

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



---

**Maestría en Ciencias en Ecología Marina**

---

**Distribución potencial de tiburones martillo (Género *Sphyrna*)  
y su traslapeo con el esfuerzo de la pesca artesanal en la costa  
norte de Campeche, México**

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

Presenta:

**Mercedes Yamily Chi Chan**

Ensenada, Baja California, México

2018

Tesis defendida por

**Mercedes Yamily Chi Chan**

y aprobada por el siguiente Comité

---

**Dr. Oscar Sosa Nishizaki**  
Codirector de tesis

---

**Dr. Juan Carlos Pérez Jiménez**  
Codirector de tesis

**Dr. José Luis Ochoa de la Torre**

**Dr. David Alberto Rivas Camargo**



---

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

---

**Dra. Rufina Hernández Martínez**  
Directora de Estudios de Posgrado

*Mercedes Yamily Chi Chan © 2018*

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

Resumen de la tesis que presenta **Mercedes Yamily Chi Chan** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología marina

**Distribución potencial de tiburones martillo (Género *Sphyrna*) y su traslapo con el esfuerzo espacial de la pesca artesanal en la costa norte de Campeche, México**

Resumen aprobado por:

---

**Dr. Oscar Sosa Nishizaki**  
Codirector de tesis

---

**Dr. Juan Carlos Pérez Jiménez**  
Codirector de tesis

Los tiburones martillos (género *Sphyrna*) son capturados en pesquerías artesanales de manera incidental o dirigida. Pocos estudios evalúan el traslapo de las pesquerías sobre la distribución de tiburones debido a que existe poca información sobre los sitios donde son capturados. Una forma de predecir las zonas potenciales de pesca es por medio de métodos de interpolación espacial. Esto permite evaluar los traslapos de esta actividad con la distribución de las especies. La distribución de las especies puede ser predicha por medio de modelos de nicho ecológico (MNE). Maxent es un algoritmo que utiliza solo registros de presencia y ha sido probado con éxito en otras especies de tiburones para modelar su distribución potencial. El objetivo de este estudio fue predecir la distribución potencial de *S. tiburo*, *S. lewini* y *S. mokarran* en el Golfo de México (GOM) utilizando los MNE y la distribución espacial del esfuerzo de las flotas pesqueras artesanales a través de un método de interpolación, para generar una primera aproximación sobre la proporción de traslapo entre ambas distribuciones en la costa norte de Campeche. Los resultados muestran que la distribución potencial de *S. tiburo* en el GOM ocurrió dentro de la plataforma continental y las zonas con idoneidad ambiental alta ocurrieron en aguas <10 m de profundidad dentro de la zona de pesca potencial disponible (ZPP). Con respecto a *S. lewini*, las zonas de distribución potencial en el GOM ocurrieron dentro y fuera de la plataforma continental y las zonas con idoneidad ambiental alta ocurrieron en aguas >10 m de profundidad dentro de la ZPP. La distribución potencial de *S. mokarran* en el GOM ocurrió dentro de la plataforma continental y, las zonas con idoneidad ambiental alta en aguas <30 m de profundidad en la ZPP. La distribución de las zonas de CPUE más altas de tiburones martillo por la flota artesanal de la costa norte de Campeche ocurren en zonas someras-intermedias. Por lo tanto, las tasas de captura más altas traslapan en un mayor porcentaje con la idoneidad ambiental alta de especies con distribuciones costeras como *S. tiburo* y *S. mokarran*.

**Palabras clave:** Tiburones martillo, distribución potencial, Maxent, Golfo de México, pesquerías.

Abstract of the thesis presented by **Mercedes Yamily Chi Chan** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine ecology.

**Potential distribution of hammerhead sharks (Genus *Sphyrna*) and their overlap with the spatial effort of artisanal fisheries on the north coast of Campeche, Mexico**

Abstract approved by:

---

**Dr. Oscar Sosa Nishizaki**  
Codirector de tesis

---

**Dr. Juan Carlos Pérez Jiménez**  
Codirector de tesis

The hammerhead sharks (genus *Sphyrna*) are caught as by-catch or target capture by artisanal fisheries. Few studies, evaluate the overlap between fisheries and shark distribution because there are few data about where they are caught. A method to predict potential fishing areas is by means of spatial interpolation methods. This allows evaluating the overlaps of this activity between the distributions of the species. The distribution of the species can be predicted by means of ecological niche models (ENM). Maxent is an algorithm that uses only presence records and has been successfully tested in other shark species to model its potential distribution. The objective of this study was to predict the potential distribution of *S. tiburo*, *S. lewini* and *S. mokarran* in the Gulf of Mexico (GOM) using the ENM and the spatial distribution of effort of the artisanal fishing fleets through an interpolation method, to generate a first approximation on the proportion of overlap between both distributions on the north coast of Campeche. The results show that the potential distribution of *S. tiburo* occurred within the continental shelf and areas with high environmental suitability occurred in waters <10 m of depth. With respect to *S. lewini*, the potential distribution occurred inside and outside the continental shelf and the zones with high environmental suitability occurred in waters >10 m of depth. The potential distribution of *S. mokarran* occurred within the continental shelf and, the zones with high environmental suitability in waters <30 m of depth. The distribution of the highest CPUE values of hammerhead sharks by the artisanal fleet of the northern coast of Campeche occurs in shallow-intermediate water. Therefore, the higher capture rates overlap in a higher percentage with the high environmental suitability of species with coastal distributions such as *S. tiburo* and *S. mokarran*.

**Keywords:** Hammerhead sharks, potential distribution, Maxent, Gulf of Mexico, fisheries.

## ***Dedicatoria***

*A los pilares de la familia Chi Chan, mis padres. Siempre juntos en mi mente, mi corazón y mis actos. Gracias por siempre dejarme ser y hacer. ¡Los más que amo!*

*A mis hermanos, ¡Los amo tanto!*

*A mis abuelitos y abuelitas, dejaron huella en mi corazón. Si les contara tantas cosas...*

*A lo que llamamos “vida” a partir de nuestro nacimiento por bendecirme con pruebas buenas y malas. Todo siempre es aprendizaje...*

*A los pescadores que viven del mar con honestidad, respeto y amor a su noble trabajo.*

## Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme una beca nacional con número de becario 765998, misma que me ayudo a concluir mis estudios de posgrado.

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), por creer y brindarme la oportunidad de estar en el posgrado en Ecología Marina y permitirme desarrollar mis estudios durante estos dos años y medio.

Al Consorcio de Investigación del Golfo de México. Esta investigación ha sido financiada por el Fondo Sectorial CONACyT - SENER - Hidrocarburos, proyecto 201441. Esta es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM).

Al Dr. Oscar Sosa Nishizaki. Doc no tengo palabras que describan lo agradecida que estoy con usted por creer en mí y apoyarme a desbloquear miedos. Estoy tan orgullosa de formar parte de la escuela tanto académica como en desarrollo personal que ha dejado a todos los que hemos estado en el Laboratorio de Ecología pesquera del CICESE. Gracias totales.

Al Dr. Juan Carlos Pérez Jiménez. Doc, también no tengo palabras para describir lo agradecida que estoy por su tiempo y apoyo académico durante este proceso. Gracias por creer en mí y por preguntar “Mily, ¿si te vas a ir a Ensenada?”. Fue el comienzo de esta etapa que me ayudo a crecer profesional y personalmente. Gracias totales.

Al comité revisor, al Dr. José Luis Ochoa de la Torre y al Dr. David Alberto Rivas Camargo primeramente por aceptar formar parte de mi comité y segundo, por su tiempo, comentarios y sugerencias que ayudaron a enriquecer este trabajo de investigación.

A la Dra. Paula Pérez Brunius por aceptar formar parte del comité de este trabajo en tiempos imprevistos. Muchas gracias por su accesibilidad.

Gracias a los pescadores del Puerto de San Román por su colaboración y confianza, sin eso, esta investigación no sería un hecho.

Al M. en C. Iván Méndez Loeza, que a pesar del tiempo y la distancia acepto realizar sugerencias y observaciones a mi presentación. Gracias, te aprecio mucho y eres parte importante de mi comienzo académico.

Estoy agradecida con la M. en C. Zurisaday Ramírez Mendoza por su tiempo y humildad al compartir su conocimiento sobre el tema de los modelos de nicho ecológico. Gracias mi Zurri. De igual manera, a los M. en C. Rafael Ramírez y Felipe Rocha por compartir lo aprendido en el curso de modelos de nicho ecológico.

A los M. en C. Juan Manuel Galaviz López y Francisco Castañeda (aún en la distancia mi paisano peninsular) por su tiempo y ganas de compartir su conocimiento con respecto al método de interpolado kriging y estadística.

Gracias a los sempai, Dra. Luz Erandi Saldaña Ruiz y Emiliano García Rodríguez por su tiempo y disponibilidad para realizar comentarios, sugerencias y observaciones tan acertadas para mejorar este trabajo de investigación.

Gracias al coordinador del posgrado, al Dr. Jorge Rosales Casián por orientarme en los tramites de egreso.

Al Dr. Saul Álvarez Borrego por su ayuda en las conversiones de unidades en algunas variables ambientales.

Gracias a Carmencita y la banda del Lab de Ecología pesquera con la que coincidí, por su amistad y motivación. ¡También por las pláticas constructivas, el deporte y el relajo! Espero volvamos a coincidir. Gracias a mis compañeros de generación por coincidir en esta etapa.

A la familia multicultural que hice en Chiza. No puedo mencionarlos a todos, pero con los que coincidí y forme un lazo de amistad, se los agradezco. Gracias amigos por las risas, las tristezas, por escucharme y dejarme escucharlos, por permitirme conocer sus lugares de origen por medio de sus deliciosas comidas, las pláticas tan bonitas y amenas, por el relajo yujuuuuu... Mi respiro estando tan lejos de casa. Gracias totales.

¡Aurorita y Rogercito, gracias! ☺

Y de nueva cuenta y como debe ser, gracias a mi familia: mi papá, mi mamá y mis hermanos.

## Tabla de contenido

Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iii
Dedicatoria.....	iv
Agradecimiento.....	v
Lista de figuras.....	ix
Lista de tablas.....	xi
<b>Capítulo 1. Introducción</b> .....	<b>1</b>
<b>1.1 Antecedentes</b> .....	<b>3</b>
1.1.1 Tiburones martillo (Género <i>Sphyrna</i> ).....	3
1.1.2 Pesquerías de tiburones martillo .....	5
1.1.3 Estrategias de manejo en la pesquería de tiburones .....	7
1.1.4 Caracterización de la pesquería en la costa norte de Campeche .....	8
1.1.5 Modelado de Nicho Ecológico.....	9
1.1.6 Factores abióticos relacionados con la distribución de tiburones martillo .....	13
1.1.7 Predicción de la distribución espacial de las operaciones de la pesca artesanal .....	13
<b>1.2 Justificación</b> .....	<b>14</b>
<b>1.3 Hipótesis</b> .....	<b>15</b>
<b>1.4 Objetivos</b> .....	<b>15</b>
1.4.1 Objetivo general.....	15
1.4.2. Objetivos específicos.....	16
<b>Capítulo 2. Metodología</b> .....	<b>17</b>
<b>2.2 Registros de presencia de especies</b> .....	<b>19</b>
<b>2.3 Área de modelado o calibración</b> .....	<b>20</b>
<b>2.4 Datos de variables oceanográficas</b> .....	<b>22</b>
<b>2.5 Construcción de los modelos de distribución potencial por especie</b> .....	<b>23</b>
<b>2.6. Evaluación de los modelos</b> .....	<b>23</b>
<b>2.7 Traslapo de la distribución potencial entre las especies en el Golfo de México</b> .....	<b>24</b>
<b>2.8 Descripción de la flota artesanal estudiada</b> .....	<b>25</b>
<b>2.9 Análisis de la distribución espacial de las operaciones de la pesca artesanal</b> .....	<b>25</b>
2.9.1 Variables pesqueras .....	25
2.9.2 Análisis exploratorio de datos.....	27



2.9.3 Análisis estructural .....	28
2.9.4 Kriging.....	29
<b>2.10. Traslado entre las operaciones de la pesca artesanal y distribución potencial de tiburones martillo.....</b>	<b>30</b>
<b>Capítulo 3. Resultados.....</b>	<b>31</b>
<b>3.1 Datos de registro de presencia de especies y variables ambientales.....</b>	<b>31</b>
<b>3.2 Modelos de distribución potencial por especie .....</b>	<b>32</b>
3.2.1 <i>Sphyrna tiburo</i> .....	32
3.2.2. <i>Sphyrna lewini</i> .....	33
3.2.3. <i>Sphyrna mokarran</i> .....	34
<b>3.3. Evaluación de los modelos de nicho ecológico .....</b>	<b>35</b>
<b>3.4 Traslado de la distribución potencial entre las especies.....</b>	<b>35</b>
<b>3.5. Distribución espacial de las operaciones de la pesca artesanal .....</b>	<b>37</b>
3.5.1 Análisis exploratorio.....	37
3.5.2 Selección del variograma .....	38
3.5.3 Interpolado Kriging.....	39
<b>3.6. Traslado de la distribución de la actividad pesquera con la distribución potencial por especie ..</b>	<b>42</b>
<b>Capítulo 4. Discusión .....</b>	<b>44</b>
<b>4.1 Limitaciones metodológicas: Maxent .....</b>	<b>44</b>
<b>4.2 Distribución potencial de tiburones martillo .....</b>	<b>47</b>
4.2.1. <i>Sphyrna tiburo</i> .....	47
4.2.3. <i>Sphyrna lewini</i> .....	49
4.2.4. <i>Sphyrna mokarran</i> .....	51
<b>4.3. Distribución espacial del esfuerzo de la pesca artesanal .....</b>	<b>53</b>
<b>4.4 Traslado de la distribución potencial de tiburones martillo y el esfuerzo de la pesca artesanal ...</b>	<b>54</b>
<b>Capítulo 5. Conclusiones .....</b>	<b>56</b>
<b>5.1 Recomendaciones.....</b>	<b>56</b>
<b>Literatura citada .....</b>	<b>57</b>
<b>Anexos.....</b>	<b>72</b>

## Lista de figuras

Figura	Página
1 Especies de tiburones martillo distribuidos en el GOM. a) <i>S. tiburo</i> , b) <i>S. lewini</i> y c) <i>S. mokarran</i> . Lmax: longitud total máxima reportada, tomado de Ebert et al. (2016). Modificado de Compagno (1984).....	3
2 Registro de la a) captura global reportada de tiburones martillo (familia Sphyrnidae) (1950- 2016), b) captura reportada de tiburones martillo en el litoral del GOM y mar Caribe (2000-2015) y c) captura reportada de tiburones (círculos rellenos) y tiburones martillo <i>Sphyrna</i> spp. (círculos vacíos) en el GOM y mar Caribe. Fuente: a) FAO, 2018, b) CONAPESCA, 2015, c) CONAPESCA, 2016. Las escalas X y Y en las gráficas son diferentes.....	6
3 Diagrama BAM, representación idealizada del espacio geográfico G. $G_O$ = Área ocupada, es decir la intersección entre el factor biótico (B), abiótico (A) y (M) de movimiento. $G_I$ = nicho realizado y $G_A$ = nicho fundamental. Los círculos rellenos indican presencia y los círculos abiertos ausencias Modificado de Peterson et al. (2011).....	10
4 Área de estudio que muestra la ubicación del Golfo de México (GOM), con su litoral en México y en los EUA. Las líneas representan las isóbatas.....	17
5 Área de modelado o calibración de a) <i>S. tiburo</i> , ecorregiones del norte, sur del GOM y de Florida, b) <i>S. lewini</i> , ecorregiones del norte y sur del GOM, ecorregión de Florida, del Caribe Occidental, de las Antillas Mayores y de las Bahamas, c) <i>S. mokarran</i> , ecorregiones del norte, sur del GOM, de Florida, del Caribe Occidental y de las Antillas Mayores.....	21
6 Área de pesca estudiada. El perímetro en línea continua representa la “Zona de Pesca Potencial” (ZPP) y la línea punteada la isóbata de 200 m. El punto rojo indica la ubicación del puerto de San Román, el punto negro la Isla Cayo Arcas y el cuadro negro las Islas Triángulos.....	27
7 Ejemplo de variograma experimental (puntos con línea punteada) ajustado a un variograma teórico con modelo esférico (línea continua). Modificado de Fortin y Dale, 2005.....	29
8 a) Mapa de idoneidad ambiental de <i>S. tiburo</i> , el color rojo representa las zonas con mayor idoneidad ambiental y el color azul las zonas con idoneidad ambiental baja, b) Prueba de Jackknife, la barra color azul representa que tan importante por sí sola es la variable en la ganancia del entrenamiento del modelo, la barra verde como se ve afectada la ganancia del modelo sin incluir la variable y la barra roja es la ganancia del entrenamiento del modelo utilizando todas las variables ambientales y c) contribución porcentual de las variables al modelo. Chlaprom: concentración de clorofila <i>a</i> promedio; tmax: temperatura máxima superficial del mar; omox: oxígeno	32

- máximo, omin: concentración de oxígeno mínimo; vprom: velocidad absoluta promedio de la corriente.....
- 9 a) Mapa de idoneidad ambiental de *S. lewini*, el color rojo representa las zonas con mayor idoneidad ambiental y el color azul las zonas con idoneidad ambiental baja, b) Prueba de Jackknife, la barra color azul representa que tan importante por sí sola es la variable en la ganancia del entrenamiento del modelo, la barra verde cómo se ve afectada la ganancia del modelo sin incluir la variable y la barra roja es la ganancia del entrenamiento del modelo utilizando todas las variables ambientales y c) contribución porcentual de las variables al modelo. Chlaprom: concentración de clorofila *a* promedio; omax: concentración de oxígeno máximo; vprom: velocidad absoluta promedio de la corriente..... 33
- 10 a) Mapa de idoneidad ambiental de *S. mokarran*, el color rojo representa las zonas con mayor idoneidad ambiental, el color azul las zonas con idoneidad ambiental baja, b) Prueba de Jackknife, la barra verde representa cómo se ve afectada la ganancia del modelo sin incluir la variable y la barra roja es la ganancia del entrenamiento del modelo utilizando todas las variables ambientales y c) contribución porcentual de las variables al modelo. Chlaprom: concentración de clorofila *a* promedio; omin: oxígeno mínimo; smax: salinidad máxima; tmax: temperatura máxima superficial del mar; vmin: velocidad absoluta mínima de la corriente; vprom: velocidad absoluta promedio de la corriente..... 34
- 11 Zonas de traslapo de distribución potencial por especie a) *S. tiburo-S. lewini*, el color gris tenue y gris oscuro representan su distribución potencial, respectivamente. b) *S. tiburo-S. mokarran*, el color gris tenue y gris oscuro representan su distribución potencial, respectivamente, y c) *S. lewini-S. mokarran*, el color gris tenue y gris oscuro representan su distribución potencial, respectivamente. El color rojo es la zona de traslapo entre distribuciones potenciales y el color gris claro las zonas sin distribución potencial de ambas especies..... 36
- 12 Interpolado kriging por especie de la variable a) CPUE-*S. tiburo* y b) Esfuerzo-*S. tiburo*, c) CPUE-*S. lewini* y d) Esfuerzo-*S. lewini* y e) CPUE-*S. mokarran* y f) Esfuerzo-*S. mokarran* de la flota que opera en la costa norte de Campeche. Las zonas de color rojo presentan CPUE alto y las de color gris CPUE bajo. Los puntos azules son los registros donde ocurrió la pesca. El punto negro indica la ubicación del puerto de San Román, el triángulo la Isla Cayo Arcas y el rectángulo las Islas Triángulos..... 41
- 13 Traslado entre la distribución espacial y la idoneidad ambiental de tiburones martillo a) CPUE-*S. tiburo* y b) Esfuerzo-*S. tiburo*, c) CPUE-*S. lewini* y d) Esfuerzo-*S. lewini* y e) CPUE-*S. mokarran* y f) Esfuerzo-*S. mokarran*. El color gris claro representa zonas de “CPUE baja en idoneidad ambiental baja”, el color gris tenue zonas de “CPUE baja en idoneidad ambiental alta”, el color gris oscuro zonas de “CPUE alta en idoneidad ambiental baja” y el color rojo zonas de “CPUE alta en idoneidad ambiental alta”. El punto negro indica la ubicación del puerto de San Román, el triángulo la Isla Cayo Arcas y el rectángulo las Islas Triángulos..... 43

## Lista de tablas

Tabla	Página
1 Matriz de confusión, a) presencia verdadera, b) error de comisión, áreas donde la especie no está presente pero que esta predicha como presente, c) error de omisión, áreas de distribución conocida pero predicha como ausente en el modelo y d) ausencia verdadera (Fielding y Bell, 1997; Peterson et al., 2011).....	24
2 Número de registros de presencia de <i>S. tiburo</i> , <i>S. lewini</i> y <i>S. mokarran</i> para el modelo de nicho ecológico en el GOM.....	31
3 Variables oceanográficas utilizadas en la construcción de los modelos de nicho ecológico.....	31
4 Valores de métodos de evaluación: test de error de omisión y ROC parcial para los modelos de distribución potencial de las tres especies de tiburones del género <i>Sphyrna</i> en el Golfo de México.....	35
5 Estadísticos descriptivos de la variable captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por especie de tiburón martillo capturados por la flota artesanal que opera en la costa norte de Campeche.....	37
6 Estadísticos descriptivos de la variable Esfuerzo por especie de tiburón martillo capturado por la flota artesanal que opera en la costa norte de Campeche.....	38
7 Errores de salida por modelo teórico para la variable CPUE y Esfuerzo: Raíz Cuadrada del Error medio (RCE), Error Estándar promedio (EE) y Raíz Cuadrada del Error medio Estándar (RCEE), valor máximo del Sill del variograma teórico y porcentaje de confiabilidad del modelo.....	39
8 Porcentaje (%) de píxeles con CPUE y Esfuerzo alto y bajo con respecto al total de píxeles de la ZPP por especie.....	40

## Capítulo 1. Introducción

---

El género *Sphyrna* incluye ocho especies de tiburones martillo (Compagno et al., 1995; Ebert et al., 2016), los cuales son importantes depredadores tope y desempeñan funciones de control y estructura de especies en los ecosistemas costeros y oceánicos (Stevens et al., 2000; Ferretti et al., 2010; Heithaus et al., 2012). Como en otras especies de tiburones, la historia de vida de los tiburones martillo por lo general, está caracterizada por tener una madurez tardía, baja fecundidad y longevidad alta, lo que resulta de un bajo potencial reproductivo y baja capacidad de incremento poblacional (Camhi et al., 1998). Estas características limitan la capacidad de sus poblaciones para recuperarse de la intensa explotación pesquera (Musick et al., 2000).

Los tiburones martillo son capturados por pesquerías artesanales e industriales (Castillo-Géniz et al., 1998; Mazzoleni y Schwingel, 1999; Vooren et al., 2005; Zeeberg et al., 2006; Mader et al., 2007; Amorim et al., 2011; Bezerra et al., 2016). Se ha observado una disminución en sus poblaciones, por lo que son considerados especies vulnerables a la explotación pesquera (Baum et al., 2003; Jiao et al., 2011). En aguas mexicanas se distribuyen seis especies de tiburones martillo; de estas, solo se tiene registro de tres especies de *Sphyrna* en el Golfo de México (GOM): *S. tiburo*, *S. lewini*, y *S. mokarran*. Estas tres especies forman parte de las capturas de la pesca artesanal, en donde son capturadas como especie objetivo o incidental, tanto en aguas costeras como oceánicas (Bonfil, 1997; Castillo-Geníz et al., 1998; Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza, 2015).

Una de las problemáticas de las pesquerías de elasmobranquios (tiburones y rayas) es la escasa información sobre el esfuerzo pesquero (CONAPESCA-INP, 2004). Entre los factores que dificultan la implementación de medidas de manejo se encuentra la falta de registros del esfuerzo de la pesca y captura por especies, así como la heterogeneidad de las pesquerías de tiburones (Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza, 2015). Desarrollar herramientas y enfoques para utilizar la información sobre las operaciones de la pesca y sobre las poblaciones explotadas son importantes en la formulación de medidas de manejo (Reeves et al., 2008). Un tipo de información importante que se puede incorporar en medias de manejo pesquero es la distribución espacial del esfuerzo pesquero (Daw, 2008). En el sur del GOM, estos patrones espaciales del esfuerzo de pesca de tiburones martillo no se han estudiado.

Una forma de conocer la distribución espacial de las operaciones de la pesca artesanal, para predecir las zonas potenciales de pesca y evaluar sus interacciones con las especies objetivo, es por medio de métodos espaciales. Sin embargo, a menudo los datos geo-referenciados en una región de interés son limitados o

no están disponibles, dificultando la toma de decisiones por la falta de continuidad espacial en los datos (Li y Heap, 2014). Debido a lo anterior, los métodos de interpolación espacial toman relevancia en la estimación de variables en zonas con discontinuidad de datos. La interpolación espacial se define como la predicción de los valores de una variable primaria dentro de una región (Burrough y McDonnell, 1998). El kriging es un método de interpolación probabilística con datos espaciales produciendo estimaciones en áreas no muestreadas (Zuur et al., 2007), y ha sido utilizado para evaluar la estructura espacial de poblaciones marinas explotadas, su abundancia y los patrones de distribución del esfuerzo pesquero en relación con la distribución de especies pelágicas de tiburones (Ruppert et al., 2009; Tavares et al., 2012; Hernández-Flores et al., 2015).

