 6:121–133.
- SAGARPA. 1980-2014. Anuario Estadístico de Pesca. México: Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Gobierno Federal.
- Sala E, Aburto-oropeza O, Reza M, Paredes G, López-Lemus LG. 2004. Fishing Down Coastal Food Webs in the Gulf of California. *Fish. Manag.* 29:19–25.
- Salas de Leon DA, Monreal Gomez MA, Aldeco Ramirez J. 1992. Períodos característicos en las oscilaciones de parámetros meteorológicos en Cayo Arcas, México. *Atmósfera* 5:193–205.
- Simpfendorfer CA, Dulvy NK. 2017. Bright spots of sustainable shark fishing. *Curr. Biol.* 27:R97–R98.
- Sims DW. 2003. Tractable models for testing theories about natural strategies: foraging behaviour and habitat selection of free-ranging sharks. *J. Fish Biol.* 63:53–73.
- Smith SE, Au DW, Show C. 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Mar. Freshw. Res.* 49:663–678.
- Sparre P, Venema SC. 1998. Introduction to Tropical Fish Stock Assessment-Part 1. Manual FAO.
- Stevens JD, Bonfil R, Dulvy NK, Walker PA. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57:476–494.
- Stevens JD, Walker TI, Simpfendorfer CA. 1997. Developing and sustaining world fisheries resources: the state of science and management: 2nd World Fisheries Congress proceedings. Brisbane, Qld.: CSIRO Publishing. p. 62–66.
- Then AY, Hoening JH, Hall NG, Hewitt DA. 2014. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES J. Mar. Sci.* 69:1205–1217.
- Thomson RB, Sporcic M. 2013. Gummy shark assessment update for 2013, using data to the end of 2012. Melbourne, Victoria.
- UICN. 2016. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. :1–38.

- Uribe-Martínez JA. 1993. Distribución, abundancia, estructura y biometría de especies de tiburones capturados en la Sonda de Campeche, México. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Valenzuela-Jiménez MA. 1993. Edad y Crecimiento de las Tres Principales Especies de Cazón de la Sonda de Campeche. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Walker TI. 1998. Can shark resources be harvested sustainably? A question revisited with a review of shark fisheries. *Mar. Freshw. Res.* 49:553–572.
- Worm B, Davis B, Kettner L, Ward-Paige CA, Chapman D, Heithaus MR, Kessel ST, Gruber SH, Gruber SH. 2013. Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. *Mar. Policy* 40:194–204.
- Zea De la Cruz H. 2012. Estatus y evolución pesquera del tiburón *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson, 1836) en la costa central del estado de Veracruz. Universidad Veracruzana.
- Zhou S, Punt AE, Ye Y, Ellis N, Dichmont CM, Haddon M, Smith DC, Smith AD. 2017. Estimating stock depletion level from patterns of catch history. *Fish Fish.* 18:742–751.