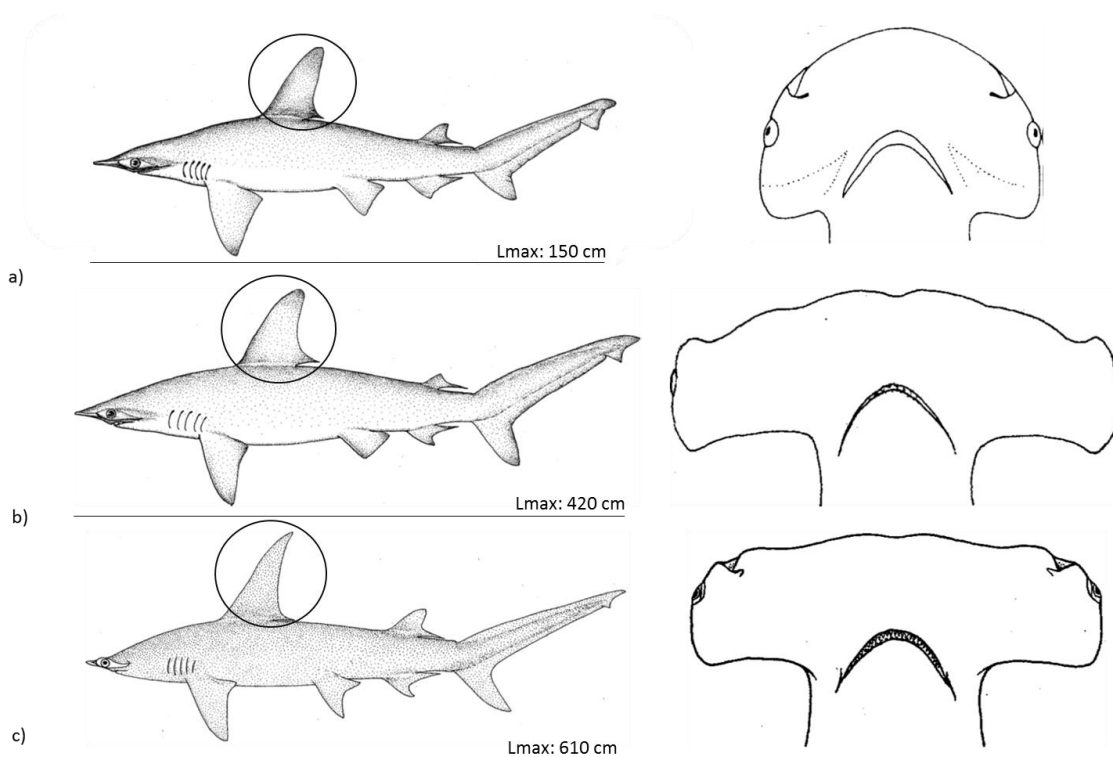
La distribución de las especies puede ser estimada a través de modelos de nicho ecológico (MNE), los cuales están basados en registros de presencias/ausencia de las especies y características del paisaje ecológico y ambiental (Guisan y Zimmermann, 2000; Soberón y Peterson, 2005). Generalmente los MNE son utilizados para aproximar las necesidades ecológicas de las especies o predecir su distribución potencial (Peterson et al., 2015). Su objetivo es relacionar diferentes tipos de variables ecogeográficas (ambientales, topográficas y humanas) con la distribución de las especies, es decir, identificar las variables que limitan y definen dicho nicho (Sillero et al., 2010). Este método es importante para generar mapas de distribución potencial y poder evaluar los traslapes con las actividades humanas (como la pesca); esta información puede contribuir en la elaboración de planes de manejo de especies marinas (McClellan et al., 2014).

Debido a lo anterior, el objetivo de este estudio fue describir la distribución potencial de *S. tiburo*, *S. lewini* y *S. mokarran* en el GOM utilizando los MNE y la distribución espacial del esfuerzo de la flota pesquera artesanal a través de un método de interpolación, para generar una primera aproximación sobre la proporción de traslapo entre ambas distribuciones en la costa norte de Campeche. Las preguntas que se pretendieron contestar fueron las siguientes: ¿Cuál es la distribución potencial de los tiburones martillos, *S. tiburo*, *S. lewini* y *S. mokarran* en el GOM?, ¿Dónde ocurre el traslapo en la distribución potencial entre las especies de tiburones martillo? y ¿Cuál es la proporción de traslapo entre la distribución potencial de cada especie de tiburón martillo y las operaciones de la pesca artesanal?

## 1.1 Antecedentes

### 1.1.1 Tiburones martillo (Género *Sphyrna*)

Las especies del género *Sphyrna* son comúnmente denominados tiburones martillo, su característica principal es tener la cabeza muy achatada y expandida lateralmente a modo de hacha o martillo, conocida como “cephalofoil” (Compagno et al., 1995; Ebert et al., 2016). Se han propuesto numerosas hipótesis sobre la evolución y función de esta estructura, como, por ejemplo, mejorar la visión binocular, resolución del gradiente olfatorio y electrorrecepción (Compagno, 1984; Johnsen y Teeter, 1985; Kajiura, 2003; Kajiura et al., 2005). Este género incluye ocho especies, de las cuales tres se distribuyen en aguas mexicanas del Golfo de México: *S. tiburo*, *S. lewini* y *S. mokarran* (Castro, 2010) (Figura 1).



**Figura 1. Especies de tiburones martillo distribuidos en el GOM. a) *S. tiburo*, b) *S. lewini* y c) *S. mokarran*. Lmax: longitud total máxima reportada, tomado de Ebert et al. (2016). Modificado de Compagno (1984).**

### *Sphyrna tiburo*

En México, este tiburón es conocido como cazón pech o cabeza de pala. Se distribuye en mares tropicales del Atlántico y Pacífico sobre fondos con fango o arena, arrecifes coralinos, estuarios, canales y bahías someras a profundidades entre 0-80 m (principalmente 10-25 m), y se alimenta especialmente de crustáceos (Compagno et al., 2006). En el GOM, es común encontrarlos en aguas cercanas a la costa durante las estaciones de primavera, verano y otoño (Castro, 2010). Es una especie vivípara placentaria, se reproduce anualmente y su período de gestación es uno de los más cortos entre los tiburones, con una duración de aproximadamente 4 a 5 meses (Parsons, 1993; Márquez-Farías et al., 1998). Se le clasifica como una especie altamente productiva comparada con otras especies de tiburones, pudiendo soportar niveles intensos de pesca (Walker, 1998; Castro, 2010). Esta especie se encuentra clasificada en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN siglas en inglés) como en “menor preocupación” a nivel global. Sin embargo, en algunas poblaciones del mundo, como en la parte sur del Brasil, ha sido categorizada en colapso y vulnerable a la pesca (Passamani y Mendes, 2007; Bressan et al., 2009) y en el Golfo de California, México, ha sido descrita como posiblemente extirpada (Pérez-Jiménez, 2014).

### *Sphyrna lewini*

Es un tiburón conocido como cornuda común con preferencias costero-oceánico; se distribuye en aguas templadas-cálidas y tropicales sobre plataformas continentales, bahías estrechas, estuarios y aguas profundas adyacentes a profundidades de hasta 275 m (Compagno, 1984). Los individuos de esta especie son vivíparos placentarios con un ciclo reproductivo anual, su período de gestación dura entre 10-11 meses (Castro, 2010) y tienen una fecundidad de entre 15 a 31 crías que miden entre 42-55 cm de longitud total (LT) (Compagno, 1984). Cuando son juveniles se encuentran cerca de la costa (Compagno, 1984; 1998). *Sphyrna lewini* tiene una tasa intrínseca de crecimiento poblacional y productividad baja comparada con otros tiburones (Smith et al., 1998; Cortés et al., 2010). En algunos estudios del Atlántico se ha documentado la disminución de algunas de sus poblaciones (Baum et al., 2003; Hayes et al., 2009; Pérez-Jiménez et al., 2012).

### *Sphyrna mokarran*

Es conocido como cornuda gigante y es una especie costero-pelágica y semioceánica, ya que habita aguas cálidas poco profundas y oceánicas; es un predador tope en muchas aguas poco profundas y en ambientes



tropicales (Compagno, 1984; Castro, 2010). Habita en arrecifes, cerca de plataformas continentales o fuera de ellas, a profundidades de entre 1-80 m. Es considerada como un consumidor de nivel trófico superior y es una especie altamente migratoria (Cliff, 1995; Mourier et al., 2013). Las hembras maduran entre los 250-300 cm LT y los machos entre los 234-269 cm LT (Compagno, 1984) y se ha reportado una talla máxima de 610 cm LT (Compagno, 1984). Es una especie vivípara placentaria, el periodo de gestación se estima que podría ser de 11 a 12 meses (Castro, 2010) y tener entre 13 a 42 crías que miden entre 50 a 70 cm LT (Compagno, 1984; Stevens y Lyle, 1989). Esta especie al igual que *S. lewini* se encuentran categorizadas como “en peligro” a nivel global en la lista roja de la IUCN (Baum et al., 2003; 2007) y en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, siglas en inglés) (Francis, 2016). En algunos estudios en aguas del Atlántico se ha documentado la disminución significativa de algunas de sus poblaciones (Baum et al., 2003; Heithaus et al. 2007; Hayes et al., 2009; Jiao et al., 2011; Pérez-Jiménez et al., 2012).

### 1.1.2 Pesquerías de tiburones martillo

A nivel mundial los registros internacionales de captura de tiburones martillo de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, siglas en inglés) están reportadas a nivel de familia (Sphyrnidae) o por nombre genérico (ej. tiburón martillo). En estos reportes se observa un incremento en las capturas totales de la familia Sphyrnidae desde principios de 1990 hasta el 2016, con un máximo de captura reportada de 10,354 t en el año 2015. Sin embargo, los datos de la FAO no incluyen la mortalidad por descarte y solo algunos países reportan toda su captura, lo que significa que estos datos probablemente no sean una representación exacta de la tendencia de las capturas a nivel mundial (Miller et al., 2013; 2014) (Figura 2a).

En México, el órgano federal encargado de registrar las capturas de tiburones es la Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca (CONAPESCA) y reporta anualmente las capturas por medio del Anuario Estadístico de Pesca. Los tiburones no son reportados por especie, si no en dos categorías: tiburón, para individuos >150 cm LT y cazón, para individuos ≤150 cm LT. Esta clasificación crea retos en el análisis de las tendencias de captura por especie (Pérez-Jiménez et al., 2012). Además, es probable que estas tendencias de la captura, también no sean una representación de la realidad debido a que los registros de captura oficiales presentan deficiencias, como la no disponibilidad de registros de captura en algunos años (Saldaña-Ruiz et al., 2017). Sin embargo, con los registros de captura de la CONAPESCA (2016), se encontró que de las

capturas reportadas del recurso tiburón fueron 20,658 t en el GOM y mar Caribe del 2006-2014, de los cuales, el 4.39% representó a los tiburones martillo (Figura 2c). De igual forma, por medio del Instituto Nacional de Transparencia, Acceso a la Información y Protección de Datos Personales (INAI), se tuvo acceso a la información de la CONAPESCA (periodo 2000-2015) y se encontró que los registros de captura de tiburones martillo en el litoral Atlántico (GOM y mar Caribe) muestran un pico de captura en el 2015 con 1,420 t. (Figura 2b).

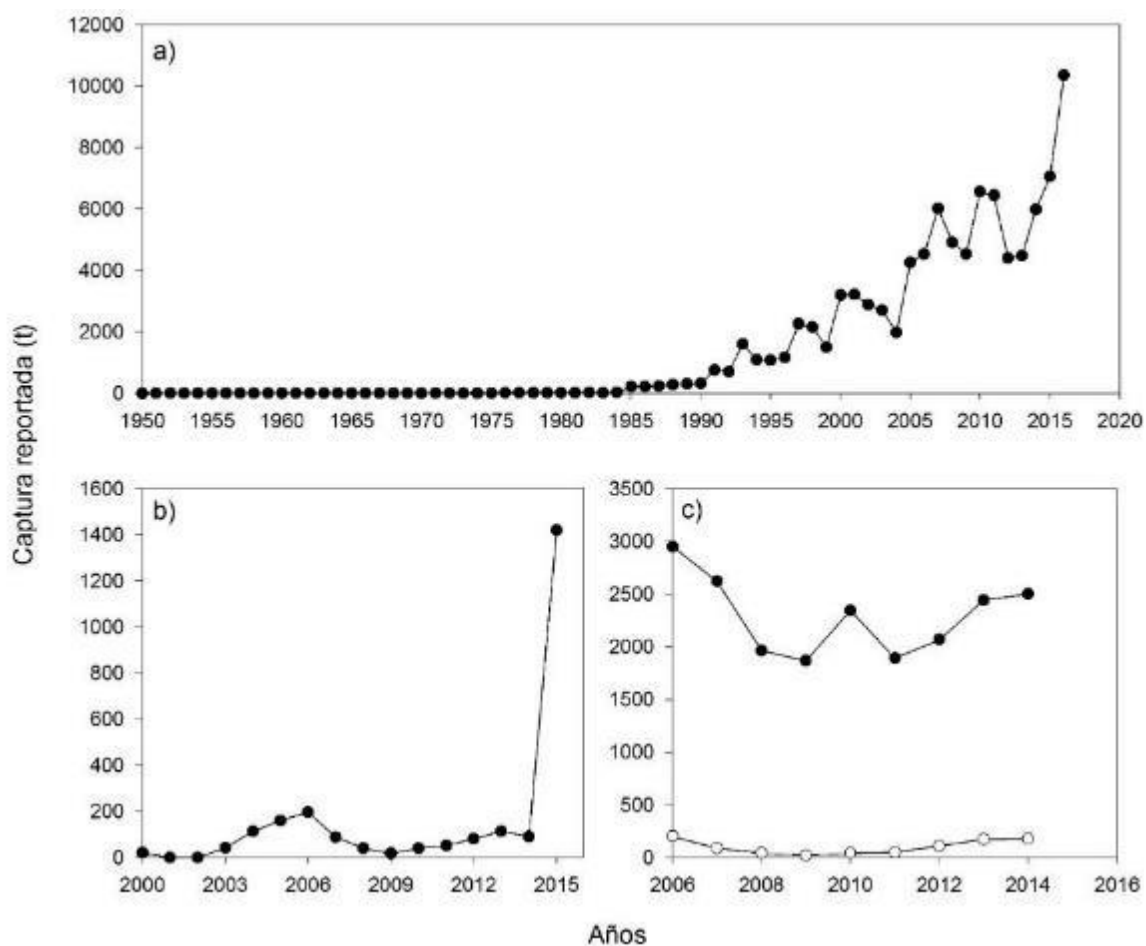


Figura 2. Registro de la a) captura global reportada de tiburones martillo (familia Sphyrnidae) (1950- 2016), b) captura reportada de tiburones martillo en el litoral del GOM y mar Caribe (2000-2015) y c) captura reportada de tiburones (círculos rellenos) y tiburones martillo *Sphyrna* spp. (círculos vacíos) en el GOM y mar Caribe (2006-2014). Fuente: a) FAO, 2018, b) CONAPESCA, 2015, c) CONAPESCA, 2016. Las escalas de los ejes X y Y en las gráficas son diferentes.

En el litoral Atlántico, las pesquerías artesanales de tiburones son una importante actividad tradicional (Bonfil, 1997). La captura de tiburones en este litoral se realiza con embarcaciones menores y de mediana

altura con autonomía de 1-3 y 4-25 días, respectivamente, las cuales emplean palangre de deriva o de fondo y redes de fondo como arte de pesca principal (Diario Oficial de la Federación, 2018). Estos equipos y embarcaciones varían regional y temporalmente (Bonfil, 1997; Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza, 2015). Entre las especies objetivos de tiburones en el GOM se encuentran el cazón de ley o tutzún (*Rhizoprionodon terraenovae*), cazón pech o cabeza de pala (*S. tiburo*), tiburón puntas negras (*Carcharhinus limbatus*), cazón canguay o limón (*C. acronotus*), cornuda común (*S. lewini*), tiburón chato o toro (*C. leucas*), tiburón sedoso (*C. falciformis*), cazón poros o chacpat (*C. porosus*) y tiburón punta de lápiz (*C. brevipinna*) (Diario Oficial de la Federación, 2018).

Castillo-Geníz et al. (1998), describieron 34 especies de tiburones capturados por la pesquería artesanal en aguas mexicanas del GOM. Estos autores mencionan que, *S. tiburo* (15%) y *S. lewini* (5%) se encuentran entre las especies más frecuentes en las capturas. Además, en la pesquería dirigida al mero y negrillo, huachinango y pargos y rayas, *S. tiburo*, *S. lewini*, *S. mokarran* son especies capturadas incidentalmente en las capturas de estos peces teleósteos (Diario Oficial de la Federación, 2018). En particular, en el litoral del estado de Campeche, la pesquería artesanal dirigida de tiburones pequeños (cazones) y de sierra (*Scomberomorus* spp.) representa la principal fuente de mortalidad de tiburones, entre ellos *S. tiburo* y *S. lewini*, que ocupan el segundo y tercer lugar entre las especies más capturadas, respectivamente, después del *Rhizoprionodon terraenovae*. De igual forma, *S. mokarran*, es una de las especies de tiburón grande que se captura con mayor frecuencia (Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza, 2015). Se ha documentado que las capturas de *S. lewini* y *S. mokarran* en el litoral del GOM han disminuido en las últimas tres décadas (Pérez-Jiménez et al., 2012). Por lo tanto, debido a la importancia socio-económica del recurso tiburón y la frecuencia de captura de tiburones martillo por la flota artesanal indica la importancia estimar la captura de especies e identificar áreas donde las operaciones de pesca se traslapan con la distribución de especies (McCluskey y Lewis, 2008).

### 1.1.3 Estrategias de manejo en la pesquería de tiburones

En México, la primera estrategia enfocada en el manejo de las pesquerías de tiburones fue la suspensión de nuevos permisos de pesca en 1993, como una medida precautoria de manejo para prevenir la sobrepesca de poblaciones de tiburones (Diario Oficial de la Federación, 2012). Posteriormente, en el 2004, se publicó el Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México (PANMCT), en donde se establecen objetivos particulares para el ordenamiento,

aprovechamiento y conservación de tiburones, rayas y especies afines en aguas de jurisdicción federal, entre ellas, identificar y proteger hábitats críticos y mejorar la información de las capturas, esfuerzo, desembarque y comercio por especie (CONAPESCA-INP, 2004). En 2007, se publicó la Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006 (Diario Oficial de la Federación, 2007), en donde se establecen medidas para la pesca responsable de tiburones y rayas, al igual que la prohibición de captura de algunas especies de tiburones. En específico, en el Atlántico mexicano, las medidas de manejo para tiburones y rayas incluyen restricciones de equipos de pesca, vedas temporales y prohibición de captura de algunas especies: peces sierra *Pristis* spp., el tiburón ballena *Rhincodon typus*, el tiburón peregrino *Cetorhinus maximus*, el tiburón blanco *Carcharodon carcharias* y mantarrayas del género *Mobula*. En el 2012 se estableció una veda de mayo a junio en toda la costa atlántica mexicana, así como en agosto para el estado de Campeche y parte del estado de Tabasco (Diario Oficial de la Federación, 2012b). Sin embargo, en 2014, debido a una solicitud de pescadores en el estado de Campeche, la veda temporal se modificó a mayo y junio en los estados de Veracruz, Tamaulipas y Quintana Roo y del 15 de mayo al 15 de junio, reanudándose del 1 al 29 de agosto en los estados de Tabasco, Campeche y Yucatán (Diario Oficial de la Federación, 2014). A pesar de los esfuerzos de crear medidas de manejo, algunos factores como la falta de registros del esfuerzo de la pesca y captura por especies, así como la heterogeneidad de las pesquerías de tiburones, dificultan su implementación (Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza, 2015). Por lo que es necesario desarrollar herramientas y enfoques para utilizar la información sobre las operaciones de la pesca y sobre las poblaciones explotadas en la formulación de medidas de manejo (Reeves et al., 2008).

#### 1.1.4 Caracterización de la pesquería en la costa norte de Campeche

Las pesquerías artesanales de tiburones en el sur del Golfo de México son consideradas muy heterogéneas, ya que los tipos de embarcaciones y equipos de pesca utilizados varía por región (Bonfil, 1997) y temporada (Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza, 2015). La flota de la costa norte de Campeche que captura cazón y tiburones está conformada por 160 lanchas aproximadamente (Base de datos del Laboratorio de Pesquerías de ECOSUR, Campeche). Las embarcaciones utilizan redes de enmalle de nylon (11.5 cm de malla) de fondo y superficie, y operan a una distancia de la costa entre 20 y más de 50 km de distancia de la costa (Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza, 2015). La pesquería se divide en tres temporadas: la pesca dirigida (cuando la especie objetivo es el cazón tutzun, *Rhizoprionodon terraenovae*), pesca no dirigida, con capturas de tiburón incidentales (cuando las especies objetivo son los peces óseos carito y la sierra

*Scromberomorus* spp.) y la pesca multiespecífica (cuando se capturan diferentes especies de peces óseos y elasmobranquios).

### 1.1.5 Modelado de Nicho Ecológico

Los modelos de nicho ecológico (MNE), que son aproximaciones empíricas o matemáticas al nicho ecológico de una especie (Guisan y Zimmermann, 2000; Peterson, 2006; Morin y Lechowicz, 2008). Su objetivo es relacionar diferentes tipos de variables ecogeográficas (ambientales, topográficas y humanas) con la distribución de las especies, es decir, identificar las variables que limitan y definen dicho nicho (Sillero et al., 2010). La primera definición de nicho ecológico se debe a Grinnell (1917), que propuso el nicho como una subdivisión del hábitat que contiene las condiciones ambientales que permiten a los individuos de una especie sobrevivir y reproducirse. Este concepto está basado en variables por las que las especies no compiten (Sillero et al., 2010), más tarde llamadas por Hutchinson (1978) como variables escenopoéticas; algunos ejemplos pueden ser las variables climáticas y topográficas (Soberón, 2010). Por otro lado, Elton (1927) lo definió como el papel funcional de una especie en una comunidad, en especial su posición en la cadena alimentaria, en función de variables (bióticas) que pueden ser consumidas por las especies, llamadas por Hutchinson (1957, 1978) como variables de nutrientes o bionómicas.

La principal diferencia entre los conceptos de nicho propuesto por Grinnell (1917) y Elton (1927) respecto al de Hutchinson (1957, 1978), es que los primeros usaron el término de nicho para referirse a lugares en el ambiente con capacidad para albergar las especies. Por el contrario, para Hutchinson el nicho es propiedad de la especie y no del ambiente (Sillero et al., 2010). Hutchinson (1957) definió matemáticamente dos tipos de nicho: el nicho fundamental y realizado. El nicho fundamental es un volumen de  $n$  dimensiones (variables ambientales) dentro del espacio ambiental donde una especie puede mantener una población viable y persistir a lo largo del tiempo, sin inmigración. Y el nicho realizado es una parte del nicho fundamental donde la especie no es excluida por competencia.

Una clasificación más reciente fue propuesta por Soberón (2007), que definió el nicho con base en los conceptos de Grinnell (1917) y Elton (1927) y sus variables. La primera definición fue el nicho Grinneliano (Grinnell, 1917), que es definido como las variables ambientales fundamentales y no interactivas para conocer las propiedades geográficas y ecológicas de una especie, dentro de un contexto espacial amplio. El nicho Eltoniano (Elton, 1927), por otro lado, es el que se centra en las interacciones bióticas, en la

dinámica recursos-consumidor y en las variables que se pueden medir principalmente a escalas locales. Sin embargo, la idea del nicho fundamental de Hutchinson (1978) y del espacio multidimensional no queda fuera, ya que se puede aplicar a ambas clases de nichos. La definición de nicho Grinneliano propuesta por Soberón (2007) será la utilizada en este estudio.

Un marco teórico para visualizar los diferentes nichos ecológicos es por medio del diagrama Biótico-Abiótico-Movilidad (BAM, por sus siglas en inglés), el cual representa el espacio geográfico dividido en los tres principales factores que limitan la distribución de una especie: abiótico (A), bióticos (B) e históricos o de dispersión (M) (Soberón y Peterson, 2005) (Figura 3). En el diagrama BAM, la zona denotada como  $G_0$ , es el área ocupada es la intersección favorable biótica, abiótica, y de movimiento, y la especie puede ser observada/recolectada en esa región. Por definición, las variables ambientales en  $G_0$ , constituyen el nicho realizado. La zona  $G_I$ , es una región con condiciones favorables pero que se ha mantenido fuera de las capacidades de dispersión de la especie. Por último, la región  $G_A$  es considerada favorable para la especie si se hace abstracción de las interacciones bióticas y movimiento, su medio ambiente corresponde a la idea del nicho fundamental de Hutchinson (1957), aunque más específicamente, a la parte del nicho fundamental que existe en una región y período dado, el llamado nicho fundamental existente (Soberón et al., 2017).

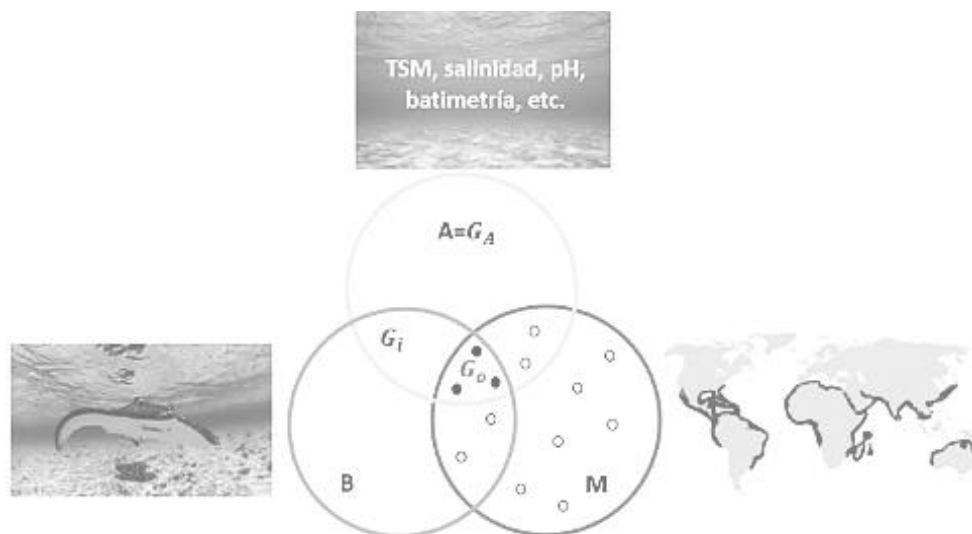


Figura 3. Diagrama BAM, representación idealizada del espacio geográfico G.  $G_0$ = Área ocupada, es decir la intersección entre el factor biótico (B), abiótico (A) y (M) de movimiento.  $G_I$ = Área invadible y  $G_A$  = nicho fundamental. Los círculos rellenos indican presencia y los círculos abiertos ausencias. Modificado de Peterson et al. (2011).

Los modelos de nicho ecológico se clasifican conforme al tipo de método utilizado, en donde se incluyen los métodos mecanicistas, correlativos y basados en procesos. El resultado varía en función del método y las variables empleadas, es decir, dependiendo del método, el resultado no representa el mismo nicho (Soberón y Nakamura, 2009). En el método mecanicista (explicativos) (Kearney y Porter, 2009), se utilizan modelos bio-físicos detallados, con variables que afectan directamente la supervivencia de la especie mediante experimentos, para tratar de comprender los requisitos ambientales que conforman el nicho fundamental de una especie (Peterson et al., 2015). Por otro lado, el método correlativo (predictivo), asocia los datos de presencia de especies con capas ambientales espaciales del área de estudio y producen mapas de áreas de distribución potencial (Kearney et al., 2010; Peterson et al., 2015). Las variables utilizadas en este método no tienen necesariamente un efecto directo en ellas, además, en estos dos métodos no se integran procesos poblacionales (Osorio-Olvera et al., 2016). Finalmente, en los métodos basados en procesos, o híbridos, las hipótesis sobre nichos, dispersión, interacciones bióticas y procesos poblacionales se integran en modelos y simulaciones de todo el conjunto de procesos que conducen a que una especie éste presente en un sitio dado (Dormann et al., 2012; Peterson et al., 2015).

El modelado de nicho ecológico con modelos correlativos utiliza diferentes algoritmos (Bioclim, Domain Maxent, Modelos Lineales Generalizados, Modelos Aditivos Generalizados) que combinan los datos de presencias y las capas ambientales para comprender las condiciones que permiten la persistencia de poblaciones o especies, el espacio E (espacio ambiental) (Peterson y Soberón, 2012). Debido a que, en los modelos correlativos, ni las interacciones con otras especies (B: factores bióticos) ni los factores históricos ni de dispersión (M: movimientos) son tomados en cuenta en forma explícita y directa (Barve et al., 2011), solo se modelan los ambientes A (A: factores abióticos), y su proyección en el espacio G (espacio geográfico) es una distribución potencial (Peterson et al., 2015), referida como los lugares donde una especie podría vivir (Jiménez-Valverde et al., 2008). Esto como consecuencia de la dualidad del nicho de Hutchinson que propone una correspondencia entre el espacio geográfico y el espacio ambiental, abstracto y multidimensional (Peterson et al., 2011).

Maxent, es un algoritmo que trata de aproximarse al nicho ecológico de las especies usando sólo registros de presencia (Phillips et al., 2006; Elith et al., 2011). Este algoritmo se basa en el Principio de la Máxima Entropía, el cual tiene sus raíces en la teoría matemática de la comunicación y la mecánica estadística (Shannon 1948; Jaynes, 1957). Este principio intenta encontrar la distribución de probabilidad que maximice la entropía, es decir, la que es la más extendida o más cercana a lo uniforme, pero, considerando todo lo que se conoce y evitando hacer suposiciones no respaldadas por los datos (Phillips et al., 2006). En este sentido, Maxent estima la distribución de puntos de presencia de la especie de la manera más

uniforme posible en el área de estudio, tomando en consideración las restricciones impuestas por las variables ambientales (De la Flor y Romero, 2015). Las dos principales salidas de Maxent para sus predicciones son la cruda y la logística (Phillips et al., 2006). La salida cruda es una medida de similitud de los ambientes en cada píxel a los píxeles donde la especie ha sido observada y la salida logística asigna a cada píxel una aproximación de la verdadera probabilidad de presencia de la especie, bajo el supuesto de conocer el parámetro llamado *default prevalence* (valor real de probabilidad definida para un píxel de que la especie este presente o ausente), y que se supone igual a 0.5 (Soberón, 2012). Se sugiere que esta salida sea interpretada de manera conservadora como un índice relativo de idoneidad ambiental, en donde los valores más altos representan una predicción de las mejores condiciones para que la especie este presente (Phillips et al., 2006).

El modelado de nichos ecológicos ha sido utilizado como sinónimos de los modelos de áreas de distribución (SDM) (Elith y Graham, 2009). Sin embargo, estos dos términos no son equivalentes y percibirlos como tales lleva a una confusión y problemas de interpretación de los resultados. La principal diferencia entre estos modelos radica en que las áreas de distribución son subconjuntos del espacio geográfico (espacio G), mientras que los nichos son objetos en el espacio ambiental (espacio E). Dicho de otra forma, un área de distribución, en general, depende de muchos factores más que de solo un nicho fundamental. Sin embargo, existe una relación entre los nichos y áreas de distribución, que permite modelar las segundas mediante los primeros (Soberón et al., 2017).

Por último, la aplicación de los modelos de nicho ecológico ha sido utilizado para predecir hábitats idóneos en áreas poco muestreadas (Engler et al., 2009), identificar sitios de traslado y reintroducción de especies (Danks y Klein, 2002), predecir los efectos de la pérdida de hábitat (Sánchez-Cordero et al., 2005), y predecir la distribución de especies invasoras, esto con base en los requerimientos de su distribución geográfica nativa (Hinojosa-Díaz et al., 2005; Peterson et al., 2003). También han sido utilizados para ver los efectos del cambio climático (Araújo y Luoto, 2007; Pearson y Dawson, 2003; Roura-Pascual et al., 2005; Ramírez-Mendoza, 2017) y en la estimación de tendencias en la abundancia de las especies (Araújo y Williams, 2000; Real et al., 2009).



### 1.1.6 Factores abióticos relacionados con la distribución de tiburones martillo

Existen variables que pueden influir en la distribución y la abundancia de tiburones y rayas; las variables abióticas (ej. salinidad, temperatura y profundidad) (Drymon et al., 2010; Froeschke et al., 2010) y bióticas (ej. biomasa de peces y crustáceos) (Drymon et al., 2013) que se suponen funcionan en conjunto para crear un hábitat adecuado para estas especies (Heithaus et al., 2007). Las variables pueden diferir de acuerdo con la especie y a la talla o estadio ontogénico (Economakis y Lobel 1998; Hopkins y Cech, 2003; Simpfendorfer et al., 2005; Vogler et al., 2008; Heithaus et al., 2009; Ubeda et al., 2009). En particular, en los tiburones del género *Sphyrna*, las variables abióticas que ha mostrado tener una influencia en su distribución y movimiento son la salinidad, la turbidez, temperatura superficial del mar, batimetría y la velocidad de la corriente (Huepel et al., 2006; Ubeda et al., 2009; Froeschke et al., 2010; McCallister et al., 2013; Ketchun et al., 2014; Ward-Paige et al., 2015; Calich et al., 2018). En conjunto, estas variables pueden ser utilizadas para modelar su distribución potencial con MNE, como ya se ha hecho en otras especies de elasmobranquios (Meyers et al., 2017; Calich et al., 2018).

### 1.1.7 Predicción de la distribución espacial de las operaciones de la pesca artesanal

En el caso de las aguas mexicanas del GOM, los patrones espaciales de la operación del esfuerzo de pesca de tiburones prácticamente no han sido estudiados. Conocer estos patrones de distribución espacial y temporal de las actividades pesqueras son importantes cuando se quieren conocer las relaciones entre la distribución de especies de peces, protección de áreas, eficiencia de la pesquería o traslapo con especies amenazadas (McCluskey y Lewison, 2008). Además, ayudan a estimar su impacto sobre los recursos, y posteriormente, evaluar las opciones de manejo y sus consecuencias (McClellan et al., 2014), ofrecen una visión de la función del ecosistema (McClanahan y Muthiga, 1988) y patrones de diversidad (Bianchi et al., 2000). Sin embargo, aunque la captura de algunas pesquerías comerciales es razonablemente conocida, al igual que los requisitos del tipo de hábitat de algunas especies, rara vez se dispone de información precisa sobre el patrón espacial del esfuerzo pesquero por que los pescadores comerciales, así como los recreativos, suelen estar poco dispuestos a compartir sus lugares de pesca (McCluskey y Lewison, 2008).

Cuando se tiene información sobre los puntos de zonas pesca, estos en su mayoría son escasos. En consecuencia, los métodos de interpolación espacial toman relevancia en la estimación de valores de variables en zonas no muestreadas o con escasez de información. Estos se clasifican en dos grandes

categorías: determinísticos y probabilísticos o geoestadísticos (Varouchakis y Hristopulos, 2013). Los métodos de interpolación determinística utilizan fórmulas matemáticas de forma cerrada, es decir, un sistema lineal de ecuaciones para interpolar los datos. Los valores asignados a cada muestra dependen sólo de la distancia entre el punto de muestra y la ubicación del punto interpolado, además, no usan la teoría de la probabilidad y estimación de incertidumbre (Webster y Oliver, 2001). El otro método es el probabilístico, que utiliza las propiedades estadísticas de los puntos medidos y la correlación espacial entre los puntos vecinos (Varouchakis y Hristopulos, 2013).

Uno de los métodos de interpolación probabilísticos más utilizado es el kriging, que es una función lineal ponderada de los valores conocidos, las ponderaciones son calculadas de acuerdo con la condición de sesgo y varianza mínima. Este método ha sido aplicado para evaluar la estructura espacial de poblaciones marinas explotadas, su abundancia (Ruppert et al., 2009; Hernández-Flores et al., 2015) y patrones de distribución de esfuerzo pesquero sobre especies pelágicas de tiburones (Tavares et al., 2012). Existen diferentes tipos de kriging dependiendo de la forma del estimador. Los lineales como el kriging ordinario, simple, universal y residual, y no lineales como el kriging disyuntivo, indicador y probabilístico (Díaz Viera, 2002). En específico, el kriging ordinario es uno de los métodos más robustos y más usados y se basa en el supuesto de que la variable a predecir es estacionaria y de media desconocida (Webster y Oliver, 2001) y realiza la ponderación de los puntos por medio de un sistema de ecuaciones lineales con coeficientes que dependen de un variograma (Thangaranjan, 2007).

## 1.2 Justificación

Los tiburones martillo son importantes depredadores tope y desempeñan funciones de control y estructura de especies en los ecosistemas costeros y oceánicos (Stevens et al., 2000; Ferretti et al., 2010; Heithaus et al., 2012). De igual manera, forman parte de las capturas de la pesca artesanal mexicana, en donde son objetivo de la pesca o capturadas incidentalmente tanto en aguas costeras como oceánicas (Bonfil, 1997; Castillo-Geníz et al., 1998). En particular en el litoral de la costa norte del estado de Campeche, la pesquería artesanal de tiburones pequeños (cazones) y peces óseos representan las principales fuentes de mortalidad de tiburones, entre ellos *S. tiburo*, que ocupan el segundo lugar como la especie de tiburones pequeños (cazones) más capturada. Además, *S. lewini* y *S. mokarran*, ocupan el primer y tercer lugar de las especies de tiburones grande con mayor frecuencia en las capturas (Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza, 2015). Algunos estudios sobre el estado poblacional de *S. lewini* y *S. mokarran*

en aguas del norte del GOM y Atlántico encontraron una disminución en sus poblaciones (Baum et al., 2003; Hayes et al., 2009; Pérez-Jiménez et al., 2012); y *S. tiburo* ha sido catalogada como vulnerable a la pesca en Brasil (Passamani y Mendes, 2007; Bressan et al., 2009) y posiblemente extirpada en el Golfo de California, México (Pérez-Jiménez, 2014). Por lo anterior, es importante predecir la distribución potencial de las especies de tiburones martillo y la actividad pesquera artesanal, ya que esto permitirá identificar las posibles zonas con mayor traslapo entre las especies y la pesca. Los resultados de este estudio pudieran contribuir en dirigir los esfuerzos de investigación hacia estas zonas para determinar si el traslapo entre la actividad pesquera y la distribución de estas especies generan una interacción significativa en las poblaciones de estos tiburones martillo. Además, de incorporar esta información en la planificación de medidas de manejo pesquero.

### 1.3 Hipótesis

Si las operaciones de las flotas artesanales de la costa norte de Campeche se realizan principalmente dentro de la plataforma continental, se espera que su traslapo:

Sea mayor con respecto a la distribución potencial de *Sphyrna tiburo*, y menor con respecto a la distribución potencial de *S. lewini* y *S. mokarran*.

Además:

Se espera que la distribución potencial de *S. tiburo* en el GOM sea en la plataforma continental y ocurra principalmente en aguas someras (< 10 m de profundidad) e intermedias (10 a 30 m de profundidad), y que la distribución potencial de *S. lewini* y *S. mokarran* en el GOM sean menos extensa dentro de la plataforma continental y ocurra principalmente en aguas profundas (> 30 m de profundidad).

### 1.4 Objetivos

#### 1.4.1 Objetivo general

Predecir la distribución potencial de tres especies de tiburones martillos (*Sphyrna tiburo*, *S. lewini* y *S. mokarran*) y la distribución espacial de las operaciones de una flota artesanal para evaluar la proporción de traslapo entre ambas distribuciones.

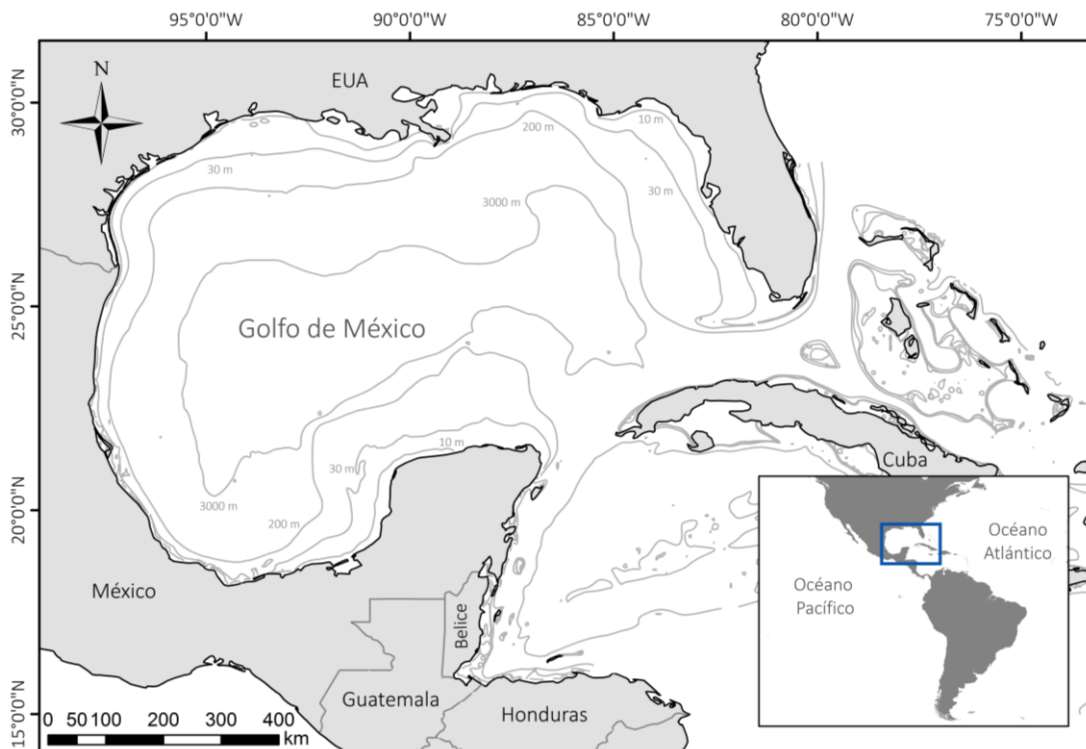
#### 1.4.2. Objetivos específicos

- Predecir la distribución potencial de los tiburones martillos, género *Sphyrna*, en el Golfo de México.
- Estimar la proporción de traslapo de la distribución potencial entre las especies de tiburones martillo en el GOM.
- Predecir la distribución espacial de las operaciones de la pesca artesanal basado en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y esfuerzo pesquero (días de pesca) el sur del GOM.
- Predecir la distribución espacial de las operaciones de la pesca artesanal basado en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y esfuerzo pesquero (días de pesca) en la costa norte de Campeche.
- Estimar la proporción de traslapo de la distribución espacial de las operaciones de una flota artesanal con base en la CPUE y esfuerzo pesquero con la distribución potencial por especie.

## Capítulo 2. Metodología

### 2.1 Área de estudio

El GOM está caracterizado como un sistema de cuenca semicerrado con una profundidad máxima de 3,800 m. Tiene un litoral de 4000 km aproximadamente entre la Península de Yucatán y Florida; un área superficial de  $1.6 \times 10^6 \text{ km}^2$  y  $2.3 \times 10^6 \text{ km}^3$  de volumen de agua (Monreal-Gómez et al., 2004) (Figura 4).



**Figura 4.** Área de estudio que muestra la ubicación del Golfo de México (GOM), con su litoral en México y en los EUA. Las líneas representan las isóbatas.

El GOM es influenciado por tres periodos climáticos: secas (febrero a mayo), donde la descarga de agua en los ríos es mínima y hay dominancia de vientos alisios del este (Boicourt et al., 1998), lluvias (junio a septiembre), con dos picos máximos de precipitaciones que corresponden a la descarga máxima de ríos y nortes (octubre a enero), en donde hay una frecuencia de 15 a 27 eventos de frentes fríos en promedio. Cada evento frío tiene una duración de tres a cinco días, con dirección de norte a noreste y velocidades del viento de 21 a 30 m/s (Magaña et al., 2001).

La plataforma continental (<200 m) es la mayor morfoestructura de piso oceánico del GOM, y es más amplia frente a las planicies costeras y relativamente estrechas a la altura de sistemas montañosos que corren paralelos a la costa. La zona más extensa se encuentra en el extremo norte de la península de Yucatán, con 260 km, y la zona más estrecha en la zona volcánica de los Tuxtlas, Veracruz, con un máximo estrechamiento de 6 a 16 km (Linch, 1954; Lugo, 1985). En el canal de Yucatán confluyen diferentes masas de agua, solo tres, caracterizadas entre otros por diferentes profundidades: el Agua Subtropical Subsuperficial del Caribe (ASSC) (profundidad: 150-250 m), el Agua Intermedia Antártica (AIA) (profundidad: 700-950 m) y el Agua Profunda Noratlántica (APNA) (profundidad: 1500-3600 m) (Badan et al., 2005). Cuando el ASSC se encuentra en el GOM, puede transformarse debido a la mezcla convectiva y dar origen a dos nuevas masas de agua, el Agua Subtropical Subsuperficial del Golfo de México (ASSGM) y el Agua Común del Golfo (ACGM) (Monreal-Gómez *et al.*, 2005). Las masas entrantes de agua son transportadas gracias a la Corriente de Lazo, considerada el principal forzamiento de la circulación en esta zona (Monreal-Gómez *et al.*, 2005).

En el GOM la temperatura está determinada por el influjo de las aguas cálidas de la Corriente de Lazo. Se caracteriza por tener una temperatura superficial de 28 a 29° C durante el verano; en el invierno disminuye hasta los 19° o 20° C, ya que los vientos fríos provenientes del norte ponen resistencia a las aguas cálidas procedentes del sureste, las cuales, en su trayectoria hacia el noroeste del Golfo de México, van transmitiendo su calor a las aguas de menor temperatura (Nowlin y McLellan, 1967). De igual manera en esta zona, se observan variaciones térmicas verticales espacial y temporalmente, que son resultado de la formación de giros ciclónicos (temperatura fría) y anticiclónicos (temperatura cálida), estos últimos con temperaturas similares a las de la Corriente de Lazo (De Lanza Espino y Gómez-Rojas, 2005).

Al igual que la temperatura, la salinidad está fuertemente influenciada por la Corriente de Lazo. Las salinidades durante el invierno son menores en el norte del Golfo de México con 32.16, debido al período climático y a la influencia de los ríos. En la plataforma de Campeche alcanzan de 36.4 a 36.6, y son las mayores del Golfo debido a las aguas de la Corriente de Yucatán que afloran dispersándose sobre ella (Nowlin y McLellan, 1967; Merino, 1997).

La distribución de la clorofila *a* en aguas oceánicas sugiere que el GOM es oligotrófico (en la capa superficial), no solo por el bajo contenido de este pigmento sino también por la baja concentración de nutrientes. El contenido mínimo superficial se ubica en la región oceánica dentro del giro ciclónico norte con 0.5 mg/m<sup>3</sup> y valores altos de hasta 3.5 mg/m<sup>3</sup> en la plataforma de Campeche, relacionado con la

circulación ciclónica del sur y el aporte de descargas fluviales de los ríos Papaloapan, Grijalva y Usumacinta (Vidal et al., 1990).

Por último, el oxígeno disuelto superficial en el GOM es uniforme en la capa superficial de mezcla (0 a 150-250 m de profundidad) con 4.5 ml/L, esto debido a que las aguas de la Corriente de Lazo que representan más del 50% del agua que entra a la cuenca del GOM está compuesta por las aguas del Caribe, que mantiene homogénea sus niveles de oxígeno disuelto superficial en el transcurso del año (4 a 5 ml/L) (De Lanza Espino y Gómez Rojas, 2004).

## 2.2 Registros de presencia de especies

Los registros de presencia georreferenciados de las tres especies de tiburón martillo se obtuvieron de fuentes de acceso libre como Fishbase ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)), Fishnet2 ([www.fishnet2.net](http://www.fishnet2.net)), Global Biodiversity Information Facility (GBIF, [www.gbif.org](http://www.gbif.org)), Ocean Biogeographic Information System (OBIS, [www.obis.org](http://www.obis.org)), Smithsonian Tropical Research Institute (SFTEP, <http://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/es/pages>), Unidad Informática para la Biodiversidad del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNIBIO, <http://unibio.unam.mx/>), Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y literatura científica (Hueter et al., 2003; Bessudo et al., 2011; Hendon et al., 2013; Graham et al., 2016; Guttridge et al., 2017). La depuración de los datos de presencia consistió en la eliminación de registros de presencia repetidos o que no correspondían a la distribución global conocida de la especie, eliminación de valores de latitud y longitud cero. Sin embargo, para aumentar el número de registros encontrados, se tomaron en cuenta registros de presencia sin año y registros antiguos (posterior a 1985). Estos procedimientos fueron realizados en el programa *R Studio* versión 3.4.3.

Además, se realizó una reducción espacial ("*spatial thinning*") de los registros de presencia para ayudar a abordar los problemas asociados con el sesgo por muestreo y autocorrelación espacial, que podrían llevar a una sobre-representación de las condiciones ambientales asociadas a regiones con grandes cantidades de datos de presencia (Kadmon et al., 2004). Este análisis elimina algunos registros de presencia de modo que no haya dos registros más cercanos a una distancia lineal  $x$  en un mismo píxel (Pearson et al. 2007). Este algoritmo elimina al azar los registros de presencia que violan la restricción de distancia del vecino más cercano (Aiello-Lammens et al., 2015). Por último, se realizó una extracción de los registros de

presencia localizados dentro del área de modelado. Esta última parte se explicará más adelante. La base final sometida al modelo incluyó datos de nombre de la especie, longitud y latitud. Para realizar estos procedimientos se utilizó la paquetería *spThin* de *R studio* versión 3.4.3.

## 2.3 Área de modelado o calibración

El ámbito espacial que ha sido accesible para una especie y que depende de las oportunidades y restricciones en su movimiento en periodos de tiempo relevantes es conocido como M. Se ha enfatizado su importancia como la región apropiada en la que los modelos deberían ser calibrados (Soberón y Peterson, 2005; Barve et al., 2011). Para delimitar el área de modelado (M) o calibración de cada especie, se utilizó la clasificación de las ecoregiones marinas del mundo (Spalding et al., 2007) (Figura 5), que suponemos pudieran ser accesibles para las poblaciones del GOM, basándonos en la información reportada por la literatura:

La especie *S. tiburo* es considerada costera y poco migratoria. De acuerdo a la literatura, los datos de marcaje y recaptura indican un bajo o nulo movimiento desde aguas del Atlántico oeste hacia el interior del GOM y viceversa (Bethea y Grace, 2013; Tyminski et al., 2013; Driggers et al., 2014). Debido a lo anterior, se consideró a las ecorregiones del GOM y la ecorregión de Florida que ocupa una porción dentro del GOM y del Atlántico como las áreas de modelado de esta especie (Figura 5a). Por otro lado, las especies *S. lewini* y *S. mokarran* son consideradas altamente migratorias. De acuerdo con la literatura, existe una similitud genética entre las poblaciones de *S. lewini* del GOM y el Atlántico oeste (Chapman et al., 2009). Por lo tanto, se consideraron las ecorregiones del Atlántico oeste, adyacentes al GOM, como áreas de calibración de esta especie (Figura 5b). Por último, en *S. mokarran*, se han observado movimientos entre aguas de las Bahamas hacia el este de Florida, localizadas en la parte externa del GOM (Guttridge et al., 2017), aún no hay evidencia de que esta especie realice movimientos dirigidos de esta zona al interior del GOM, por lo que la ecorregión de las Bahamas no fue incluida, y solo se consideraron aquellas ecorregiones adyacentes al GOM que podrían estar relacionados con la región de calibración del modelo para esta especie (Figura 5c).