## 11. Anexo I

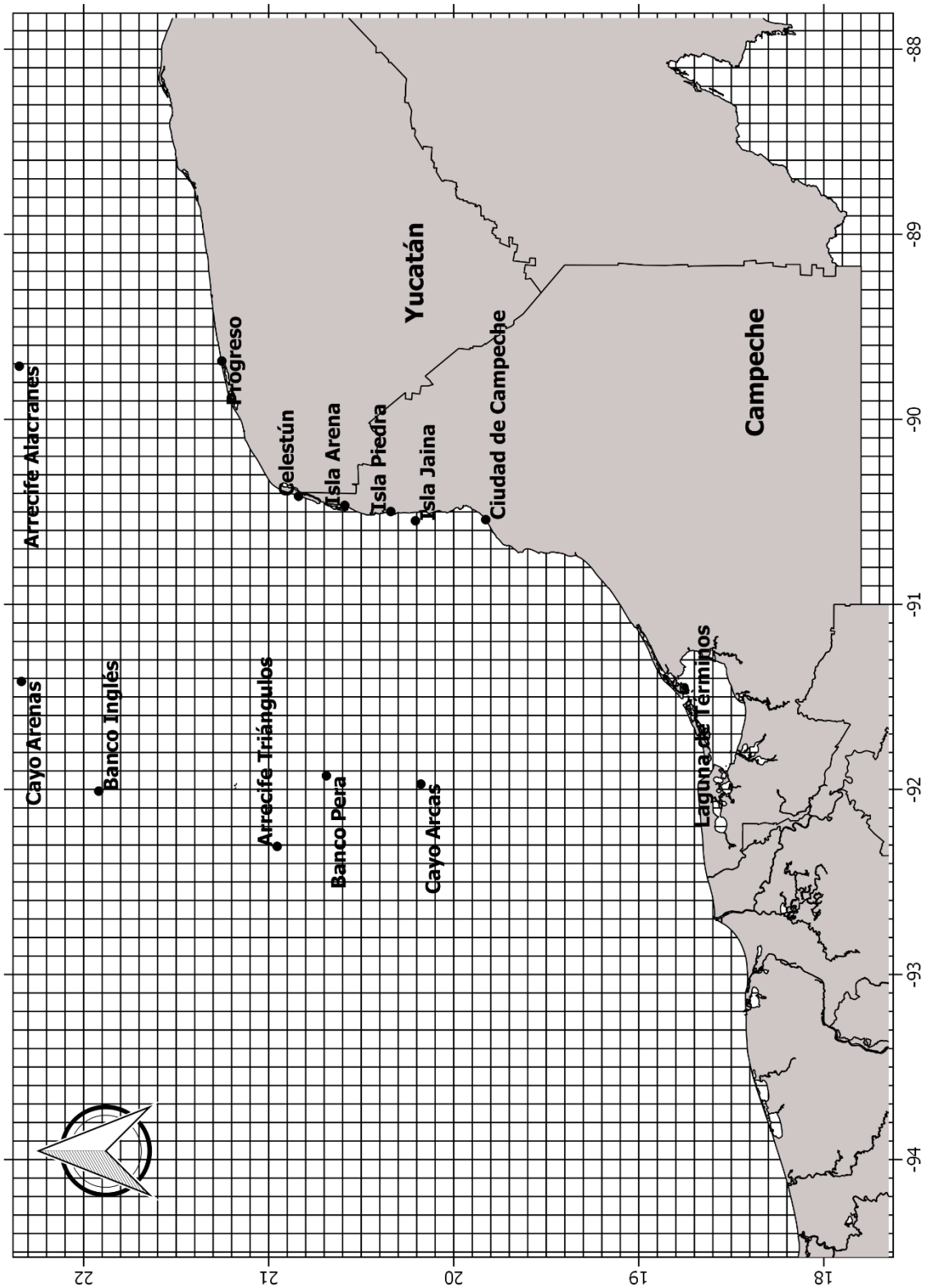
### 11.1. Entrevista semi-estructurada

Nota: se usó lenguaje coloquial para obtener mejores resultados en la entrevista. Por ejemplo, se usó la palabra “arribazón” nombre que los pescadores le dan a la agregación reproductiva.

Nombre del pescador:                      Nombre de la embarcación (eslora, CF, material del casco):

1. ¿Cuántos años tiene?
  
2. ¿Desde cuándo hace que Usted se dedica a la pesca de escama y cazón en la flota de San Román?
  
3. ¿A qué distancia de la costa acostumbra Ud. pescar cazón durante la arribazón de Marzo-Junio? ¿A qué rumbo acostumbra navegar UD para pescar cazón durante la arribazón en Marzo-Junio?
  
4. A lo largo de los años que Ud. lleva en la flota de San Román ¿Ha notado algún cambio en la cantidad de cazones que captura en la arribazón?
  
5. ¿A qué cree que se deba ese cambio?
  
6. A lo largo de los años que Ud. lleva dentro de la flota de San Román ¿En qué año fue su mejor viaje (el más productivo) respecto a la captura de cazón tutzún?
  
7. ¿Cuántos kilos fueron?
  
8. ¿Dónde realizó la captura? ¿Distancia y rumbo desde S. Fco de Campeche?
  
9. ¿Cómo era la embarcación? [Tamaño/eslora, motor (CF), material del casco]
  
10. ¿Qué equipo de pesca utilizó?

Indicar área de pesca actual y área de pesca de la mejor captura.