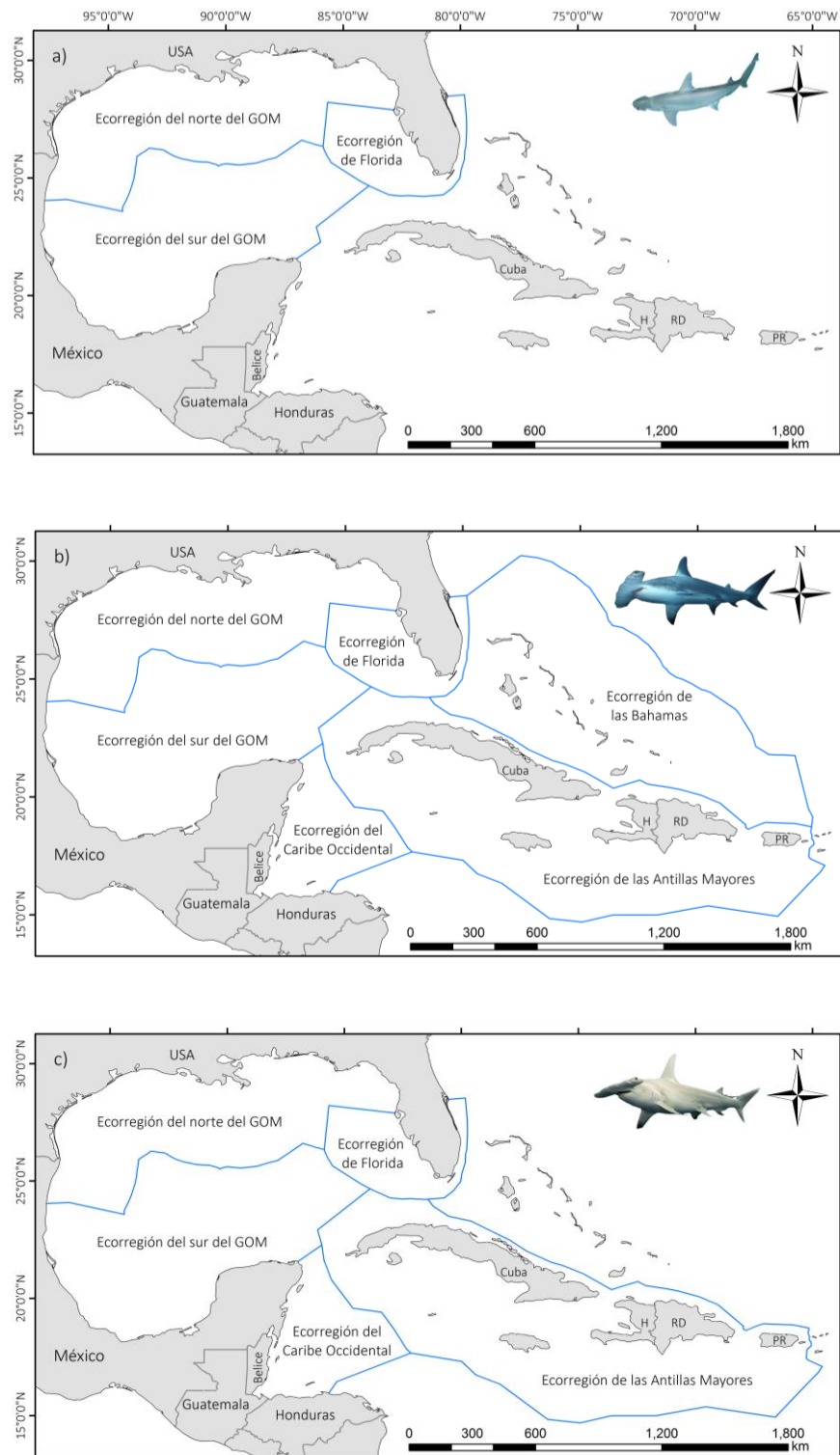


Figura 5. Área de modelado o calibración de a) *S. tiburo*, ecorregiones del norte, sur del GOM y de Florida, b) *S. lewini*, ecorregiones del norte y sur del GOM, ecorregión de Florida, del Caribe Occidental, de las Antillas Mayores y de las Bahamas, c) *S. mokarran*, ecorregiones del norte, sur del GOM, de Florida, del Caribe Occidental y de las Antillas Mayores.

## 2.4 Datos de variables oceanográficas

Las variables elegidas para generar las capas ambientales para el modelo de nicho ecológico fueron aquellas que, de acuerdo a la literatura, se correlacionan con la presencia de las especies de tiburones martillo analizadas en este estudio (Heithaus et al., 2007; Ubeda et al., 2009; Froeschke et al., 2010; Belcher y Jennings, 2010; Ketchum et al., 2014; Ward-Paige et al., 2015; Yates et al., 2015; Calich et al., 2018). Los valores de las variables fueron descargadas en los portales de Ocean Color Web, OCW (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cms/>), la Carta Batimétrica Global de los Océanos, GEBCO (<http://www.gebco.net/>) y COPERNICUS (<http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/>).

Debido a que las variables se obtuvieron de diversas fuentes, presentaron una resolución espacial diferente por lo que fue necesario un procedimiento de cambio de tamaño de píxel para tener una resolución uniforme. Se eligió una resolución espacial de 27 km para todas las variables oceanográficas, esto con el fin de evitar la reducción de píxeles grandes a píxeles pequeños, que introducen una apariencia de resolución fina, pero, al ser una precisión falsa, involucra un sesgo en los resultados (Peterson et al., 2011). Las variables elegidas se muestran en el apartado de resultados de este estudio. Los procedimientos descritos fueron realizados en MATLAB versión R2015a, obteniendo valores anuales mínimos, máximos y promedio para cada variable.

A menudo, las variables utilizadas en los modelos de nicho ecológico resultan intrínsecamente en multicolinealidad, definido como un alto grado de correlación entre las variables (Cruz-Cárdenas et al., 2014). Se utilizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) que permitió seleccionar sólo aquellas variables predictivas no correlacionadas y que retienen una alta proporción de la información original (Tabachnick y Fidell, 2007). Debido a que los primeros componentes principales (CP) son los que conservan la mayor proporción de información, la reducción de dimensionalidad se logra al elegir los primeros CP, lo que explica un alto porcentaje de la variación registrada en los datos originales (Cruz-Cárdenas et al., 2014). En consecuencia, la obtención de los CP permitió utilizar solo variables independientes durante el modelado de la distribución potencial de las especies.

## 2.5 Construcción de los modelos de distribución potencial por especie

El modelado de nicho ecológico se realizó con el algoritmo de Maxent versión 3.4.1. Se seleccionó el formato de salida logística de Maxent (formato ASCII), que es interpretada como un índice relativo de idoneidad ambiental, en donde los valores más altos representan una predicción de las mejores condiciones para que la especie este presente (Phillips et al., 2006). La plataforma de Maxent, se ajustó a 1000 iteraciones como límite para cada corrida del modelo, 30 réplicas con remuestreo aleatorio y se eligieron las funciones de *autofeatures* para crear las curvas de respuesta de las variables. Se seleccionó el método de *Jackknife* para identificar aquellas variables importantes en la estimación de la distribución potencial de cada especie y, además, se tomó en cuenta el conocimiento sobre la relevancia ecológica de algunas variables sobre las especies (Elith et al., 2011).

## 2.6. Evaluación de los modelos

Se evaluó la confiabilidad de los resultados de los modelos dividiendo de forma aleatoria el total de los datos de presencia por especie en dos conjuntos: calibración y evaluación (Peterson et al., 2011), en una proporción de 70 y 30%, respectivamente.

Se utilizaron dos métodos para evaluar el desempeño de los modelos, en el primer método se utilizó una matriz de confusión o de error para estimar la tasa de omisión (Tabla 1) (Peterson et al., 2011). La tasa de omisión es la fracción de las presencias observadas predichas por el modelo como ausencias. Esta métrica toma valores de 0 a 1, por lo que valores cercanos a 0 se consideran modelos con una baja tasa de omisión y por ende, con una alta predictibilidad (Peterson et al., 2011). Primero, se tuvo que transformar el mapa de distribución potencial (salida logística) a un mapa binario (presencia=1, ausencia=0). Para establecer el umbral de corte se utilizó una tasa de error esperado del 5%, esto con base en los valores de idoneidad ambiental obtenidos para el conjunto de datos de calibración. De esta forma los píxeles con valores por encima y debajo de dicho umbral, se consideró a la especie como presente y ausente, respectivamente. Los registros de presencia utilizados para la evaluación se sobrepusieron al mapa binario, y se estimó la tasa de omisión, es decir, la fracción de registros de presencia que fueron predichos como ausencias. Considerando la fórmula de la fracción de error de omisión:  $c/(a+c)$  (Tabla 1). Este procedimiento fue realizado con el programa *R studio* versión 3.5.0.

**Tabla 1. Matriz de confusión, a) presencia verdadera, b) error de comisión, áreas donde la especie no está presente pero que esta predicha como presente, c) error de omisión, áreas de distribución conocida pero predicha como ausente en el modelo y d) ausencia verdadera (Fielding y Bell, 1997; Peterson et al., 2011).**

		Observado	
		Presente	Ausente
Predicho	Presente	a	b
	Ausente	c	d

El segundo método aplicado fue la curva operada por el receptor (ROC, siglas en inglés), el cual evalúa el desempeño del modelo (salida logística), sin la necesidad de calcular un valor de corte o umbral como en la matriz de confusión (Manel et al., 2001). Este método usa un diagrama ROC que relaciona dos medidas derivadas de la matriz de confusión. La especificidad que es igual a  $1 -$  (tasa de error de comisión) y la sensibilidad que es igual a  $1 -$  (tasa de error de omisión). Por lo tanto, la especificidad indica una ausencia de error de comisión, y la sensibilidad representa la ausencia de error de omisión. De este diagrama se tuvo como resultado una salida gráfica en donde, el área bajo la curva (AUC, siglas en inglés), tiene valores que van de 0 a 1. Un AUC = 0.5 es el rendimiento esperado por una clasificación aleatoria, valores de AUC <0.5 corresponden a predicciones que son peores que lo esperado al azar y no son de interés. Los valores de AUC > 0.5 son mejores que lo esperado al azar. Estos últimos valores de AUC generalmente se clasifican en: (1) predicciones pobres (0.5 a 0.7); (2) predicciones razonables (0.7 a 0.9); y (3) muy buenas predicciones (> 0.9; Swets, 1988), esto con el fin de interpretar la calidad del modelo con base en el valor de la AUC (Peterson et al., 2011). Sin embargo, la utilidad de los análisis ROC ha sido cuestionada para los algoritmos que utilizan datos de sólo presencia, por tal motivo, se utilizó la modificación ROC parcial, que de igual manera tiene salidas graficas de AUC, diseñadas para tratar esta deficiencia (Peterson et al., 2008). Por último, se realizó una prueba z para determinar si los valores de proporciones AUC parciales de los modelos predichos fueron estadísticamente mejores que un modelo al azar (Martínez-Méndez et al., 2016). Estos análisis se realizaron con la paquetería *NicheToolBox* de *R studio* versión 3.5.0.

## **2.7 Traslado de la distribución potencial entre las especies en el Golfo de México**

Para el traslado de la distribución potencial entre especies se delimitó un polígono del GOM usando la ecorregión del norte, y ecorregión del sur del GOM y la ecorregión de Florida. Sin embargo, en la ecorregión de Florida, sólo se usó la porción oeste que es la que se encuentra dentro del GOM. Después,

los mapas de idoneidad ambiental (mapas continuos) de las tres especies se ajustaron a este nuevo polígono del GOM. El resultado obtenido se transformó en un mapa binario. Para esto se utilizó el “umbral de presencia más bajo”, ya que utiliza el valor del píxel predicho más bajo con registro de presencia de la especie que se considera adecuado (Peterson et al., 2007). Los valores por encima de este valor representan la distribución potencial de la especie. Este umbral es útil cuando se desean tener predicciones conservadoras y con una interpolación ecológica (Peterson et al., 2007). Posteriormente, se estimó el porcentaje de traslape, en términos de píxeles, entre las distribuciones potenciales de las especies dentro del GOM. Lo descrito se realizó con la caja de herramientas Spatial Analyst tool de *ArcMap* versión 10.3.

## **2.8 Descripción de la flota artesanal estudiada**

La flota estudiada se encuentra localizada en el Puerto de San Román, localizado en la ciudad de San Francisco de Campeche (Figura 6). Las embarcaciones utilizan redes de enmalle de nylon (11.5 cm de malla) que operan en fondo y superficie y recorren de 20 a más de 50 km de distancia fuera de la costa (Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza, 2015). La flota se rige por tres temporadas: la pesca dirigida (cuando la especie objetivo es el cazón tutzun, *Rhizoprionodon terraenovae*), de pesca incidental (cuando las especies objetivo son peces óseos como el carito y la sierra, del género *Scromberomorus*) y finalmente de pesca multiespecífica (cuando se capturan diferentes especies de peces óseos y elasmobranquios). La pesquería de cazón y la sierra y carito (*Scromberomorus* spp.) representa las principales fuentes de mortalidad de tiburones, entre ellos *Sphyrna tiburo* y *S. lewini*, que ocupan el segundo y tercer lugar como las especies más capturadas, respectivamente. De igual forma, *S. mokarran*, es una especie de las especies de tiburón grande con mayor frecuencia de captura (Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza, 2015).

## **2.9 Análisis de la distribución espacial de las operaciones de la pesca artesanal**

### **2.9.1 Variables pesqueras**

La información pesquera fue obtenida de entrevistas y conteos realizados a los capitanes de las embarcaciones durante el periodo de muestreo 2011 al 2016. Para estimar la captura por unidad de

esfuerzo (CPUE) se realizaron conteos de los organismos desembarcados por embarcación. Para estimar los puntos donde ocurrió la CPUE y Esfuerzo (días de pesca), se realizaron entrevistas a los capitanes de las lanchas después de la descarga de la pesca sobre el número de días de pesca por viaje, distancia de la costa (kilómetros) y rumbo (grados).

El esfuerzo de pesca considera los recursos destinados a la pesca como el tiempo (días u horas de pesca), capital (números de días en el barco, la longitud o la potencia del barco), mano de obra (cantidad de tripulantes) o artes de pesca (tamaño de la red o número de anzuelos) (Cunningham y Whitmarsh, 1980; McCluskey y Lewison, 2008) En este estudio se utilizaron los días de pesca.

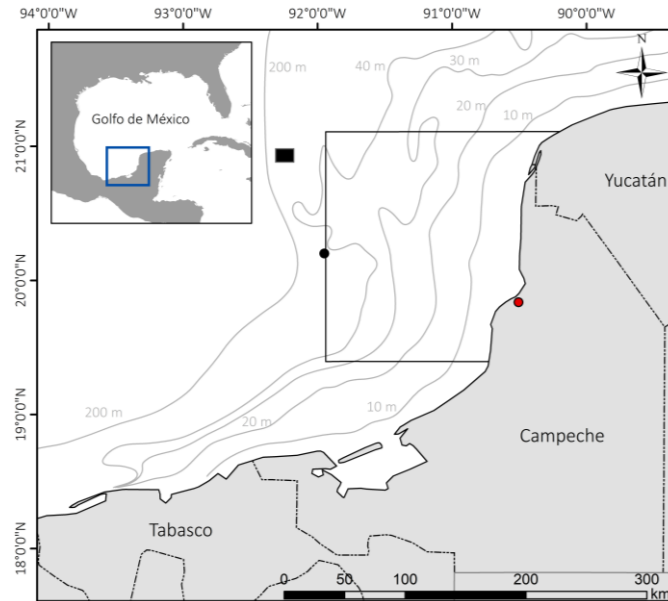
La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) se refiere a la biomasa o número de peces extraídos por la pesca por cada unidad de esfuerzo (Cunningham y Whitmarsh, 1980), que requiere de datos de captura o desembarque y algunas mediciones del esfuerzo nominal (Gillis y Peterman, 1998) y bajo ciertos supuestos puede ser considerada una medida relativa de la abundancia (McCluskey y Lewison, 2008), basado en la relación de la captura con la abundancia y el esfuerzo:

$$C_t = qE_tN_t \quad (1)$$

donde  $C_t$  es la captura en un intervalo de tiempo  $t$  dado,  $E_t$  es el esfuerzo destinado en el tiempo  $t$ ,  $N_t$  es la abundancia en el tiempo  $t$ , y  $q$  es la proporción de la población capturada por la unidad de esfuerzo (a menudo llamado coeficiente de capturabilidad). Esta ecuación se ajusta, haciendo que la CPUE sea proporcional a la abundancia (Maunder et al., 2006):

$$C_t/E_t = qN_t \quad (2)$$

Cada variable fue estimada para cada especie: a) *Sphyrna tiburo*, b) *Sphyrna lewini* y c) *Sphyrna mokarran*, y se incluyeron los puntos de los viajes de pesca con y sin captura. Cada variable fue interpolada dentro de un polígono que se asume como la “zona de pesca potencial disponible” (ZPP) para la flota estudiada (Figura 6).



**Figura 6. Área de pesca estudiada. El perímetro en línea negra continua representa la “Zona de Pesca Potencial” (ZPP) y las líneas grises son las isóbatas de diferente profundidad. El punto rojo indica la ubicación del puerto de San Román, el punto negro la Isla Cayo Arcas y el cuadro negro las Islas Triángulos.**

Para predecir la distribución espacial de las operaciones pesqueras, se utilizó un análisis geoestadístico o interpolación probabilística. Este método tuvo los siguientes pasos: el análisis exploratorio de datos, análisis estructural y la predicción en sitios de la región de interés por medio de la técnica kriging (Giraldo-Henao, 2002).

### 2.9.2 Análisis exploratorio de datos

Se realizó un análisis exploratorio para describir las características globales del conjunto de datos (Kitanidis, 1997). Se verificó que se cumplieran los siguientes supuestos propuestos por Méndez-Venegas y Díaz-Viera (2013):

- La muestra de datos se distribuye normalmente o al menos es simétrica.
- La muestra de datos no debe mostrar una tendencia significativa.
- No hay valores atípicos espaciales.

Por variable se realizaron estadísticas descriptivas como media, mediana, moda, desviación estándar (DE), varianza, curtosis y coeficiente de asimetría. Para verificar el cumplimiento del supuesto de normalidad se usó una prueba de Shapiro-Wilks. A pesar de esto, ninguno de los conjuntos de datos de la variable CPUE y Esfuerzo tuvo una distribución normal. Por lo tanto, los valores se transformaron usando Log para valores mayores a uno y,  $\text{Log}(x+1)$  para valores cero, y aun así no se cumplió con el supuesto de normalidad ( $p < 0.001$ ). Sin embargo, debido a que los valores de curtosis y coeficiente de asimetría fueron cercanos a cero y los valores de la media y la mediana son similares, se asumió el supuesto de normalidad en ambas variables. Seguidamente, se eliminaron los puntos atípicos usando un diagrama de caja y, por último, se eliminó la tendencia espacial de cada conjunto de datos con la herramienta Geostatistical Analyst de ArcMap versión 10.3 y R Studio versión 3.4.3.

### 2.9.3 Análisis estructural

Esta segunda etapa del análisis geoestadístico tuvo como objetivo describir y modelar la estructura espacial de la variable usando una herramienta estructural, el variograma o semivariograma (Rivoirard et al., 2008). El variograma es una gráfica que relaciona la semivarianza  $\tilde{\gamma}(h)$  (estima la varianza espacial) y la distancia espacial  $h$ . El variograma es calculado usando sólo los datos del muestreo pesquero y es llamado variograma experimental o empírico (Fortin y Dale, 2005). La estimación de la semivarianza  $\tilde{\gamma}(h)$  esta dada por:

$$\tilde{\gamma}(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^n [z(x_i) - z(x_i + h)]^2 \quad (3)$$

donde  $z$  es el valor de la variable  $x$  en la ubicación de la muestra  $i$ ,  $n(h)$  es el número de pares de muestras separadas espacialmente entre sí por una distancia  $h$  (i.e.  $z(x_i)$  y  $z(x_i + h)$  son las medidas de la variable en dos localizaciones separadas por una distancia  $h$ ).

El variograma experimental proporciona información sobre la autocorrelación espacial de los datos, pero, no suministra una información para todas las direcciones y distancias posibles que serán necesarias para la predicción de los valores en las ubicaciones de interés. Por esta razón, es necesario elegir un variograma teórico o modelo que se ajuste a lo observado en el variograma experimental (Giraldo-Henao, 2002; Fortin y Dale, 2005) (Figura 7). En este estudio se compararon los modelos circular, esférico, exponencial y gaussiano (Warrick et al., 1986) (Anexo D) y se eligió el modelo con los menores errores de salida, mayor



confiabilidad y valor de *sill* cercano a la varianza de los datos (Schloeder et al., 2001; Villada-Arias y Londoño-Ciro, 2014) (Anexo F). Estos análisis fueron realizados con la herramienta Geostatistical Analyst de *ArcMap* versión 10.3.

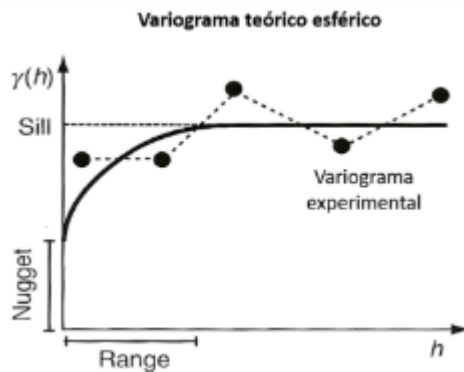


Figura 7. Ejemplo de variograma experimental (puntos con línea punteada) ajustado a un variograma teórico esférico (línea continua). Modificado de: Fortin y Dale (2005).

#### 2.9.4 Kriging

Por último, se realizó la fase de predicción utilizando el kriging. El kriging es un conjunto de regresiones lineales que determinan la mejor combinación de ponderaciones para interpolar los datos y usa parámetros espaciales estimados por medio de un variograma experimental (Fortin y Dale, 2005). La fórmula general para este interpolador se forma como una suma ponderada de los datos:

$$\hat{Z}(s_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(s_i) \quad (4)$$

donde  $Z(s_i)$  es el valor medido en la ubicación,  $\lambda_i$ , es el peso a determinar para tal medición,  $s_0$ , la ubicación de donde se busca la predicción o estimación y  $N$ , es el número de valores medidos. Los pesos  $\lambda_i$  son entonces encontrados para cada punto  $s_0$  de interés, pero el kriging no solo proporciona tal estimación sino también, dada la estadística o semivarianza, el error adjudicable a tal estimación (Díaz-Viera, 2002). La interpolación de kriging y los mapas de error por variable se realizaron con la caja de herramientas Geostatistical Analyst de *ArcMap* versión 10.3.

## **2.10. Traslado entre las operaciones de la pesca artesanal y distribución potencial de tiburones martillo**

Para evaluar el traslapeo entre la distribución de la flota artesanal y la distribución potencial de las especies en la ZPP, se realizó el corte de esta zona en el mapa de idoneidad ambiental (salida logística). Esta nueva dimensión del mapa de idoneidad ambiental se clasificó de manera binaria: idoneidad ambiental alta e idoneidad ambiental baja, utilizando el método de cortes naturales de Jenks, que agrupo los datos, maximizando la variación entre grupos y minimizando la desviación estándar dentro de ellos (Jenks, 1967). (Jenks, 1967).

Los mapas de distribución espacial de la flota artesanal también se clasificaron de forma binaria: alto y bajo, según sea la variable (CPUE y Esfuerzo). El método de clasificación de los valores de píxeles, se basó en el conocimiento sobre la dinámica de la flota pesquera estudiada, considerando el promedio de cada variable como el valor de corte. Es decir, los píxeles con valores por encima del promedio de la CPUE de cada conjunto de datos se consideraron zonas de "CPUE alta". Por último, se realizó una estimación del porcentaje de traslapeo, en términos de píxeles, entre las dos variables pesqueras y las zonas de idoneidad ambiental dentro de la ZPP, de modo que se generaron 4 zonas: "CPUE/Esfuerzo bajo en idoneidad ambiental baja", "CPUE/Esfuerzo bajo en idoneidad ambiental alta" "CPUE/Esfuerzo alto en idoneidad ambiental baja" y "CPUE/Esfuerzo alto en idoneidad ambiental alta". Las zonas con "idoneidad ambiental alta" representaron el 100% de distribución potencial de la especie disponible para la ZPP. Los procedimientos descritos anteriormente se realizaron con la caja de herramientas de Spatial Analyst tool de *ArcMap* versión 10.3.

## Capítulo 3. Resultados

### 3.1 Datos de registro de presencia de especies y variables ambientales

El número de registros de presencia totales de tiburones martillo fue de 7344, sin embargo, estos se redujeron a 122 durante el proceso de depuración de los datos. La especie *Sphyrna tiburo* tuvo el mayor número de registros de presencia (Tabla 2). El número final de registros en cada conjunto de datos se dividió en dos, uno para construir los modelos de nicho ecológico y el otro para su evaluación. Se encontraron 7 variables que tiene una influencia o correlación con la presencia de tiburones martillo (Tabla 3). Las variables seleccionadas por el ACP para la calibración del modelo de cada especie fueron: La batimetría, concentración de clorofila *a* promedio, concentración de oxígeno mínimo y promedio, temperatura máxima superficial del mar y velocidad absoluta promedio de la corriente para *S. tiburo*. La concentración de clorofila *a* promedio, concentración de oxígeno máximo y velocidad absoluta promedio de la corriente para *S. lewini* y la batimetría, concentración de clorofila *a* promedio, concentración de oxígeno mínimo, salinidad máxima, temperatura máxima superficial del mar, velocidad absoluta mínima y promedio de la corriente para *S. mokarran*.

**Tabla 2.** Número de registros de presencia de *S. tiburo*, *S. lewini* y *S. mokarran* para modelar el nicho ecológico en el GOM.

Especie	N° total de registros de presencia	N° total de registros de presencia útiles	N° de registros	
			Calibración	Evaluación
<i>Sphyrna tiburo</i>	3782	56	39	17
<i>Sphyrna lewini</i>	2911	35	24	11
<i>Sphyrna mokarran</i>	651	22	15	7

**Tabla 3.** Variables oceanográficas utilizadas en la construcción de los modelos de nicho ecológico.

Variable	Portal	Resolución espacial/ temporal	Resolución espacial original
Coefficiente de atenuación difusa a 490 nm	OCW	9 km/jul 2002-dic 2016 (mensual)	9 km
Concentración de clorofila <i>a</i> (mg/m <sup>3</sup> )	OCW	9 km/jul 2002-dic 2016 (mensual)	9 km
Batimetría (m)	GEBCO	3'/2014	9 km
Salinidad	COPERNICUS	27 km/ene 2002-dic 2016 (mensual)	3'
Temperatura superficial del mar (°C)	OCW	9 km/jul 2002-dic 2016 (mensual)	27 km
Concentración de oxígeno disuelto (ml/l)	COPERNICUS	27 km/ene 2002-dic 2016 (mensual)	27 km
Velocidad absoluta de la corriente (m/s)	COPERNICUS	27 km/ene 2002-dic 2016 (mensual)	27 km

## 3.2 Modelos de distribución potencial por especie

### 3.2.1 *Sphyrna tiburo*

La idoneidad ambiental del cazón pech en el GOM se centró en la plataforma continental (isóbata 200 m). El índice relativo de idoneidad ambiental alta ocurrió principalmente en aguas someras (<10 m de profundidad) y de intermedia profundidad (10 a 30 m de profundidad) (Figura 8a). Las variables más importantes de acuerdo con la prueba de Jackknife fueron la batimetría y la concentración de clorofila  $\alpha$  promedio (Chlaprom), ya que por sí solas contienen la información necesaria para calibrar el modelo (barra azul) y su omisión disminuye el entrenamiento del modelo (barra verde) (Figura 8b). La contribución de estas dos variables al modelo fue de 71.5% y 25.5%, respectivamente (Figura 8c). Aunque la temperatura superficial máxima del mar (Tmax) tiene poca información útil para el entrenamiento, se utilizó para construir el modelo debido a su importancia ecológica para la especie. Las variables de concentración de oxígeno máximo (Omax) y mínimo (Omin) y velocidad absoluta promedio de la corriente (Vprom) tuvieron muy baja contribución al modelo.

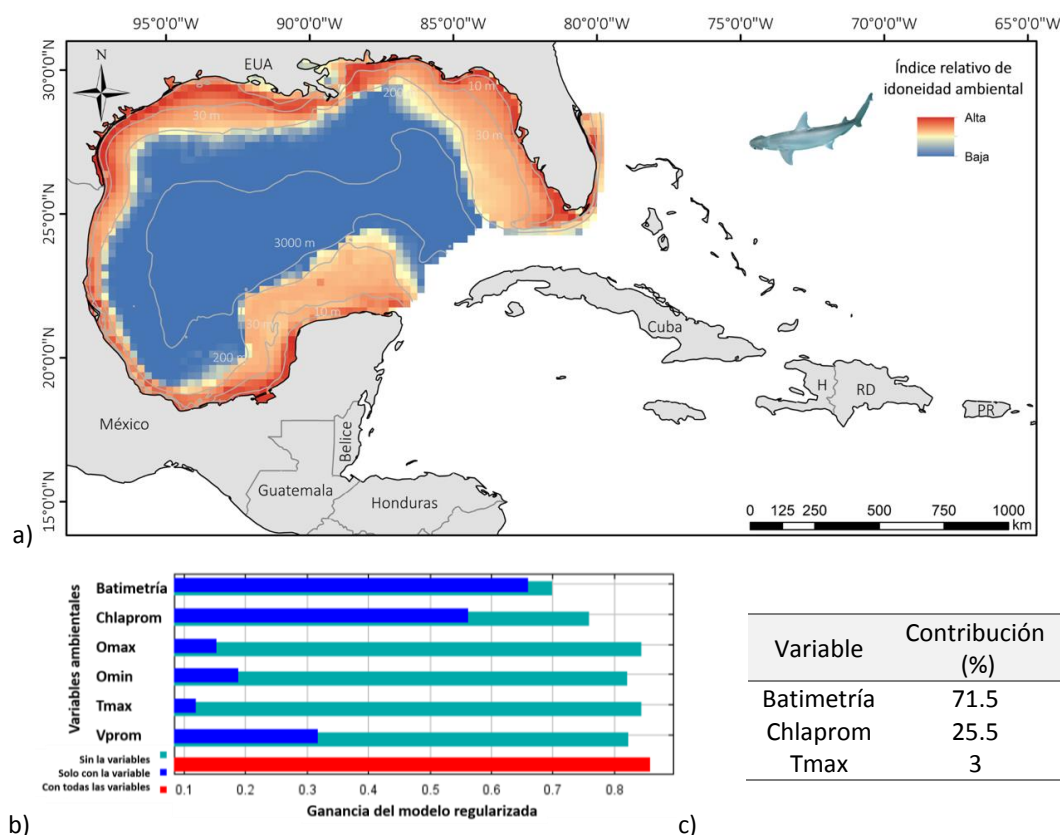


Figura 8. a) Mapa de idoneidad ambiental de *S. tiburo*, los colores cálidos representan las zonas con mayor idoneidad ambiental y los colores fríos las zonas con idoneidad ambiental baja, b) Prueba de Jackknife, la barra color azul representa que tan importante por sí sola es la variable en la ganancia del entrenamiento del modelo, la barra verde como se ve afectada la ganancia del modelo al extraer la variable y la barra roja es la ganancia del entrenamiento del modelo utilizando todas las variables ambientales y c) contribución porcentual de las variables al modelo. Chlaprom: concentración de clorofila  $\alpha$  promedio; Tmax: temperatura máxima superficial del mar; Omax: concentración de oxígeno máximo, Omin: concentración de oxígeno mínimo; Vprom: velocidad absoluta promedio de la corriente.

### 3.2.2. *Sphyrna lewini*

La idoneidad ambiental de la cornuda común en el GOM se observó dentro y fuera de algunas zonas de la plataforma continental (isóbata 200 m). El índice relativo de idoneidad ambiental alta fue mayor en aguas intermedias (10 a 30 m de profundidad) y profundas (>30 m de profundidad) y algunas zonas de aguas costeras (<10 m de profundidad). Sin embargo, comparando los resultados de idoneidad ambiental alta de *S. tiburo*, las zonas costeras (<10 m de profundidad) tuvieron un índice de idoneidad ambiental más bajo (Figura 9a). También, las zonas más cercanas a la isóbata de los 3000 m tuvieron un índice bajo. Las variables más importantes en la construcción del modelo fueron la concentración de clorofila *a* promedio (Chlaprom), la velocidad absoluta promedio de la corriente (Vprom) y la concentración de oxígeno máximo (Omax). La concentración de clorofila *a* promedio, por sí sola, aportó información útil en la ganancia del entrenamiento del modelo (barra azul), de igual manera la omisión de esta variable disminuye el entrenamiento del modelo de una manera importante (barra verde) (Figura 9b). Porcentualmente, su contribución fue del 81%, y la variable con menos contribución fue el oxígeno máximo con un 6.7% (Figura 9c). La variable de concentración de oxígeno máximo (Omax) por si sola tuvo muy baja contribución al modelo.

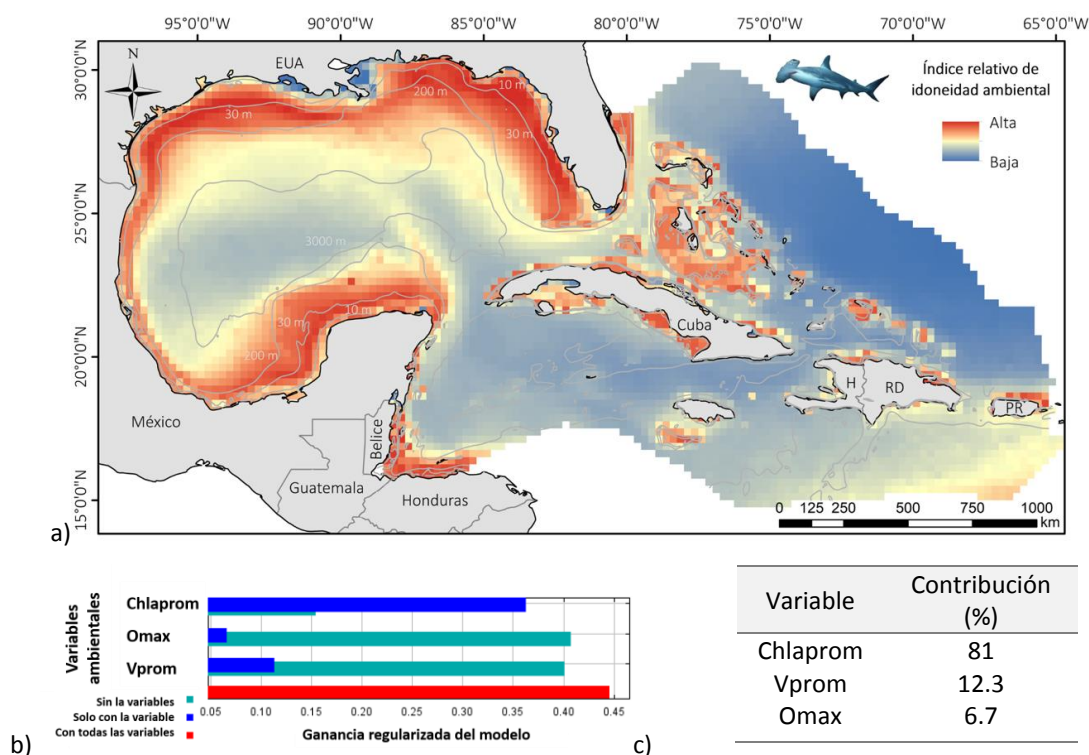
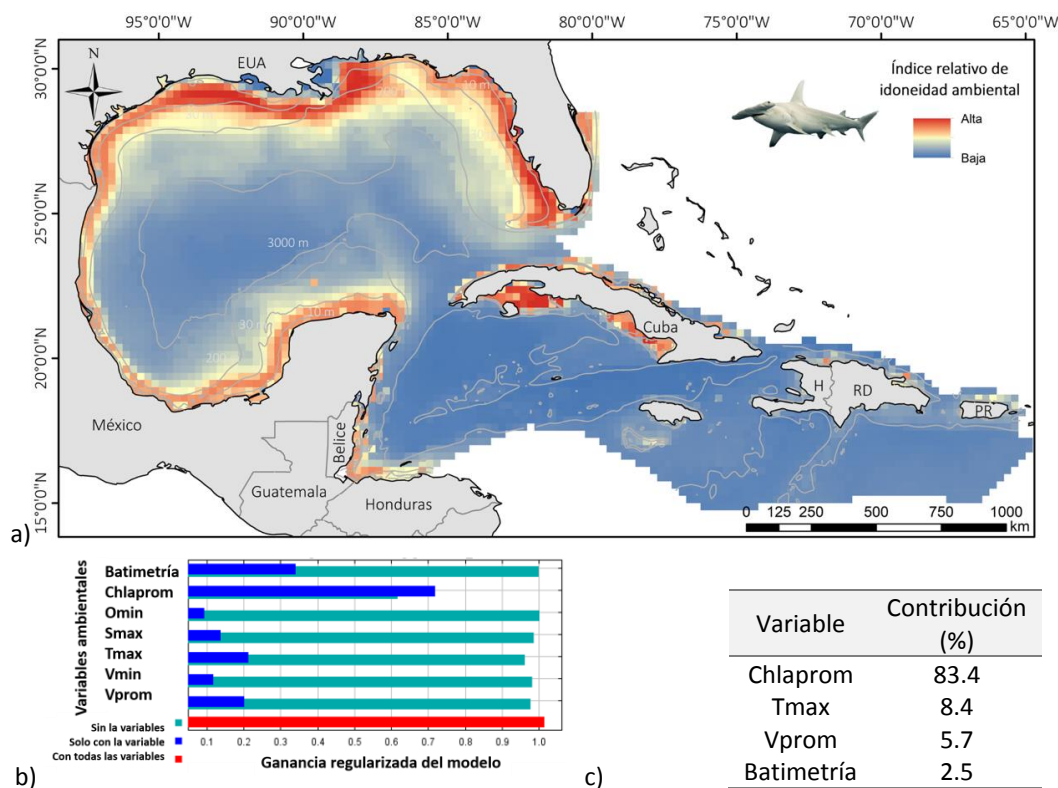


Figura 9. a) Mapa de idoneidad ambiental de *S. lewini*, los colores cálidos representan las zonas con mayor idoneidad ambiental y los colores fríos las zonas con idoneidad ambiental baja, b) Prueba de Jackknife, la barra color azul representa que tan importante por sí sola es la variable en la ganancia del entrenamiento del modelo, la barra verde cómo se ve afectada la ganancia del modelo al extraer la variable y la barra roja es la ganancia del entrenamiento del modelo utilizando todas las variables ambientales y c) contribución porcentual de las variables al modelo. Chlaprom: concentración de clorofila *a* promedio; Omax: concentración de oxígeno máximo; Vprom: velocidad absoluta promedio de la corriente.

### 3.2.3. *Sphyrna mokarran*

La idoneidad ambiental de la cornuda gigante dentro del GOM se observó generalmente dentro de la plataforma continental (isóbata 200 m). Los mayores índices de idoneidad ambiental alta fueron en zonas someras (<10 m de profundidad) e intermedias (10 a 30 m de profundidad), similar a los resultados de idoneidad ambiental alta obtenidos para *S. tiburo*. Las variables más importantes fueron la concentración de clorofila *a* promedio (Chlaprom), la temperatura máxima promedio (Tmax), la velocidad absoluta promedio de la corriente (Vprom) y la batimetría. Al omitir esta última variable no fue afectada la ganancia del entrenamiento del modelo (barra verde), pero se consideró en la construcción del modelo final, debido a la importancia ecológica para la especie. De todas las variables, la concentración de clorofila *a* promedio fue la más importante, ya que por sí sola aportó una alta información para la ganancia del entrenamiento del modelo (barra azul) y sin ella la ganancia del modelo disminuye de una manera importante (barra verde) (Figura 10b). Porcentualmente, esta variable representó el 83.4% y la batimetría el 2.5% (Figura 10c). Las variables de concentración de oxígeno mínimo (Omin), salinidad máxima (Smax) y velocidad absoluta mínima de la corriente (Vmin) tuvieron muy baja contribución al modelo.



**Figura 10.** a) Mapa de idoneidad ambiental de *S. mokarran*, los colores cálidos representan las zonas con mayor idoneidad ambiental y los colores fríos las zonas con idoneidad ambiental baja, b) Prueba de Jackknife, la barra verde representa cómo se ve afectada la ganancia del modelo al extraer la variable y la barra roja es la ganancia del entrenamiento del modelo utilizando todas las variables ambientales y c) contribución porcentual de las variables al modelo. Chlaprom: concentración de clorofila *a* promedio; Omin: concentración de oxígeno mínimo; Smax: salinidad máxima; Tmax: temperatura máxima superficial del mar; Vmin: velocidad absoluta mínima de la corriente; Vprom: velocidad absoluta promedio de la corriente.

### 3.3. Evaluación de los modelos de nicho ecológico

Al aplicar el método de evaluación de la tasa de omisión, el valor del error más alto fue en el modelo de *S. mokarran* (0.28), por lo tanto, es posible que este modelo sea poco predictivo; por el contrario, los modelos de *S. tiburo* y *S. lewini* son más informativos. Sin embargo, el método de la tasa de omisión es más exploratorio y no ofrece una prueba estadística para comprobar el resultado. El análisis del ROC parcial realizado para el modelo de cada especie de tiburón martillo, presento valores de razones de AUC (AUC ratios) altos y significativos (Z-test,  $p < 0.001$ ), es decir, los modelos de estas especies son mejor que a un modelo al azar (Tabla 4).

**Tabla 4. Valores de métodos de evaluación: test de error de omisión y ROC parcial para los modelos de distribución potencial de las tres especies de tiburones del género *Sphyrna* en el Golfo de México.**

Modelo	N° de datos para la evaluación	Error de omisión	Razones de AUC
<i>Sphyrna tiburo</i>	19	0.11	1.20
<i>Sphyrna lewini</i>	11	0	1.67
<i>Sphyrna mokarran</i>	9	0.28	1.50

### 3.4 Traslapo de la distribución potencial entre las especies

El porcentaje de traslapo entre la distribución potencial de *S. tiburo* con *S. lewini* y *S. mokarran* fue del 39% y 40%, respectivamente. La zona de traslapo fue principalmente antes de la isóbata de 200 m (Figura 11a, b). El traslapo de la distribución potencial de *S. lewini* y *S. mokarran* fue del 74%, principalmente antes y después de la isóbata de 200 m, hasta zonas con una profundidad de 3000 m (Figura 11c). Por lo tanto, estas especies comparten la mayor parte de su distribución potencial, y éstas a su vez tienen un menor traslapo con *S. tiburo*.

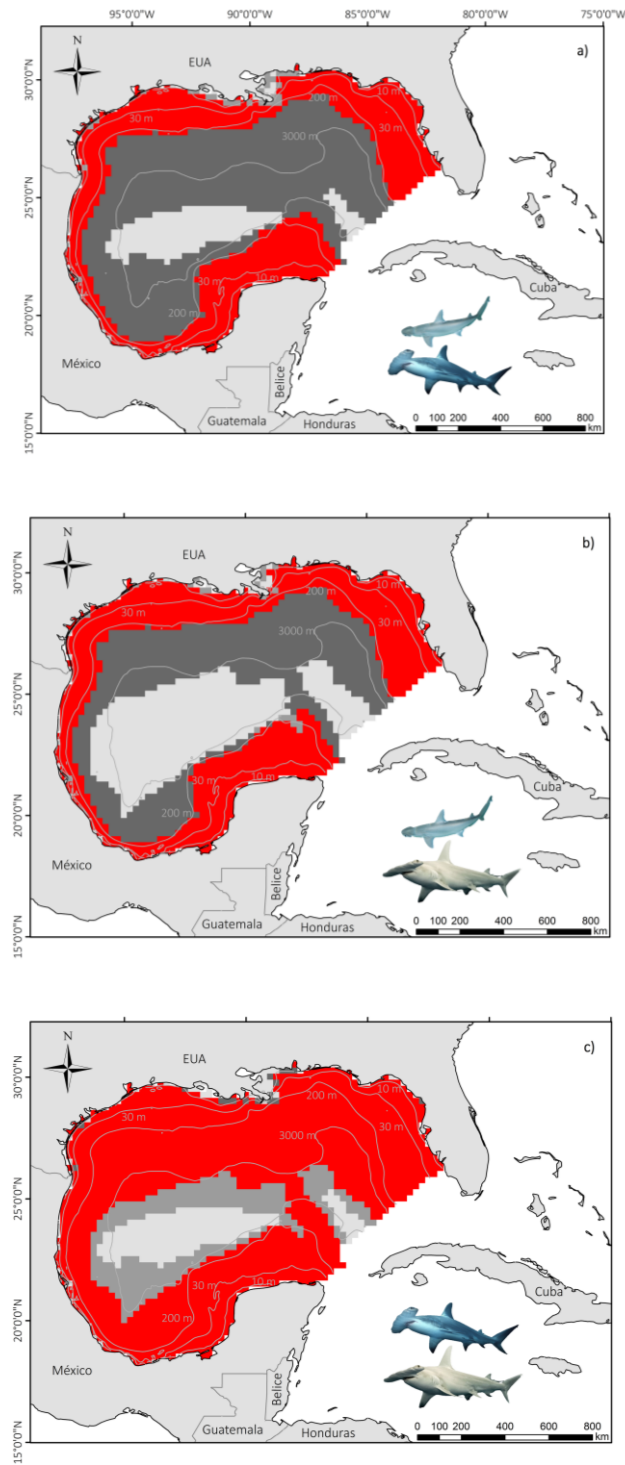


Figura 11. Zonas de traslapo de distribución potencial por especie a) *S. tiburo*-*S. lewini*, el color gris tenue y gris oscuro representan su distribución potencial, respectivamente. b) *S. tiburo*-*S. mokarran*, el color gris tenue y gris oscuro representan su distribución potencial, respectivamente, y c) *S. lewini*-*S. mokarran*, el color gris tenue y gris oscuro representan su distribución potencial, respectivamente. El color rojo es la zona de traslapo entre distribuciones potenciales y el color gris claro las zonas sin distribución potencial de ambas especies.



### 3.5. Distribución espacial de las operaciones de la pesca artesanal

#### 3.5.1 Análisis exploratorio

Los valores atípicos en la CPUE de *S. tiburo* tuvieron un intervalo entre 12-200 individuos capturados/día de pesca y, 17-33 y 1-1.5 individuos capturados/día de pesca en la CPUE de *S. lewini* y *S. mokarran*, respectivamente. Al eliminar los valores atípicos en las bases de las capturas por especie, los intervalos de CPUE de *S. tiburo* fueron de 0-10 individuos/día de pesca y, 0-11 y 0-0.16 individuos/día de pesca de CPUE de *S. lewini* y *S. mokarran*, respectivamente (Anexo B). El promedio de CPUE de *S. tiburo* y *S. lewini* fue de  $1.94 \pm 2.36$  (Desviación Estándar, DE) y  $1.81 \pm 2.72$  tiburones/día de pesca y, en los datos de CPUE de *S. mokarran* fue de  $0.13 \pm 0.20$  tiburones/día de pesca. La moda de CPUE (0 tiburones/viaje de pesca) fue la misma para las capturas de las tres especies (Tabla 5).

Los datos de CPUE por especie fueron muy dispersos, ya que la desviación estándar (DE) fue mayor con respecto a la media. Además, la curtosis y el coeficiente de asimetría mostraron valores elevados (superiores a cero), lo que explicaría la falta de normalidad en la distribución de los datos.

**Tabla 5. Estadísticos descriptivos de la variable captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por especie de tiburón martillo capturado por la flota artesanal que opera en la costa norte de Campeche.**

Estadísticos	<i>Sphyrna tiburo</i>		<i>Sphyrna lewini</i>		<i>Sphyrna mokarran</i>	
	CPUE	CPUElog	CPUE	CPUElog	CPUE	CPUElog
<b>Número de registros</b>	87	87	102	102	118	118
<b>Mínimo</b>	0	0	0	0	0	-0.77
<b>Máximo</b>	10.75	1.03	11.66	1.06	0.8	0
<b>Media</b>	1.94	0.23	1.81	0.22	0.13	-0.18
<b>Mediana</b>	1.33	0.12	0	0	0	0
<b>Moda</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Desviación estándar</b>	2.36	0.28	2.72	0.32	0.20	0.27
<b>Varianza</b>	5.61	0.08	7.43	0.10	0.04	0.07
<b>Curtosis</b>	4.10	0.51	2.83	-0.02	1.35	-0.56
<b>Coficiente de asimetría</b>	1.98	1.20	1.78	1.13	1.50	-1.05

Con respecto a la variable Esfuerzo, los valores atípicos en los datos de captura de las tres especies correspondieron a viajes de pesca de un día. Al eliminar los valores atípicos en las bases de las capturas por especie, los intervalos de Esfuerzo en la captura de las tres especies fueron de 2-8 días de pesca por viaje (Anexo B). El Esfuerzo promedio y la moda fueron de 4 días de pesca por viaje (Tabla 6).

Los datos de Esfuerzo por especie no fueron considerados muy dispersos, ya que la desviación estándar (DE) no fue mayor con respecto a la media. Aunque, debido a que la curtosis y el coeficiente de asimetría mostraron valores elevados (superiores a cero), lo que explicaría la falta de normalidad en la distribución de los datos.

**Tabla 6. Estadísticos descriptivos de la variable Esfuerzo por especie de tiburón martillo capturado por la flota artesanal que opera en la costa norte de Campeche.**

Estadísticos	<i>Sphyrna tiburo</i>		<i>Sphyrna lewini</i>		<i>Sphyrna mokarran</i>	
	Esfuerzo	Esfuerzolog	Esfuerzo	Esfuerzolog	Esfuerzo	Esfuerzolog
<b>Número de registros</b>	295	295	316	316	320	320
<b>Mínimo</b>	2	0.47	2	0.47	2	0.47
<b>Máximo</b>	8	0.95	8	0.95	8	0.95
<b>Media</b>	4.02	0.68	4.07	0.69	4.07	0.69
<b>Mediana</b>	4	0.69	4	0.69	4	0.69
<b>Moda</b>	4	0.69	4	0.69	4	0.69
<b>Desviación estándar</b>	1.14	0.10	1.18	0.10	1.18	0.10
<b>Varianza</b>	1.31	0.01	1.40	0.01	1.40	0.01
<b>Curtosis</b>	1.04	0.20	1.00	0.20	0.98	0.19
<b>Coefficiente de asimetría</b>	0.46	-0.34	0.50	-0.31	0.48	-0.32

### 3.5.2 Selección del variograma

El mejor modelo teórico que se ajustó a los datos de la variable CPUE fue el modelo circular, exponencial y esférico en los datos de captura de *S. tiburo*, *S. lewini* y *S. mokarran*, respectivamente (Tabla 7) (Anexo E). Los valores de las salidas del error de los modelos que no fueron seleccionados para esta variable pueden ser consultadas en el Anexo F.

En cuanto a la variable Esfuerzo, los modelos que se ajustaron mejor a los datos fueron el exponencial, circular y gaussiano para *S. tiburo*, *S. lewini* y *S. mokarran*, respectivamente (Tabla 7) (Anexo E). Los valores de las salidas del error de los modelos que no fueron seleccionados para esta variable pueden ser consultadas en el Anexo F.

**Tabla 7. Errores de salida por modelo teórico para la variable CPUE y Esfuerzo: Raíz Cuadrada del Error medio (RCE), Error Estándar promedio (EE) y Raíz Cuadrada del Error medio Estándar (RCEE), valor máximo del Sill del variograma teórico y porcentaje de confiabilidad del modelo.**

Variable		<i>S. tiburo</i>	<i>S. lewini</i>	<i>S. mokarran</i>
		Circular	Exponencial	Esférico
CPUE	RCE	0.251	0.307	0.244
	EE	0.291	0.318	0.234
	RCEE	0.995	0.963	1.055
	Sill	0.090	0.096	0.051
	Confiabilidad %	99.621	99.619	99.745
		Exponencial	Circular	Gaussiano
Esfuerzo	RCE	0.103	0.101	0.101
	EE	0.145	0.097	0.096
	RCEE	0.711	1.044	1.043
	Sill	0.019	0.002	0.002
	Confiabilidad %	99.846	99.959	99.91

### 3.5.3 Interpolado Kriging

Las zonas de CPUE alta de *S. tiburo* representan el 47.5% de la zona de pesca potencial (ZPP). La CPUE alta se encuentra distribuida principalmente en aguas someras (<10 m de profundidad) y de profundidad intermedias (10 a 30 m de profundidad) de la ZPP. Las zonas de CPUE alta de *S. lewini* representan el 30% de la ZPP y se encuentran distribuidas en gran parte de las zonas intermedias y profundas (>30 m de profundidad). Por otro lado, las zonas de CPUE alta de *S. mokarran* representan el 70% de la ZPP y fue el que ocupó el mayor porcentaje de la ZPP. Su distribución se encuentra principalmente en zonas someras e intermedias (Figura 12) (Tabla 8).