## 12. Anexo II

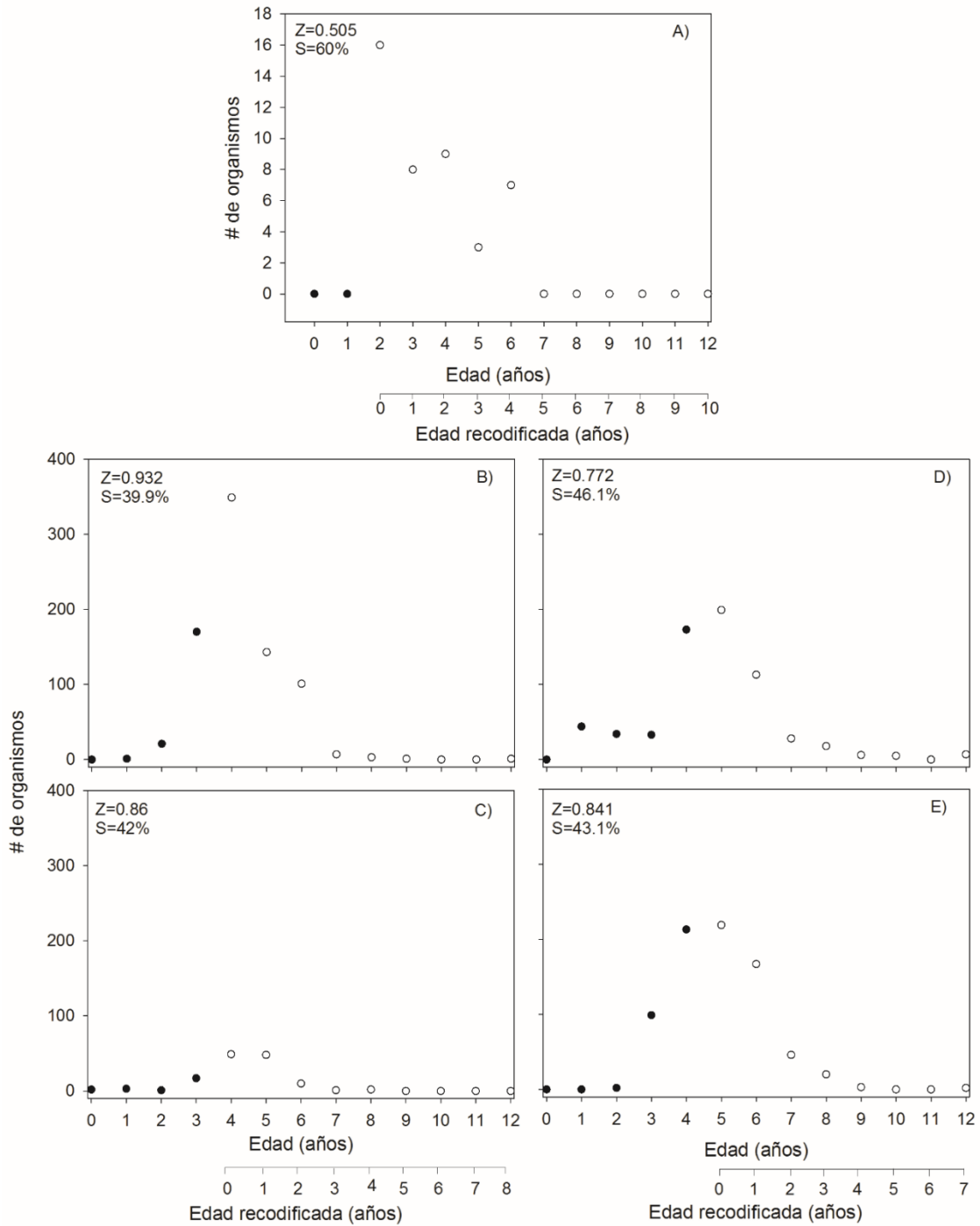


Figura 14. Estructura de edades, tasa de mortalidad total (Z) y de supervivencia (S) de la temporada de pesca dirigida de utilizando la curva de captura por el método de Chapman y Robson (1961) de A) 2013, B) 2014, C) 2015, D) 2016 y E) 2017. El año 2013 tiene su propia escala en el número de organismos debido a la poca cantidad de datos.