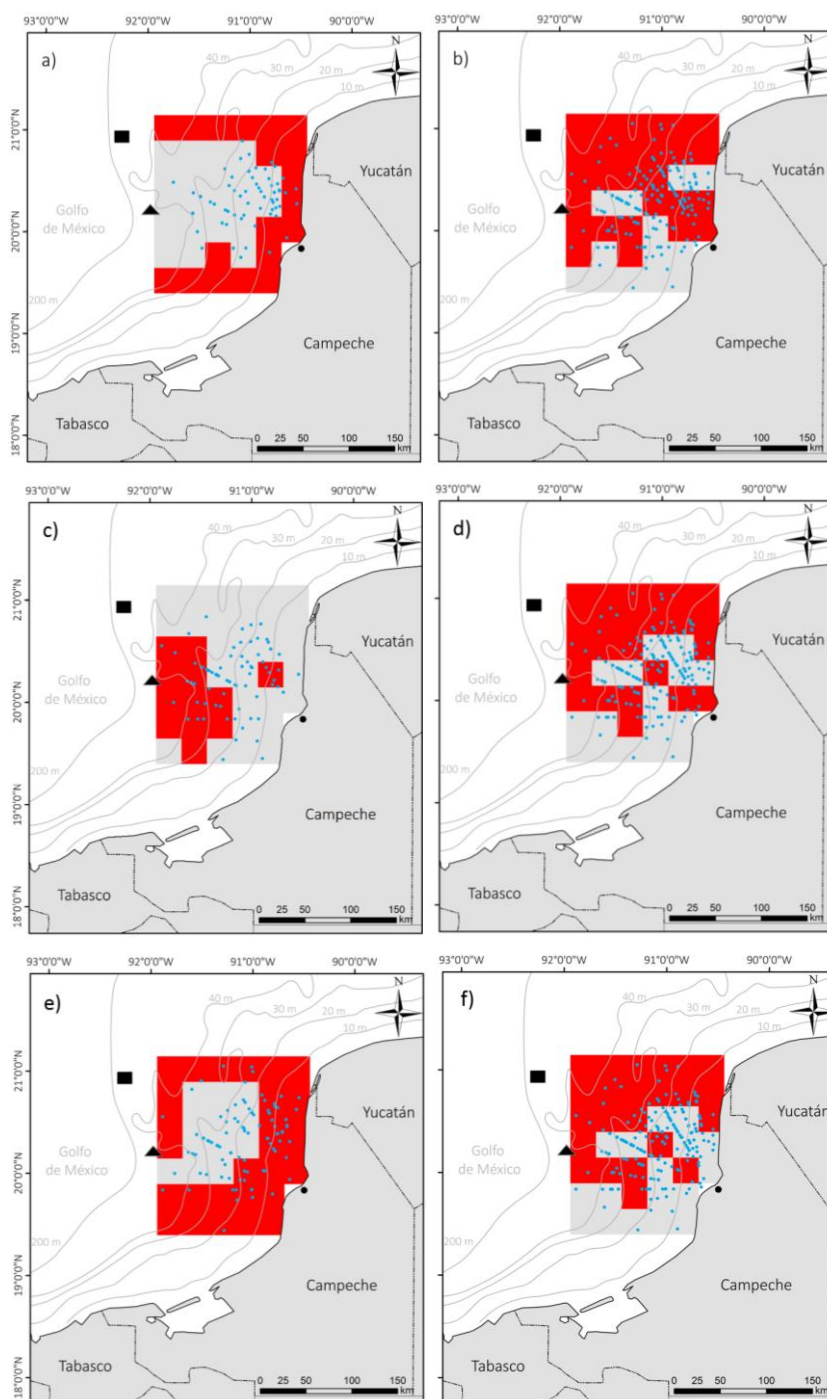
Relacionado con la variable Esfuerzo, las zonas con Esfuerzo alto de captura de *S. tiburo* representan el 67.5% de la ZPP y fue el que ocupó el mayor porcentaje de la ZPP. El Esfuerzo alto en las capturas de *S. lewini* y *S. mokarran* representaron el 60% y 57.5% de la ZPP, respectivamente. El Esfuerzo alto en los tres conjuntos de datos de captura de las especies se distribuyó principalmente en aguas de profundidad intermedia y zonas profundas. (Figura 12) (Tabla 8).

Por último, existen zonas de mayor error de predicción (superiores al error promedio de predicción) del interpolado de los valores de CPUE y Esfuerzo en los conjuntos de datos por especie. Algunas zonas de mayor error se encuentran distribuidas en los bordes de las áreas costeras y profundas de la ZPP, por lo

que se recomienda precaución en la interpretación de los resultados obtenidos en las zonas con mayor error (Anexo G).

**Tabla 8. Porcentaje (%) de píxeles con CPUE y Esfuerzo alto y bajo con respecto al total de píxeles de la ZPP por especie.**

	CPUE alta	CPUE baja	Esfuerzo alto	Esfuerzo bajo
<i>Sphyrna tiburo</i>	47.5	52.5	67.5	32.5
<i>Sphyrna lewini</i>	30	70	60	40
<i>Sphyrna mokarran</i>	70	30	57.5	42.5



**Figura 12.** Interpolado kriging por especie de la variable a) CPUE-*S. tiburo* y b) Esfuerzo-*S. tiburo*, c) CPUE-*S. lewini* y d) Esfuerzo-*S. lewini* y e) CPUE-*S. mokarran* y f) Esfuerzo-*S. mokarran* de la flota que opera en la costa norte de Campeche. Las zonas de color rojo presentan CPUE alto y las de color gris CPUE bajo. Los puntos azules son los registros donde ocurrió la pesca. El punto negro indica la ubicación del puerto de San Román, el triángulo la Isla Cayo Arcas y el rectángulo las Islas Triángulos.

### 3.6. Traslapo de la distribución de la actividad pesquera con la distribución potencial por especie

El 22.5 % de la ZPP corresponde a zonas de idoneidad ambiental alta de *S. tiburo*, 80% de *S. lewini* y 42.5% de *S. mokarran*. Dichos porcentajes, se convirtieron en el 100% de idoneidad ambiental alta disponible por especie para la ZPP. Las zonas de mayor idoneidad ambiental de *S. lewini* se distribuyeron en mayor parte de las aguas intermedias (10 a 30 m de profundidad) y profundas (>30 m de profundidad), en el caso de *S. tiburo* las zonas de mayor idoneidad ambiental se distribuyeron en la zona costera (<10 m de profundidad) y, por último, en *S. mokarran* las zonas de mayor idoneidad ambiental se distribuyeron en la zona costera y parte de las aguas intermedias (10 a 30 m de profundidad) (Anexo A).

El traslape de la CPUE de *S. tiburo* y su idoneidad ambiental, tuvo el mayor porcentaje en la zona de “CPUE baja en idoneidad ambiental baja” con el 50% de la ZPP. La zona de “CPUE alta en idoneidad ambiental alta” representó el 20% de la ZPP. De manera que del 100% de idoneidad ambiental alta disponible de *S. tiburo* el 89% está traslapando con las mayores capturas de la flota. Con respecto al traslape de la CPUE de *S. lewini* con su idoneidad ambiental, el mayor porcentaje corresponde a la zona de “CPUE bajo en idoneidad ambiental alta” con 52.5%. La zona de “CPUE alta en idoneidad ambiental alta” fue el 27.5% de la ZPP, esto quiere decir que, del 100% de idoneidad ambiental alta disponible, el 35% está traslapando con las mayores capturas de la especie. Por último, el traslape de la CPUE de *S. mokarran* y su idoneidad ambiental, tuvo el mayor porcentaje en la zona de “CPUE alta en idoneidad ambiental alta” con el 37.5%. De modo que, del 100% de idoneidad ambiental alta disponible, el 88% está traslapando con las mayores capturas de la especie (Figura 13).

En relación con el traslape del Esfuerzo de *S. tiburo* y *S. mokarran* y sus idoneidades ambientales, los mayores porcentajes ocurrieron en zonas de “Esfuerzo alto en idoneidad ambiental baja” con 55% y 40%, respectivamente. Las zonas de “Esfuerzo alto en idoneidad ambiental alta” representaron el 12.5% y 17.5% de la ZPP, respectivamente. De manera que, del 100% de idoneidad ambiental alta disponible, el 55.5% y 41%, respectivamente, están traslapando con los esfuerzos de pesca más altos. En cambio, los mayores porcentajes de traslape del Esfuerzo de *S. lewini* con su idoneidad ambiental, estuvieron en la zona de “Esfuerzo alto en idoneidad ambiental alta” y representó el 47.5% de la ZPP, lo que significa, que del 100% de idoneidad ambiental alta disponible, el 59% se está traslapando con los esfuerzos de pesca artesanal más altos (Figura 13). Para mayor detalle sobre los porcentajes de traslape de la idoneidad ambiental de las especies con su CPUE y Esfuerzo por zonas consultar el Anexo H.

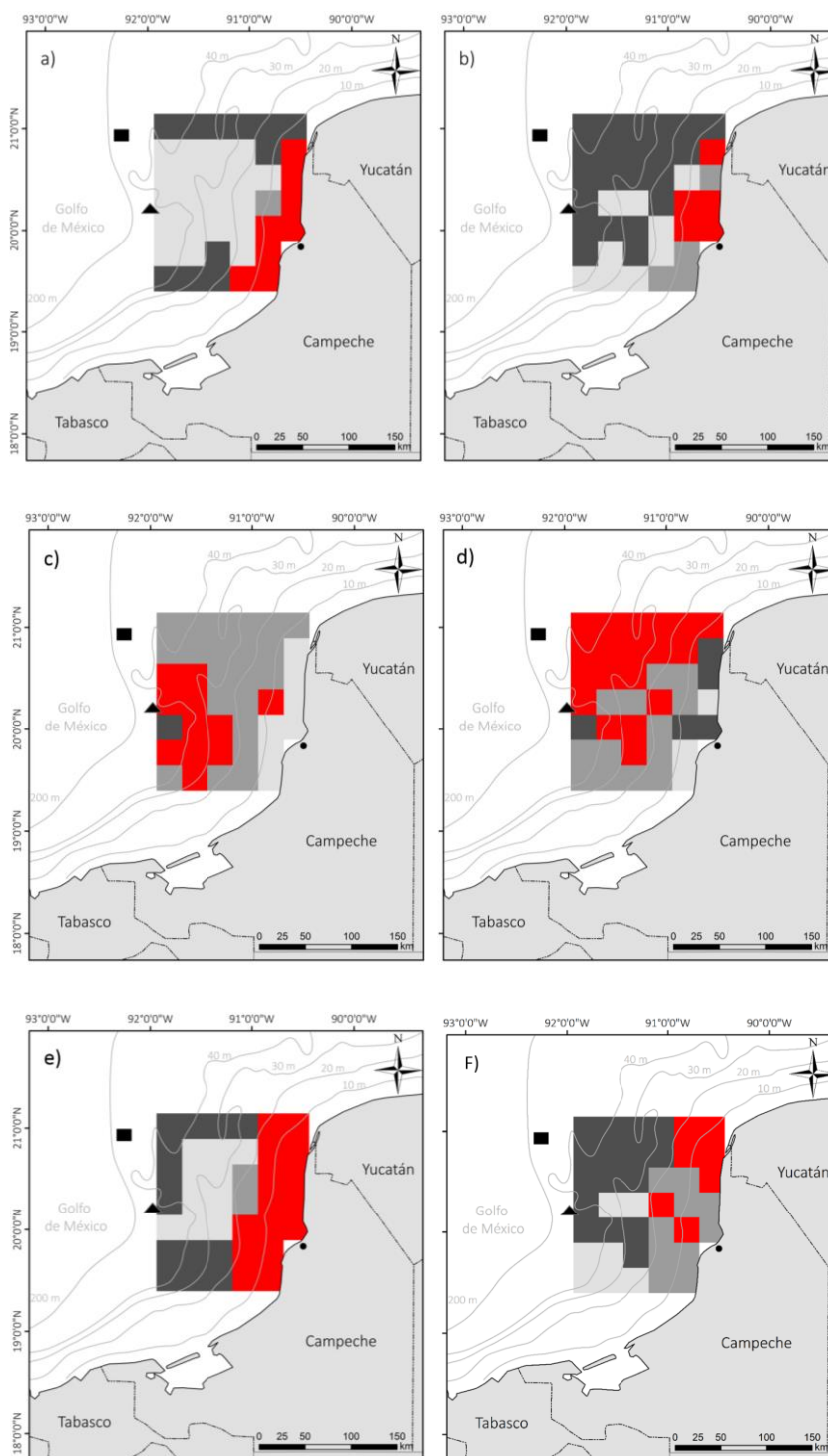


Figura 13. Traslape entre la distribución espacial y la idoneidad ambiental de tiburones martillo a) CPUE-*S. tiburo* y b) Esfuerzo-*S. tiburo*, c) CPUE-*S. lewini* y d) Esfuerzo-*S. lewini* y e) CPUE-*S. mokarran* y f) Esfuerzo-*S. mokarran*. El color gris claro representa zonas de “CPUE baja en idoneidad ambiental baja”, el color gris tenue zonas de “CPUE baja en idoneidad ambiental alta”, el color gris oscuro zonas de “CPUE alta en idoneidad ambiental baja” y el color rojo zonas de “CPUE alta en idoneidad ambiental alta”. El punto negro indica la ubicación del puerto de San Román, el triángulo la Isla Cayo Arcas y el rectángulo las Islas Triángulos.

## Capítulo 4. Discusión

---

Un modelo es una representación parcial de la realidad que refleja algunas de sus propiedades, y son útiles debido a la necesidad de reducir la complejidad del objeto real o por el desconocimiento de muchas de sus propiedades. Los modelos de nicho ecológico, por lo tanto, son representaciones parciales de la idoneidad ambiental espacial para una especie en función de las variables empleadas para generar dicha representación (Mateo et al., 2011). Los resultados de la distribución potencial basados en modelos de nicho ecológico con registros de presencia mostraron una buena capacidad predictiva. Las predicciones deben interpretarse con cautela debido a los problemas por sesgo de muestreo de los registros de presencia y la incertidumbre asociada a los ajustes en los parámetros de Maxent. También, los resultados mostraron que las zonas de idoneidad ambiental de *S. tiburo* y *S. mokarran* ocurrieron en zonas someras; caso contrario de *S. lewini*, en la que se encontraron las zonas de idoneidad ambiental alta en aguas más profundas. Sin embargo, al establecer un umbral para limitar zonas idóneas y no idóneas, hubo un mayor traslape de distribuciones potenciales entre *S. lewini* y *S. mokarran*. Por último, la distribución del esfuerzo de la flota artesanal que opera en la costa norte de Campeche, en general mostró mayores tasas de captura en zonas someras-intermedias y un mayor tiempo de pesca (Esfuerzo) en aguas intermedias-profundas, teniendo los mayores traslapes con la idoneidad ambiental alta de especies con preferencias costero-pelágicas como *S. tiburo* y *S. mokarran*.

### 4.1 Limitaciones metodológicas: Maxent

La mayor parte de la información de presencia de las especies se encuentra en colecciones de museos y más recientemente, por medio de bases de datos en internet (Soberón y Peterson, 2004). Los registros de solo presencia pueden tener diversos sesgos espaciales por muestreo, como por ejemplo el uso de solo registros de presencia y no de ausencia; pueden existir errores de georreferenciación e identificación taxonómica; que la colecta de información sea hecha con diferentes fines y por diferentes recolectores, sin una estrategia común de muestreo, por lo que en muchas ocasiones son una representación sesgada de la distribución de la especie (Soberón y Peterson, 2004); y por la falta de diferenciación de especies distribuidas de manera normal versus las especies registradas por eventos atípicos (Ferrier y Watson, 1997). Lo anterior podría generar inconvenientes que limitan el uso y la validez de los modelos (Zaniewski et al., 2002).



Un punto crítico en este estudio es el número bajo de registros de presencias. Hernández et al. (2006) evaluaron la precisión de los modelos con tamaños de muestra pequeños (5-10 registros) y grandes (50 registros), y se encontraron que la precisión aumentó con un mayor número de registros. No obstante, también produjeron modelos útiles con tamaños de muestra pequeños. Por lo tanto, a pesar de que la evaluación de los modelos del presente estudio fue exitosa, el aumento de registros para la calibración o el aumento de registros de presencia en la zona sur del GOM, pudiera aumentar la precisión de los modelos aquí presentados. Otro punto importante es el sesgo temporal de la distribución potencial de las especies. En este caso, una especie pudo haberse registrado en un momento de contracción, lo que representa un rango mucho más limitado que el observado en tiempos de expansión (Bean et al., 2012). En este estudio, se utilizaron registros de presencia posteriores al año 1989, e inclusive registros que no tenían fecha, para aumentar los registros limitados de presencia. Los resultados de la curva de respuesta de la variable clorofila *a* de *S. lewini* y *S. mokarran*, mostraron que la probabilidad de presencia aumentó en rangos de tolerancia diferentes a los reportados en la literatura, es decir, los resultados del presente estudio podrían no estar reflejando los rangos de tolerancia reales de las especies debido al sesgo temporal. Sin embargo, aún se sabe poco sobre cómo el sesgo temporal puede afectar a los modelos (Bean et al., 2012) y por lo tanto, las implicaciones en los resultados de las curvas de respuesta.

Un parámetro ajustable en la interfaz de Maxent que influye en la interpretación de las curvas de respuesta son las funciones matemáticas aplicadas a las diferentes covariables utilizadas en el modelo para describir la relación entre la probabilidad de ocurrencia y una variable ambiental (Phillips y Dudík, 2008; Syfer et al., 2012). La importancia de cada función se refleja en la descripción de estas relaciones por medio de las curvas de respuesta, ya que proporcionan una herramienta importante para evaluar la plausibilidad biológica del modelo (Merow et al., 2013). Maxent ofrece las siguientes funciones (*future class*): *linear* (L), *quadratic* (Q), *product* (P), *threshold* (T), *hinge* (T), *category* (C) y el *auto feature*. En este estudio se dejó a la plataforma con libertad de aplicar la función necesaria al escoger el *auto feature* para calibrar los modelos de las tres especies de tiburones martillo. El *auto feature* aplica la función o funciones apropiadas de acuerdo al tamaño de la muestra de los registros de ocurrencia utilizados para calibrar el modelo (Phillips y Dudík, 2008). Phillips y Dudík (2008) seleccionaron las siguientes *features class* de variables continuas como predeterminadas para los tamaños de registro de presencia: todas las *features class* para al menos 80 registros de ocurrencia; L, Q y H para tamaños de muestra 15 a 79; L y Q para 10 a 14 registros; solo L para menos de 10 registros. Con base en esto, la combinación de funciones seleccionados por Maxent fue LQH, debido al rango de registros de presencia de las especies de tiburones martillo para calibrar los modelos.

Algunas de las funciones, o el uso de varias de ellas en el mismo modelo, podrían desarrollar modelos complejos que predican bien las presencias, pero a costa de curvas de respuesta complejas, difíciles de interpretar y con un posible sobreajuste (Merow et al., 2013). Además, un modelo complejo es más sensible a los detalles de las tolerancias ambientales de una especie (Phillips y Dudík, 2008; Shcheglovitova et al., 2013). Posiblemente esto explicaría los picos en los valores de tolerancia ambiental en la variable oxígeno disuelto ( $O_{max}$ ) (se discute más adelante los resultados de las curvas de respuesta) observada en *Sphyrna lewini* (Anexo I) por efecto del “auto feature” de Maxent. Si bien, el uso de “auto feature” de Maxent puede ser muy útil para tener una imagen rápida de la distribución potencial de una especie, evaluar qué combinación de parámetros mejoran el modelo podría aumentar la confiabilidad de los resultados (Morales et al., 2017). Una combinación recomendada es ajustar los modelos a formas funcionales más simples (por ejemplo, LQ), y si las funciones más simples funcionan tan bien como la opción “auto feature”, y además son más fáciles de interpretar, es preferible utilizar esos resultados (Syfert et al., 2012; Merow et al., 2013).

Por otro lado, las salidas gráficas de Maxent son tres: la cruda, la logística y la acumulativa. En este estudio se eligió la salida logística, ya que se interpreta de manera conservadora como un índice relativo de idoneidad ambiental, en donde los valores más altos representan una predicción de las mejores condiciones para la especie (Phillips et al., 2006), o bien, como una probabilidad de presencia condicionada a variables ambientales (Phillips y Dudík, 2008). Es importante siempre mencionar e interpretar las salidas de manera adecuada, por ejemplo, Yackulic et al. (2013) encontraron que más del 54% de los estudios que analizaron interpretaron esta salida de manera incorrecta al considerarla como una probabilidad de presencia, y no de la manera conservadora propuesta por Phillips et al. (2006). Esta salida se estima por medio del conocimiento de la probabilidad de ocurrencia de una especie en condiciones normales, durante algún periodo de tiempo, y por lo general este valor no está disponible, debido a que no puede determinarse solo con datos de presencia. En ausencia de este valor, Maxent supone arbitrariamente que la probabilidad de ocurrencia en un sitio promedio es de 0.5 (Elith et al., 2011).

Para la estimación del traslapo de zonas de distribución potencial entre especies de tiburones martillo, se seleccionó un umbral de probabilidad para clasificar los píxeles en dos categorías, "idóneo" o "presente", e "no idóneo" o "ausente". Cada píxel se considera adecuado si la probabilidad de ocupación es mayor que el valor de umbral, y viceversa (Bean et al., 2012). Se han empleado diferentes enfoques para establecer los umbrales (Liu et al., 2005). En casos de sólo registros de presencia, el método de “umbral de presencia más bajo” (LPT, siglas en inglés) es un enfoque que puede interpretarse ecológicamente conservador, ya

que se elige el valor predicho más bajo asociado con los registros de presencia observados como el umbral de corte (Pearson et al., 2007).

## 4.2 Distribución potencial de tiburones martillo

### 4.2.1. *Sphyrna tiburo*

Las zonas con un índice relativo de idoneidad ambiental alta de *S. tiburo* se distribuyeron en las zonas de aguas costeras e intermedias (<30 m de profundidad) y se observó que la plataforma continental limitó su idoneidad ambiental. Compagno et al. (2006) menciona que *S. tiburo* se distribuye en estuarios y bahías someras principalmente entre los 10 a 25 m de profundidad. Los resultados del presente estudio también coinciden con la distribución obtenida con registros de marcaje de *S. tiburo* reportado por Kohler et al. (1998), la cual está limitada por la isóbata de los 200 m. De igual manera, en este estudio los resultados mostraron que la variable que mayor contribuyó al modelo de *S. tiburo* fue la batimetría y las probabilidades de presencia de la especie aumentaron a profundidades menores a 50 m, seguido de la clorofila *a* en concentraciones entre ~2 a ~5 mg/m<sup>3</sup>, y, por último, la temperatura en donde los valores de entre ~30 a ~32°C aumentaron la probabilidad de presencia de la especie. Ward-Paige et al. (2015) encontraron que también la temperatura mayor a 30° C es una variable que influyó en la predicción de hábitats esenciales de esta especie.

Con respecto a la variable batimetría, se ha observado aumento de la presencia de esta especie a partir de profundidades de 1 m de profundidad en los estuarios del noroeste del GOM (Plumlee et al., 2018). Esta preferencia hacia las zonas menos profundas podría ser un factor importante en la distribución y abundancia de esta especie en zonas del GOM con una plataforma continental reducida, como en Tabasco, Veracruz y Tamaulipas. Por lo tanto, es posible que la distribución de idoneidad ambiental alta sea menor en estas zonas debido al cambio abrupto de profundidad. Los resultados del presente estudio muestran que aunque las costas de Tamaulipas y Veracruz tienen zonas de idoneidad ambiental alta, no se observa valores del índice tan altos como en el norte (Luisiana y Florida) y sureste (Campeche) del GOM, en donde hay una plataforma amplia. Osorio-Olvera et al. (2016) encontraron resultados que apoyan la idea de que existe una relación entre la idoneidad ambiental y las abundancias, misma que está modulada por la dispersión. Ellos mencionan que la correlación entre abundancias e idoneidad ambiental es casi perfecta en escenarios de no dispersión. *S. tiburo* es considerado fiel a su zona de distribución y poco migratorio, es posible que las dos zonas de plataforma amplia con idoneidad ambiental alta encontradas en este

estudio se relacionen con abundancias importantes de la especie. Por el contrario, la distribución limitada en zonas con plataforma angosta podría implicar bajas abundancias.

Las concentraciones altas de clorofila *a* en el GOM están asociadas a zonas influenciadas por los aportes del Río Misisipi, lagunas costeras y giros ciclónicos, en donde puede llegar a ser mayor de 5 mg/m<sup>3</sup> (Müller-Karger y Walsh, 1991). En algunas zonas cercanas a la desembocadura del Río Misisipi se observaron índices de idoneidad ambiental alta. También Bethea et al. (2014) obtuvieron altas tasas de captura de hembras de *S. tiburo* en la desembocadura del Río Apalachicola (Noroeste de Florida), y mencionan que la distribución de las hembras en estas zonas altamente productivas podría estar relacionada con la disponibilidad de presas para poder mantener sus altas tasas de productividad. Esto se apoya con lo observado por Drigger et al. (2014), quienes mencionan que hembras adultas de *S. tiburo* utilizan los estuarios como lugares de alimentación debido a la abundancia de jaibas *Callinectes sapidus* en estas zonas. Con lo anterior, podríamos suponer que los dos ecosistemas de estuarios más grandes en las aguas mexicanas del GOM (Laguna Madre, Tamaulipas y Laguna de Términos, Campeche) (Contreras y Castañeda, 2004), pueden ser zonas importantes de distribución de *S. tiburo*, lo cual está apoyado por los índices de idoneidad ambiental alta obtenida en esas zonas.

Por último, la temperatura fue una de las variables que contribuyó al modelo, aunque en un menor porcentaje. La probabilidad de presencia aumentó entre los ~30 y ~32°C. Ward-Paige et al. (2015) también encontraron que a temperaturas >30° C aumentaba la presencia de *S. tiburo* al noroeste del GOM. En los tiburones y rayas ectotérmicos el papel que desempeña la temperatura del ambiente para influir en sus procesos metabólicos y fisiológicos, los hace sensibles a los cambios de temperatura (Schlaff y Huepel, 2014). Lessa y Silva (1992) creen que probablemente el periodo corto de gestación de *S. tiburo* podría relacionarse con condiciones ambientales como la temperatura del agua (>29° C), lo que significaría un crecimiento embrionario más rápido en aguas tropicales. Cuando existen cambios en la temperatura, los tiburones y las rayas deben elegir permanecer en sus rangos de distribución, adaptarse a las nuevas condiciones, morir, o responder a través del movimiento (Schlaff y Huepel, 2014). Durante los meses más fríos, se ha observado que *S. tiburo* está presente de manera estacional (de marzo a noviembre) en Pine Island Sound (Florida), ya que esta especie migra fuera de las aguas costeras (Ubeda, 2009). Se ha propuesto que probablemente las hembras de esta especie se mueven lejos de la costa inmediatamente después de alumbrar (Lessa y Silva, 1992), probablemente para recuperar energía en zonas donde se distribuyen sus presas potenciales (ej. jaiba, *C. Sapidus*). Esta hipótesis se apoya en que Plumlee y Wells (2016) encontraron que las hembras adultas de *S. tiburo* se alimentaban casi exclusivamente de *C. sapidus*, en comparación con los juveniles que mostraron una dieta generalista.

Aunque en el presente estudio la salinidad no formó parte de las variables para calibrar el modelo, debido a la alta correlación con la variable oxígeno, y que a pesar de eso se realizaron modelos que no mostraron resultados con sentido ecológico, se ha documentado que *S. tiburo* utiliza una amplia gama de niveles de salinidad, lo que permite el uso de una gran parte del hábitat disponible dentro de un estuario (Ubeda, 2009). Asimismo, el riesgo por depredación no es un factor que influya en los patrones de movimiento de esta especie, sino más bien, la distribución y abundancia de sus presas. Por ejemplo, se ha observado que *S. tiburo* comparte las mismas áreas con depredadores potenciales (tiburón toro, *Carcharhinus leucas*), por lo que pareciera que no seleccionan su hábitat basándose en la distribución de depredadores (Huepel et al., 2006).

#### 4.2.3. *Sphyrna lewini*

Las zonas con un índice relativo de idoneidad ambiental alta de *S. lewini* se distribuyeron en las zonas de aguas intermedias-profundas (>10 m) hasta los bordes de la isóbata de los 200 m. Esto coincide con el estudio de Wells et al. (2018), cuyas predicciones de idoneidad de hábitat alta se presentaron en zonas intermedias y después de la isóbata de los 200 m. En ese estudio, la idoneidad del hábitat disminuyó en la mayoría de las áreas cercanas a la costa, con la excepción de Mobile Bay, Alabama a Cape San Blas, Florida y el sur de Texas, donde el hábitat altamente adecuado se extendió por la plataforma continental; esto coincide con los resultados del mapa de idoneidad ambiental del presente estudio.

Las variables relacionadas en el modelo final de Wells et al. (2018) fueron la profundidad, distancia al hábitat artificial (zonas de arrecifes artificiales y plataformas de aceite y gas) y concentración de clorofila *a*. Las curvas de respuestas de ese estudio indicaron que la presencia de *S. lewini* aumentó a profundidades menores de los 1500 m, bajas concentraciones de clorofila *a* ( $\sim 0-4$  mg/m<sup>3</sup>) y distancias cortas al hábitat artificial (0-20 km de distancia). De manera similar, en el presente se encontró que la variable que más contribuyó al modelo fue la clorofila *a*, y las concentraciones que aumentaron la presencia de *S. lewini* fueron de  $\sim 0-1.2$  mg/m<sup>3</sup>. Por otro lado, la segunda variable que contribuyó al modelo fue el oxígeno máximo con concentraciones de 230-305 mmol/m<sup>3</sup> (5.15-6.82 ml/l) y, por último, la velocidad de la corriente, en donde se observaron dos intervalos en donde aumentó la probabilidad de presencia de la especie, la primera fue de  $\sim 0.1$  a  $\sim 0.2$  m/s y posteriormente a velocidades mayores a  $\sim 0.4$  a 0.7 m/s.

Las concentraciones de clorofila *a* en zonas influenciadas por los aportes del Río Misisipi, lagunas costeras y giros ciclónicos puede llegar a ser mayor de 5 mg/m<sup>3</sup> (Müller-Karger y Walsh, 1991). Por lo tanto, la

asociación de esta especie con bajas concentraciones de clorofila  $a$ , podrían explicar porqué encontramos en este estudio que la zona de descarga del Río Misisipi tuvo un índice relativo de idoneidad ambiental baja. Esto ha sido apoyado por las observaciones de Wells et al. (2018), en donde los patrones de movimiento de *S. lewini*, evitan aguas superficiales de la zona de desembocadura del Río Misisipi. En la región suroeste del GOM, se han encontrado zonas con altas concentraciones de clorofila  $a$  ( $>3 \text{ mg/m}^3$ ) frente a las desembocaduras de los ríos Bravo, el Pánuco, el Tuxpan, el Cazones y frente a las surgencias de las costas de Yucatán (Aguirre-Gómez, 2002); en estas zonas, en este estudio se observó una pequeña zona con un índice de idoneidad ambiental baja en el presente estudio. Sin embargo, esta no tiene una mayor extensión comparada con la desembocadura del Río Misisipi, por lo que es probable que las concentraciones de clorofila  $a$  en estuarios o zonas de desembocadura de los ríos en aguas mexicanas pudieran estar dentro del intervalo de tolerancia de la especie.

El oxígeno máximo fue la segunda variable en importancia que contribuyó en la construcción del modelo de esta especie. El contenido de oxígeno disuelto en el Golfo de México es uniforme en la capa de mezcla superficial con 4.5 ml/l dentro de la plataforma de Campeche, Veracruz y el Mar Caribe (De Lanza-Espino et al., 2004), aunque, en las zonas costeras de la plataforma de Campeche, en la temporada de lluvias las concentraciones de oxígeno disuelto pueden alcanzar hasta los 2.6 ml/l en la superficie, como resultado del ascenso de aguas profundas, producido por los giros ciclónicos (Secretaría de Marina, 1972b en De Lanza-Espino et al., 2004). Por lo tanto, lo anterior pudiera explicar los índices de idoneidad ambiental alta dentro de la plataforma y limitada a algunas zonas costeras. Las concentraciones donde se observó un aumento en la presencia de la especie fue entre 5.15-6.82 ml/l. Este resultado se encuentra dentro de un intervalo de oxígeno disuelto (2.5-7.4 mg/l) asociado a la captura de *S. lewini* (Grace y Henwood, 1997), lo que sugiere que probablemente esta especie se limita a zonas altamente hipóxicas ( $<3 \text{ mg/l}$ ) para evitar el estrés fisiológico que se ve reflejado en una mayor apertura de la boca y aumento en la velocidad de nado (Carlson y Parsons, 2001); sin embargo, un incremento en la velocidad de nado como un mecanismo de regulación de la respiración, parece ser metabólicamente costoso ya que la tasa de consumo de oxígeno aumenta con la velocidad (Carlson, 1998). A pesar de lo anterior, en el Golfo de California, *S. lewini* ha sido detectado en zonas profundas hipóxicas (0.5 ml/l) posiblemente para tener acceso a presas como el calamar y evitar la competencia con otros depredadores (Jorgensen et al., 2009). Se cree que la posible tolerancia de esta especie a condiciones de hipoxia y que implica un costo metabólico alto, pudiera ser compensada con un mayor consumo de presas (Wells et al., 2018).

Por último, se observaron dos intervalos de la velocidad absoluta de la corriente que aumentaron la probabilidad de presencia de *S. lewini* a partir de  $\sim 0.1 \text{ m/s}$ . El primer intervalo fue corto ( $\sim 0.1$  a  $\sim 0.2 \text{ m/s}$ ),

pero posteriormente se observó un aumento proporcional de la probabilidad de presencia junto con el aumento de la velocidad absoluta de la corriente entre los  $\sim 0.4$  a  $0.7$  m/s, hasta que la probabilidad de presencia permaneció constante a velocidades entre  $\sim 0.7$  m/s hasta  $1.4$  m/s. Se ha encontrado una correlación entre los movimientos de *S. lewini* y la velocidad de la corriente, mostrando una preferencia en zonas de altas velocidades de  $>0.8$  m/s, en donde posiblemente existe una alta acumulación de posibles presas (Ketchum et al., 2014b), debido a que las zonas de corrientes fuertes reciben un flujo constante de partículas planctónicas que alimentan una gran cantidad de peces pelágicos, que, a su vez, constituyen una fuente de alimento abundante para los consumidores secundarios y los principales depredadores marinos (Hearn et al., 2010). Sin embargo, se cree que una razón para que *S. lewini* permanezca en las zonas con bajas velocidades ( $<0.1$  m/s), como las áreas aledañas a montañas submarinas, es para aprovechar las velocidades de corriente reducidas y no nadar tan rápido durante su fase de reposo (Kimley y Nelson, 1984).

#### 4.2.4. *Sphyrna mokarran*

La distribución potencial de *S. mokarran* dentro del GOM se observó generalmente dentro de la plataforma continental (isóbata 200 m). Los mayores índices de idoneidad ambiental alta fueron en zonas costeras e intermedias ( $< 30$  m de profundidad), similar a los resultados de idoneidad ambiental alta de *S. tiburo*. De igual forma, Drymon et al. (2010) no registraron capturas de *S. mokarran* a profundidades  $>30$  m. Aunque Compagno (1984) menciona que esta especie se encuentra distribuida en plataformas continentales o fuera de ella, principalmente a 1-80 m. de profundidad. La variable que tuvo mayor contribución en la construcción del modelo fue la clorofila *a*, las concentraciones que aumentaron la presencia de la especie fueron de  $\sim 1$  a  $\sim 3$  mg/m<sup>3</sup>. Seguido de la temperatura, la velocidad absoluta de la corriente y, por último, la batimetría.

Las concentraciones de clorofila *a* relacionadas con la presencia de *S. mokarran* y *S. lewini* en el presente estudio, están asociadas a bajas concentraciones de clorofila *a* ( $<\sim 3$  mg/m<sup>3</sup>), por lo tanto, en ambos mapas de distribución potencial encontramos idoneidad ambiental baja en la zona de desembocadura del Río Misisipi. Esto contrasta con lo que reporta Queiroz et al. (2016), donde los tiburones martillo (*Sphyrna* spp.) prefirieron zonas con productividad alta localizadas en áreas de plataforma continental y no en zonas oceánicas. De igual manera en especies más costeras como *S. tiburo*, se ha asociado su presencia en zonas altamente productivas debido a la disponibilidad de presas (Drigger et al., 2014). En manglares de Florida,

que son sitios altamente productivos, se creó que machos y hembras maduras de *S. mokarran* utilizan estos sitios de manera temporal para alimentarse (Guttridge et al., 2017). Es posible que los manglares localizados en aguas mexicanas del GOM (costas de Tamaulipas hasta la Península de Yucatán) pudieran tener la misma función en esta u otra especie de tiburón martillo. Por lo tanto, *S. lewini* y *S. mokarran* posiblemente tiene un rango amplio de tolerancia de concentración de clorofila *a* (niveles altos y bajos).

Con respecto a la temperatura, en la curva de respuesta del presente estudio, se observó que la presencia de *S. mokarran* aumentó entre  $\sim 31$  a  $\sim 32^\circ$  C. De manera similar, Calich et al. (2018) obtuvieron intervalos potenciales de esta variable entre 21-28°C. Grace y Henwood (1997) reportaron la captura de esta especie en un intervalo de 13.5 a 28.5°C en el norte del GOM. Los intervalos de temperatura de *S. mokarran* son cercanos a los que se encontraron para *S. tiburo* ( $\sim 30$ - $\sim 32^\circ$ C) en el presente estudio. En los elasmobranquios ectotérmicos, se ha observado una preferencia de forrajeo en aguas más cálidas, pero posteriormente regresan a aguas frías a recuperarse del estrés fisiológico (Bernal et al., 2012).

La velocidad absoluta de la corriente relacionadas con la presencia de *S. mokarran* en el presente estudio, mostró un pico en  $\sim 0.1$  m/s, luego disminuyó y volvió a aumentar la probabilidad de presencia a partir de  $\sim 0.4$  m/s hasta  $\sim 1.4$  m/s. Calich et al. (2018) también encontraron un intervalo potencial de esta variable entre 0.06-1.4 m/s. También en *S. lewini*, se observaron dos intervalos de velocidades en las que aumentó su probabilidad de presencia. Por lo tanto, al igual que *S. lewini*, el uso de zonas con altas velocidades de corriente podría estar asociada a alta acumulación de presas (Ketchum et al., 2014b). Las zonas con bajas velocidades de corriente ( $< 0.1$  m/s) se cree que ayuda a especies como *S. lewini* a no nadar tan rápido durante su fase de reposo en los montes marinos (Kimley y Nelson, 1984). Sin embargo, Roemer et al. (2016) observaron que *S. mokarran* usa zonas con altas velocidades de corriente, posiblemente para ayuda a maximizar el consumo de oxígeno y recuperarse del gasto energético y estrés fisiológico por los bajos niveles de oxígeno disuelto en zonas poco profundas, las cuales usan para forrajear.

Con respecto a la batimetría, en la curva de respuesta de este estudio se observó que mientras disminuía la profundidad, aumentaba la presencia de *S. mokarran*. La mayor presencia de la especie ocurrió de 0 a 1000 m de profundidad. Calich et al. (2018) encontraron que los intervalos potenciales de la variable batimetría en *S. mokarran* fue de 1-3939 m de profundidad usando Maxent. Roemer et al. (2016) describieron que *S. mokarran* está adaptada a zonas someras con bajas concentraciones de oxígeno ( $< 1.5$  m) para búsqueda y captura de presas. Drymon y Wells (2017) mencionan que el uso de zonas poco profundas (0-6 m de profundidad) por parte de individuos inmaduros de *S. mokarran*, pudiera deberse a



actividades relacionadas con el forrajeo, debido a que las rayas (*Hypanus spp.*), su principal presa es abundante en aguas poco profundas del norte de GOM.

### 4.3. Distribución espacial del esfuerzo de la pesca artesanal

La zona de pesca potencial (ZPP) de la flota artesanal estudiada tiene zonas de CPUE alta en aguas someras (<10 m de profundidad), intermedias (10 a 30 m de profundidad) y profundas (>30 m de profundidad), aunque la mayor proporción está en las dos primeras zonas. Con respecto a la variable Esfuerzo, la distribución se observó en aguas profundas (>30 m de profundidad), es decir, la flota opera más días de pesca (Esfuerzo) en zonas más alejadas de la costa. Este patrón de distribución del esfuerzo es común actualmente en pesquerías artesanales de elasmobranquios, en donde cada vez realizan su esfuerzo de pesca en zonas alejadas de la costa (Pérez-Jiménez et al., 2012). Aunque los patrones de distribución del esfuerzo en muchas pesquerías muestran patrones agregados, bajo la combinación de factores ecológicos, sociales, culturales, económicos y técnicos (Jennings y Kaiser, 1998), en pesquerías artesanales, el esfuerzo de pesca ocurre en entornos más estructurados, como las plataformas continentales, ya que es probable que se agregue en lugares donde se distribuyen especies con un alto valor económico (Pet-Soede et al., 2001). La flota estudiada, tiene temporadas dirigidas (de noviembre a marzo) al recurso sierra-carito *Scomberomorus spp.* y cazón tutzún *Rhizoprionodon terraenovae* (de abril a junio), donde las flotas operan entre 20 y 50 km de distancia de la costa (Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza, 2015). Esto pudiera implicar mayores traslajos en el Esfuerzo de la flota artesanal con *S. mokarran* y principalmente *S. lewini* durante estas temporadas; ya que sus zonas de idoneidad ambiental alta se encuentran en aguas costeras-intermedias e intermedias-profundas, respectivamente. En el caso de *S. tiburo*, durante estas temporadas, podría tener menos traslajo con las operaciones de la pesca, debido a que su idoneidad ambiental alta es en aguas costeras. Además, durante la temporada multiespecífica de esta flota, ocurre la captura de pulpo rojo *Octopus maya* (generalmente de agosto a noviembre), una de las pesquerías de gran valor económico de la península de Yucatán. En esta pesquería, participan aproximadamente el 80% de las embarcaciones artesanales (incluida la flota de este estudio), por lo que el esfuerzo de pesca hacia otros recursos disminuye (Pérez-Jiménez y Méndez-Loeza, 2015). Además, el método de captura del pulpo (gareteo) es altamente selectivo, en la cual no existe captura incidental de otras especies marinas (Diario Oficial de la Federación, 2015). Por lo tanto, los traslajos del esfuerzo pesquero alto de la flota estudiada con las tres especies de tiburones martillo y posiblemente otras especies de elasmobranquios pudieran ser prácticamente nulos durante esta temporada.

La forma de operar “escalonada” (lances a diferentes distancias de la costa) de la flota estudiada hace difícil obtener todos los registros de zonas de captura por embarcación, por lo que nuestros datos pudieran representar sólo una aproximación a la verdadera distribución del Esfuerzo de las operaciones de la flota. En el kriging, el área de interpolado debe estar dentro de los puntos de registro de la variable, pero debido a que se eligió un área de ZPP uniforme para todos los conjuntos de datos y poder aproximar los valores de CPUE y esfuerzo que se desconocen por la forma de operar de esta flota, existen zonas de error que el kriging genera por el aumento de la semivarianza que produce la falta de puntos de registro cercanos al área de interpolado (Bohling, 2005); por lo tanto, se recomienda precaución en la interpretación de los resultados de distribución del esfuerzo y traslapo con la idoneidad ambiental de los tiburones martillo obtenidos en las zonas con mayor error (Anexo G).

#### **4.4 Traslapo de la distribución potencial de tiburones martillo y el esfuerzo de la pesca artesanal**

En general, entre el 40-60% de las zonas de idoneidad ambiental alta de los tiburones martillo traslaparon con las zonas de mayor CPUE de la ZPP, aunque, en *S. tiburo* y *S. mokarran* fue hasta en un 80%, debido a que las zonas de CPUE alta ocurren en mayor proporción en aguas costeras (<10 m de profundidad) y de profundidad intermedia (10 a 30 m de profundidad), mismas que son las zonas de idoneidad ambiental alta de estas especies, respectivamente. Esto es similar con lo reportado por Drymon et al. (2010), donde ellos encontraron valores de CPUE de *S. mokarran* en estratos poco profundos (0-9.9 m) e intermedios (10-29.9 m de profundidad), con capturas de 0.04 y 0.08 tiburones/100 anzuelos/hora, respectivamente, y cero capturas en estratos de profundidades >30 m. En el caso de *S. lewini*, el traslapo de zonas de captura alta en zonas de idoneidad alta ocurrió en las aguas intermedias y profundas; esto también fue observado por Drymon et al. (2010), donde sus valores de CPUE más altos (0.22 tiburones/100 anzuelos /hora) en esta especie ocurrieron en estratos de profundidades > 30 m en el norte del GOM.

Wells et al. (2018), señalan en sus detecciones de marcaje, que los machos se localizaron a través de la plataforma, en profundidades de menos de 200 m, mientras que las detecciones de las hembras se concentraron en la isóbata de los 200 m y aguas más profundas, por lo tanto, suponen que, si las pesquerías de palangre de fondo costeras capturan en su mayoría machos sexualmente inmaduros, las poblaciones del GOM no necesariamente enfrentarían un riesgo potencial de limitación de hembras

maduras para poder reproducirse. Esto abre las posibilidades de realizar análisis más detallados sobre la composición de las capturas de tiburones martillo por la flota de la costa norte de Campeche.

Con respecto al Esfuerzo, entre el 40-60% de las zonas de idoneidad ambiental alta de las tres especies de tiburones martillo se están traslapando con las operaciones de la flota artesanal estudiada, y son los porcentajes de traslapo más altos en la especie *S. lewini*, esto posiblemente a que la flota opera más días de pesca (Esfuerzo) en zonas más alejadas de la costa. Esto podría explicar por qué a pesar de que las mayores tasas de captura son bajas (< 2 tiburones/día de pesca) en zonas más someras, la flota no ejerce el 100% de su esfuerzo a las zonas costeras, sino, en zonas más profundas, posiblemente en busca de especies de teleósteos con un valor económico más alto. Lyons et al. (2013) mencionan que usar datos dependientes de la pesca para evaluar el traslapo con las zonas de pesca en tiburones altamente migratorios puede sobreestimar el resultado. Encontraron que el 100% de las áreas de pesca de esfuerzo alto coincidieron con zonas donde se detectaron uno o más tiburones blancos juveniles, pero utilizando datos generados por marcaje (datos independientes de la pesca), solo el 18% de las zonas con al menos una detección de tiburón blanco, traslapó con áreas de alto esfuerzo de pesca. Los autores argumentaron que si las ubicaciones de los marcajes son representativas de las zonas donde los tiburones blancos juveniles pasan el mayor tiempo, es probable que las zonas de pesca con esfuerzo alto coincidan en zonas donde se distribuyen tiburones juveniles blancos debido a que su uso de área es relativamente más amplio que la distribución de la pesquería. Este pudiera ser un posible escenario para las dos especies migratorias, *S. lewini* y *S. mokarran*, que ocupan el 80% y 42.5% de la ZPP como zonas de idoneidad ambiental alta, respectivamente. Sin embargo, *S. mokarran* es una especie de la que no se tienen registros confirmados fuera de la plataforma continental (Hammerschlag et al., 2011), por lo tanto, esto podría disminuir las zonas de uso y aumentar el traslapo de su distribución potencial con pesquerías artesanales que operan dentro de la plataforma. En el caso de *S. tiburo*, la zona de idoneidad ambiental alta representa solo el 22% de la ZPP. Esta especie tiene hábitos costeros, fidelidad a su área de distribución y baja migración, y, en consecuencia, las distribuciones de las operaciones de la flota artesanal pudieran ser más amplias, y aumentar su traslapo. De igual forma, en los últimos 60 años, se ha observado un cambio en la composición y abundancia de especies de tiburones grandes a especies de tiburones pequeños, entre ellos *S. tiburo* (Pérez-Jiménez et al., 2012), por lo que es probable que el traslapo con las operaciones de la pesca histórica artesanal juegue un papel importante en estos cambios.

## Capítulo 5. Conclusiones

---

- Los resultados del presente estudio mostraron ser altamente predictivos como una primera aproximación de la distribución potencial de tiburones martillo en el GOM.
- Las zonas someras y de profundidad intermedia del GOM son sitios importantes de idoneidad ambiental alta en las tres especies de tiburones martillo, principalmente en *S. tiburo* y *S. mokarran*. Las zonas profundas dentro de los bordes de la plataforma continental son idóneas para *S. lewini*.
- Los mayores porcentajes de traslapo de distribución potencial en el GOM ocurrieron entre *S. lewini* y *S. mokarran* en aguas profundas dentro y fuera de la plataforma continental.
- Las tasas de captura más altas de tiburones martillo por la flota artesanal de la costa norte de Campeche ocurren en zonas someras-intermedias, sin embargo, pasan más días de pesca en gran parte de las zonas más profundas de la zona de pesca potencial.
- Los mayores porcentajes de traslapo de la idoneidad ambiental alta con las tasas de captura altas de la pesca artesanal se presentaron en tiburones martillo de preferencias costera como *S. tiburo* y *S. mokarran*.

### 5.1 Recomendaciones

- Los resultados de este estudio sobre la distribución potencial de las especies de tiburones martillo, permiten hacer nuevas preguntas e hipótesis sobre su distribución en aguas mexicanas del GOM, por lo tanto, recomendamos dirigir esfuerzos de investigación con muestreos sistemáticos y localizados para comprobar los resultados de los mapas de idoneidad ambiental de este estudio.
- Derivado de los resultados de idoneidad ambiental, recomendamos enfoques que evalúen la dinámica poblacional y el uso de áreas (por ejemplo, áreas de crianza, de reproducción y de alimentación) por parte de estas especies en aguas mexicanas del GOM.
- Ese recomienda realizar más estudios relacionados con la dinámica espacio-temporal del esfuerzo de la flota artesanal y continuar con monitoreos biológico-pesqueros de tiburones martillo y otros elasmobranquios para cuantificar el efecto de la pesca en sus poblaciones en aguas mexicanas del GOM.

## Literatura citada

---

- Aguirre-Gómez, R. 2002. Los mares mexicanos a través de la percepción remota. *Temas Selectos de Geografía*, Instituto de Geografía, UNAM. Plaza y Valdés Ed, México, DF, 95.
- Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., Anderson, R. P. 2015. spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38(5), 541-545.
- Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of applied ecology*, 43(6), 1223-1232.
- Amorim, A. F., Della-Fina, N., Piva-Silva, N. 2011. Hammerheads sharks, *Sphyrna lewini* and *S. zygaena* caught by longliners off southern Brazil, 2007–2008. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT 66*, 2121–2133. Available at [https://www.iccat.int/Documents/CVSP/CV066\\_2011/no\\_5/CV066052121.pdf/](https://www.iccat.int/Documents/CVSP/CV066_2011/no_5/CV066052121.pdf/).
- Araújo, M. B., Luoto, M. 2007. The importance of biotic interactions formodelling species distributions under climate change. *Global Ecology andBiogeography*, 16, 743–753.
- Araújo, M. B., y Williams, P. H. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, 96(3), 331-345.
- Arias, I. C. V., Ciro, L. A. L. 2014. Aplicación de métodos geoestadísticos para la caracterización de la calidad química de un depósito de material calcáreo. *Boletín de Ciencias de la Tierra*, (35), 15-23.
- Badan, A., Candela, J., Sheinbaum, J., Ochoa, J. 2005. Upper-layer circulation in the approaches to Yucatan Channel. *Circulation in the Gulf of Mexico: Observations and Models*, 57-69.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S.P., Peterson, A.T., Soberón, J., Villalobos, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* 222, 1810–1819.
- Baum, J. K., & Blanchard, W. 2010. Inferring shark population trends from generalized linear mixed models of pelagic longline catch and effort data. *Fisheries Research*, 102(3), 229-239.
- Baum, J., Clarke, S., Domingo, A., Ducrocq, M., Lamónaca, A. F., Gaibor N. 2007. *Sphyrna lewini*. The IUCN Red List of threatened species. Version 2014. Available at <http://www.iucnredlist.org> [accessed 20 July 2017].
- Baum, J., Myers, R. A., Kehler, D. G., Worm, B., Harley, S. J., Doherty, P. A. 2003. Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science*, 299, 389–392. doi: 10.1126/science.1079777.
- Bean, W. T., Stafford, R., Brashares, J. S. 2012. The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. *Ecography*, 35(3), 250-258.
- Belcher, C. N., Jennings, C. A. 2010. Utility of mesohabitat features for determining habitat associations of subadult sharks in Georgia's estuaries. *Environmental biology of fishes*, 88(4), 349-359.

- Bernal, D., Carlson, J. K., Goldman, K.J., Lowe, C., G. 2012. Energetics, metabolism, and endothermy in sharks and rays. In: Carrier JC, Musick JA, Heithaus MR (eds) *Biology of sharks and their relatives*, 2nd edn. CRC Press, BocaRaton, pp 211–237
- Bessudo, S., Soler, G. A., Klimley, P. A., Ketchum, J., Arauz, R., Hearn, A., Calmettes, B. 2011. Vertical and horizontal movements of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) around Malpelo and Cocos Islands (Tropical Eastern Pacific) using satellite telemetry. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 40, 91-106.
- Bethea, D. M., Ajemian, M. J., Carlson, J. K., Hoffmayer, E. R., Imhoff, J. L., Grubbs, R. D., Burgess, G. H. 2015. Distribution and community structure of coastal sharks in the northeastern Gulf of Mexico. *Environmental Biology of Fishes*, 98(5), 1233-1254.
- Bezerra, N. P. A., Travassos, P., Hazin, F. H. V. 2016. Vulnerability to longline fisheries of three hammerhead shark *Sphyrna* species in the south-western and equatorial Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology*, 89(2), 1419-1433.
- Bohling, G. 2005. Introduction to Geostatistics and Variogram Analysis. Kansas Geological Survey, 1, pp 20. <https://docplayer.net/14887330-Introduction-to-geostatistics-and-variogram-analysis.html>
- Boicourt, W.C.; Wiseman, W. J.; Valle-Levinson, A.; Atkinson, L. P. 1998. Continental shelf of the southeastern United States and the Gulf of Mexico in the shadow of the western boundary current. En: *The Sea. The Global Coastal Ocean. Regional Studies and Syntheses*. Robinson, A. R.; Brink, K. H. (Eds.). John Wiley and Sons Inc. New York. 135-181.
- Bonfil, R. 1997. Status of shark resources in the Southern Gulf of Mexico and Caribbean: implications for management. *Fisheries Research*, 29(2), 101-117.
- Branstetter, S. 1981. Biological notes on the sharks of the north central Gulf of Mexico. *Contributions in Marine Science (USA)*.
- Bressan, P.M.; Kierulff, M.C.M.; Sugieda A.M. 2009. *Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados*. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de
- Burrough, P.A., McDonnell, R.A. 1998. *Principles of Geographical Information Systems*. Oxford University Press, New York. ISBN 978-90-9024981-0
- Calich, H., Estevanez, M., Hammerschlag, N. 2018. Overlap between highly suitable habitats and longline gear management areas reveals vulnerable and protected regions for highly migratory sharks. *Marine Ecology Progress Series*, 602, 183-195.
- Camhi, M., Fowler, S. F., Musick, J. A., Bräutigam, A., Fordham, S. V., 1998. *Sharks and their relatives: ecology and conservation*. IUCN/SSC Sharks Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland y Cabridge, UK.
- Carlson, J., K., 1998. The physiological ecology of the bonnethead shark, *Sphyrna tiburo*, blacknose shark, *Carcharhinus acronotus*, and Florida smoothhound shark, *Mustelus norrisi*: effects of dissolved oxygen and temperature. PhD dissertation, University of Mississippi, Oxford, MS.
- Carlson, J., K., Parsons, G.,R. 2001. The effects of hypoxia on three sympatric shark species: physiological and behavioral responses. *Environ. Biol. Fish.* 61, 427– 433.

- Caso, M., Pisanty, I., Ezcurra, E. 2004. Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Instituto Nacional de Ecología.
- Castillo-Geníz, J. L., Márquez, J. F., Rodríguez de la Cruz, M. C., Cortés, E., Cid del Prado, A. 1998. The Mexican artisanal shark fishery in the Gulf of Mexico: towards a regulate fishery. *Marine and Freshwater Research* 49: 611–620.
- Castro, J. I. 2010. The sharks of north America. Oxford University Press.
- Cliff, G. 1995. Sharks caught in the protective gillnets off Kwa Zulu-Natal, South Africa. 8. The great hammerhead shark *Sphyrnamokarran* (Rüppell). *S.Afr.J. Mar.Sci.* 15, 105-114. doi:10.2989/025776195784156331
- Compagno, L. J. V. 1984. FAO species catalogue. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2. Carcharhiniformes. FAO Fisheries Synopsis. No. 125, Vol. 4. Rome: FAO.
- Compagno, L. J. V., Dando M., Fowler, S. 2006. Guía de campo de los tiburones del mundo. (1 ed.) Barcelona. Omega. 15-53.
- Compagno, L. J. V., Krupp, F., Schneider, W. 1995. Tiburones. En: Fischer, W. K., Schneider, F., Sommer, W., Carpenter, C., KE Niem, W. H. (Eds). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca: pacífico centro-oriental Volumen II (No. R SH138 F52)* (pp. 647-743).
- CONAPESCA, 2015. Solicitud: 0819700030315. Fecha de solicitud: 21 de diciembre del 2015.
- CONAPESCA, 2016. Información Estadística por Especie y Entidad. Consultado el 13 de marzo del 2018, de: [https://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/informacion\\_estadistica\\_por\\_especie\\_y\\_entidad](https://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/informacion_estadistica_por_especie_y_entidad)
- Contreras, F., Castañeda, O. 2004. Las lagunas costeras y estuarios del Golfo de México: Hacia el establecimiento de índices ecológicos. Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 373-416.
- Cortés, E. 2005. *Sphyrna tiburo*. The IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2014. Disponible en línea [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org), 15 abril 2015.
- Cortés, E., Arocha, F., Beerkircher, L., Carvalho, F., Domingo, A., Heupel, M., Simpfendorfer, C. 2010. Ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *Aquatic Living Resources*, 23(1), 25-34.
- Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Villaseñor, J. L., Ortiz, E. 2014. Potential species distribution modeling and the use of principal component analysis as predictor variables, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Volume 85, Issue 1, pp: 189-199, ISSN 1870-3453, <https://doi.org/10.7550/rmb.36723>.
- Cuevas, E., Guzmán-Hernández, V., Uribe-Martínez, A., Raymundo-Sánchez, A., Herrera-Pavon, R. 2018. Identification of Potential Sea Turtle Bycatch Hotspots Using a Spatially Explicit Approach in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Chelonian Conservation and Biology*.
- Cunningham, S., Whitmarsh, D. 1980. Fishing effort and fisheries policy. *Marine Policy*, 4(4), 309-316.

- Danks, F. S., KLEIN, D. R. 2002. Using GIS to predict potential wildlife habitat: A case study of muskoxen in northern Alaska. *International Journal of Remote Sensing* 23: 4611-4632.
- Daw, T. M. 2008. Spatial distribution of effort by artisanal fishers: Exploring economic factors affecting the lobster fisheries of the Corn Islands, Nicaragua. *Fisheries Research*, 90(1-3), 17-25.
- De la Flor, M. T., Romero, M. A. C. 2015. Biogeografía predictiva: técnicas de modelamiento de distribución de especies y su aplicación en el impacto del cambio climático. *Espacio y Desarrollo*, (27), 1.
- De Lanza-Espino, G., Gómez-Rojas, J. C. 2004. Características físicas y químicas del Golfo de México. En: *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*. (pp. 103-132). México, D.F., Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Instituto de Ecología, A.C., Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies
- Diario Oficial de la Federación, (2007). NOM-029-PESC-2006, Pesca responsable de tiburones y rayas, especificaciones para su aprovechamiento. Publicada el 14 de febrero del 2007. Ciudad de México.
- Diario Oficial de la Federación, 2012a. Carta Nacional Pesquera. Publicada el Viernes 24 de agosto de 2012. Ciudad de México.
- Diario Oficial de la Federación, 2012b. 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 marzo de 1994 para establecer los periodos de veda de pulpo en el Sistema Arrecifal Veracruzano, jaiba en Sonora y Sinaloa, tiburones y rayas en el Océano Pacífico y tiburones en el Golfo de México. Publicado el 11 de junio de 2012. Ciudad de México.
- Diario Oficial de la Federación, 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 marzo de 1994 para modificar el periodo y zonas de veda de tiburones en el Golfo de México y Mar Caribe. Publicado el 14 de mayo de 2014, Ciudad de México.
- Diario Oficial de la Federación, 2015. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-008-PESC-1993, Para ordenar el aprovechamiento de las especies de pulpo en las aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe, publicada el 21 de diciembre de 1993.
- Diario Oficial de la Federación, 2018. Actualización de la Carta Nacional Pesquera. Publicada el 11 de junio del 2018, Ciudad de México. Publicado el 29 de julio del 2015, Ciudad de México.
- Diaz- Viera, M. A., González, R. C. 2002. Geoestadística aplicada. Notas de curso. Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Instituto de Geofísica y Astronomía, CITMA. Cuba.
- Driggers III, W. B., Frazier, B. S., Adams, D. H., Ulrich, G. F., Jones, C. M., Hoffmayer, E. R., Campbell, M. D. 2014. Site fidelity of migratory bonnethead sharks *Sphyrna tiburo* (L. 1758) to specific estuaries in South Carolina, USA. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 459, 61-69.
- Drymon, J. M., Carassou, L., Powers, S. P., Grace, M., Dindo, J., Dzwonkowski, B. 2013. Multiscale analysis of factors that affect the distribution of sharks throughout the northern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin*, 111(4), 370-380.



- Drymon, J. M., Powers, S. P., Dindo, J., Dzwonkowski, B., Henwood, T. A. 2010. Distributions of sharks across a continental shelf in the northern Gulf of Mexico. *Mar. Coast. Fish.* 2:440–250.
- Drymon, J. M., Wells, R. D. 2017. Double tagging clarifies post-release fate of great hammerheads (*Sphyrna mokarran*). *Animal Biotelemetry*, 5(1), 28.
- Dumitru, P. D., Plopeanu, M., Badea, D. 2013. Comparative study regarding the methods of interpolation. In 1st European conference geodesy and geomatics engineering GENG (Vol. 13, pp. 45-52).
- Ebert, D. A., Fowler, S. L., Compagno, L. J. 2016. *Sharks of the world: a fully illustrated guide*. Wild Nature Press.
- Economakis, A.E., Lobel, P. S. 1998. Aggregation behavior of the grey reef shark, *Carcharhinus amblyrhynchos*, at Johnston Atoll, Central Pacific Ocean. *Environ Biol Fishes* 51:129–139.
- Elith, J., Graham, C. 2009. Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32, 66–77.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., Yates, C. J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43–57. doi: 10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x.
- Elton, C. 1927. *Animal Ecology*. London. Sedgwick and Jackson.
- Engler, R., Randin, C. F., Vittoz, P., Czaka, T., Beniston, M., Zimmermann, N. E., Guisan, G. 2009. Predicting future distributions of mountain plants under climate change: does dispersal capacity matter? *Ecography*, 32: 34-45.
- FAO. 2013. Report of the fourth FAO Expert Advisory Panel for the Assessment of Proposals to Amend Appendices I and II of CITES Concerning Commercially-exploited Aquatic Species, Rome, 3–8 December 2012. FAO Fisheries and Aquaculture Report No. R1032. Rome 2013. 161 pp. Recuperado julio de 2018 de: <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-capture-production/en>
- FAO. 2018. Fisheries and Aquaculture Department. Global Capture Production 1950-2016. Consultado el 7 de julio del 2018, de: <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-capture-production/query/en>
- Ferretti, F., Worm, B., Britten, G. L., Heithaus, M. R., Lotze, H. K. 2010. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecology Letters*, 13:1055–1071. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01489.x.
- Ferrier, S., Watson, G. 1997. An evaluation of the effectiveness of environmental surrogates and modelling techniques in predicting the distribution of biological diversity. *Environment Australia*.
- Fielding, A. H., Bell, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental conservation*, 24(1), 38-49.
- Fortin, M. J., Dale, M. R. T. 2004. *Spatial Analysis: A Guide for Ecologists*, 1er edici3n. Cambridge University Press. 365 pp.
- Francis, M. P. 2016. Distribution, habitat and movement of juvenile smooth hammerhead sharks (*Sphyrna zygaena*) in northern New Zealand, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 50:4, 506-525, DOI: 10.1080/00288330.2016.1171244

- Froeschke, J., Stunz G. W., Wildhaber M. L. 2010. Environmental influences on the occurrence of coastal sharks in estuarine waters. *Marine Ecology Progress Series*, 407, 279–292.
- García Mateo, R., Felicísimo, Á. M., Muñoz, J. 2011. Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 217-240
- Gillis, D. M., Peterman, R., M. 1998. Implications of interference among fishing vessels and the ideal free distribution to the interpretation of CPUE. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(1), 37-46.
- Giraldo-Henao, R. 2003. Introducción a la Geoestadística. Teoría y aplicación. Bogotá, Facultad de Ciencias, Departamento de Estadística, Universidad Nacional de Colombia.
- Grace, M., Henwood, T. 1997. Assessment of the distribution and abundance of coastal sharks in the US Gulf of Mexico and eastern seaboard, 1995 and 1996. *Marine Fisheries Review*, 59(4), 23-32.
- Graham, F., Rynne, P., Estevanez, M., Luo, J., Ault, J. S., Hammerschlag, N. 2016. Use of marine protected areas and exclusive economic zones in the subtropical western North Atlantic Ocean by large highly mobile sharks. *Diversity and Distributions*, 22(5), 534-546.
- Grinnell, J. 1917. The niche-relationships of the California Thrasher. *Auk*, 34: 427-433.
- Guisan, A. Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147-186.
- Guttridge, T. L., Van Zinnicq Bergmann, M. P., Bolte, C., Howey, L. A., Finger, J. S., Kessel, S. T., Cashman, R. C. 2017. Philopatry and regional connectivity of the great hammerhead shark, *Sphyrna mokarran* in the US and Bahamas. *Frontiers in Marine Science*, 4, 3.
- Hammerschlag, N., Gallagher, A. J., Lazarre, D. M., Slonim, C. 2011. Range extension of the Endangered great hammerhead shark *Sphyrna mokarran* in the Northwest Atlantic: preliminary data and significance for conservation. *Endangered Species Research*, 13(2), 111-116.
- Hayes, C. G., Jiao, Y. Cortés, E. 2009. Stock assessment of scalloped hammerheads in the western North Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. *N. Am. J. Fish. Manag.* 29, 1406–1417, doi: 10.1577/M08-026.1.
- Hearn A, Ketchum JT, Klimley AP, Espinoza E, Peñaherrera C. 2010 Hotspots within hotspots? Hammerhead shark movements around Wolf Island, Galapagos Marine Reserve. *Mar Biol* 157:1899–1915.
- Heithaus M. R., Wirsing A. J., Burkholder D., Thomson J., Dill L. M. 2009. Towards a predictive framework for predator risk effects: the interaction of landscape features and prey escape tactics. *J Anim Ecol* 78:556–562.
- Heithaus, M. R., Burkholder D., Hueter, R. E., Heithaus, L. I., Pratt, H. L., Carrier, Jr. J. C. 2007. Spatial and temporal variation in shark communities of the lower Florida Keys and evidence for historical population declines. *Can. J. Fisheries and Aquatic Sci.* 64: 1302 – 1313.
- Heithaus, M. R., Wirsing, A. J., Dill, L. M. 2012. The ecological importance of intact top-predator populations: a synthesis of 15 years of research in a seagrass ecosystem. *Marine and Freshwater Research*, 63:1039–1050. doi: 10.1071/MF12024.

- Hendon, J.M., E.R. Hoffmayer, and G.R. Parsons. 2013. Tag and recapture data for Atlantic sharpnose, *Rhizoprionodon terraenovae*, and bonnethead, *Sphyrna tiburo*, sharks caught in the northern Gulf of Mexico from 1998-2011. SEDAR34-WP-33. SEDAR, North Charleston, SC. 6 pp.
- Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L., y Albert, D. L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(5), 773-785.
- Hernández-Flores, A.D., A. Condal, A. Poot-Salazar J.C. Espinoza-Méndez. 2015. Geostatistical analysis and spatial modeling of population density for the sea cucumbers *Isostichopus badionotus* and *Holothuria floridana* on the Yucatan Peninsula, Mexico. *Fish. Res.*, 172: 114-124
- Heupel, M. R., Simpfendorfer, C. A., Collins, A. B., Tyminski, J. P. 2006. Residency and movement patterns of bonnethead sharks, *Sphyrna tiburo*, in a large Florida estuary. *Environmental Biology of Fishes*, 76(1), 47-67.
- Hoffmayer, E. R., Franks, J. S., Driggers, W. B., & Howey, P. W. 2013. Diel vertical movements of a scalloped hammerhead, *Sphyrna lewini*, in the northern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 89(2), 551-557.
- Hopkins, T. E., Cech J. J. J. 2003. The influence of environmental variables on the distribution and abundance of three elasmobranchs in Tomales Bay, California. *Environ Biol Fishes* 66:279–291.
- Hueter, R. E. 2003. Life history, essential habitat and stock assessment of highly migratory sharks in US and Mexican waters: Fisheries research by The Center for Shark Research, 2001-2002. Final report. Mote Marine Laboratory, Sarasota, FL.
- Hutchinson, G. E. 1978. *An Introduction to Population Ecology*. Yale University Press, New Haven, CT.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol.*, 22, 415–427.
- Ibarra-Montoya, J. L., Rangel-Peraza, G., González-Farias, F. A., De Anda, J., Martínez-Meyer, E., Macías-Cuellar, H. 2012. Uso del modelado de nicho ecológico como una herramienta para predecir la distribución potencial de *Microcystis* sp (cianobacteria) en la Presa Hidroeléctrica de Aguamilpa, Nayarit, México. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 7(1), 218-234.
- Jaynes, E.T. 1957. Information theory and statistical mechanics. *The Physical Review*, 108(4), 620-630.
- Jenks, G. 1967. The data model concept in statistical mapping. *Int. Yearb. Cartogr.*, 7, pp. 168-190.
- Jennings S., Kaiser M. J. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology* 34, 203–352.
- Jiao, Y., Cortés, E., Andrews, K., Guo, F. 2011. Poor-data and data-poor species stock assessment using a Bayesian hierarchical approach. *Ecological Applications*, 21: 2691–2708.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M., Hortal, J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 14: 885-890.
- Johnsen, P. B., Teeter, J. H. 1985. Behavioral responses of bonnethead sharks (*Sphyrna tiburo*) to controlled olfactory stimulation. *Mar Behav Physiol* 11:283–291.

- Jorgensen, S. J., Klimley, A. P., and Muhlia-Melo, A. F. 2009. Scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini*, utilizes deep-water, hypoxic zone in the Gulf of California. *J. Fish Biol.* 74, 1682–1687. doi: 10.1111/j.1095-8649.2009.02230.x
- Kadmon, R., Farber, O., Danin, A. 2004. Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. *Ecological Applications*, 14(2), 401-413.
- Kajiura SM, Forni JB, Summers AP. 2003. Maneuvering in juvenile carcharhinid and sphyrnid sharks: The role of the hammerhead shark cephalofoil. *Zoology* 106:19–28.
- Kajiura SM, Forni JB, Summers AP. 2005. Olfactory morphology of carcharhinid and sphyrnid sharks: Does the cephalofoil confer a sensory advantage? *J Morphol* 264:253–263.
- Kearney, M. R., B. A. Wintle, W. P. Porter. 2010. Correlative and mechanistic models of species distribution provide congruent forecasts under climate change. *Conservation Letters* 3: 203–213.
- Kearney, M., Porter, W. 2009. Mechanistic niche modelling: Combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters*, 12, 334-350.
- Ketchum, J. T., Hearn, A., Klimley, A. P., Espinoza, E., Peñaherrera, C., Largier, J. L. 2014. Seasonal changes in movements and habitat preferences of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) while refuging near an oceanic island. *Marine biology*, 161(4), 755-767.
- Ketchum, J. T., Hearn, A., Klimley, A. P., Peñaherrera, C., Espinoza, E., Bessudo, S., Arauz, R. 2014b. Inter-island movements of scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) and seasonal connectivity in a marine protected area of the eastern tropical Pacific. *Marine Biology*, 161(4), 939-951.
- Kitanidis, P. K. 1997. Introduction to geostatistics: applications in hydrogeology. Cambridge University Press.
- Klimley, A. P., Nelson, D. R. 1984. Diel movement patterns of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) in relation to El Bajo Espiritu Santo: a refuging central-position social system. *Behav Ecol Sociobiol* 15:45–54
- Kohler, N. E., Casey, J. G., Turner, P. A. 1998. NMFS cooperative shark tagging program, 1962-93: an atlas of shark tag and recapture data. *Marine Fisheries Review*, 60(2), 1-1.
- Lessa, R. P., Silva, T. C. 1992. Fecundity and reproductive cycle of the bonnethead shark *Sphyrna tiburo* (Linnaeus, 1758) from northern Brazil. *Rev. Brasil. Biol*, 52(4), 533-545.
- Li, J., Heap, A. D. 2014. Spatial interpolation methods applied in the environmental sciences: A review. *Environmental Modelling & Software*, 53, 173-189.
- Linch, S. A., 1954. Geology of the Gulf of México, p. 67-86. En: P.S. Galsoft (Ed.) Gulf of Mexico: Its origin, waters and marine life. Fishery bulletin of the fish and wildlife service. Vol. 53. United States Government printing office. Washington. D.C. 577 p.
- Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P., y Pearson, R. G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28(3), 385-393.
- Liu, C., White, M., Newell, G. 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of biogeography*, 40(4), 778-789.

- Lugo, H. J. 1985. Morfoestructuras del fondo oceánico mexicano. Boletín Instituto de Geografía Universidad Nacional Autónoma de México.
- Lyons, K., Jarvis, E. T., Jorgensen, S. J., Weng, K., O'Sullivan, J., Winkler, C., Lowe, C. G. 2013. The degree and result of gillnet fishery interactions with juvenile white sharks in southern California assessed by fishery-independent and-dependent methods. *Fisheries Research*, 147, 370-380.
- Mader, A., Sander, M., Casa Jr, G. E., Altenhofen, R. J., Dos Anjos, C. S. 2007. Evidências de sobrepesca do tubarão martelo (*Sphyrna* spp.) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, 5(2).
- Magaña, V.; Tejeda, A.; Romero, E.; Morales, R.; Tereshchenko, I. 2001. El niño y el clima. En: Los Impactos del Niño en México. (5 ed.). Magaña eds. SEP-CONACyT, 23:68.
- Manel, s.; Williams, H. C. Ormerod, S. J. 2001. Evaluating presence- absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied. Ecology*, vol. 38, p. 921-931.
- Martínez-Méndez, N., Aguirre-Planter, E., Eguiarte, L. E., Jaramillo-Correa, J. P. 2016. Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (Pinaceae) en México: Algunas implicaciones taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences*, 94(1), 5-24.
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., y Muñoz, J. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista chilena de historia natural*, 84(2), 217-240.
- Maunder, M. N., Sibert, J. R., Fonteneau, A., Hampton, J., Kleiber, P., Harley, S. J. 2006. Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities. *Ices Journal of marine science*, 63(8), 1373-1385.
- Mazzoleni, R. C., Schwingel, P. R. 1999. Elasmobranch species landed in Itajaí harbor, Southern Brazil. *Notas Téc. FACIMAR*, 3, 111-118.
- McCallister, M., Ford, R., Gelsleichter, J. 2013. Abundance and distribution of sharks in northeast Florida waters and identification of potential nursery habitat. *Marine and Coastal Fisheries*, 5(1), 200-210.
- McClanahan, T. R., Muthiga, N. A. 1988. Changes in Kenyan coral reef community structure and function due to exploitation. *Hydrobiologia* 166:269–276.
- McClellan, C. M., Brereton, T., Dell'Amico, F., Johns, D. G., Cucknell, A. C. 2014. Understanding the Distribution of Marine Megafauna in the English Channel Region: Identifying Key Habitats for Conservation within the Busiest Seaway on Earth. *PLoS ONE* 9(2): e89720. doi:10.1371/journal.pone.0089720.
- McCluskey, S. M., Lewison, R. L. 2008. Quantifying fishing effort: a synthesis of current methods and their applications. *Fish and Fisheries* 9:188–200.
- Méndez-Venegas, J., Díaz-Viera, M. A. 2013. Geostatistical modeling of clay spatial distribution in siliciclastic rock samples using the plurigaussian simulation method. *Geofísica internacional*, 52(3), 229-247.
- Merow, C., Smith, M. J., Silander, J. A. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058–1069. doi: 10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x

- Meyers E. K. M., Tuya F., Barker J. 2017. Population structure, distribution and habitat use of the Critically Endangered Angelshark, *Squatina squatina*, in the Canary Islands. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 27:1133–1144. <https://doi.org/10.1002/aqc.2769>
- Miller, M.H., Carlson, J., Cooper, P., Kobayashi, D., Nammack, M., and J. Wilson. 2013. Status review report: scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*). Report to National Marine
- Miller, M.H., Carlson, J., J., Hongan, L., Kobayashi, D. 2014. Status review report: great hammerhead shark (*Sphyrna mokarran*). Final Report to National Marine
- Miranda-Salas, M., Condal, A. R. 2003. Importancia del análisis estadístico exploratorio en el proceso de interpolación espacial: caso de estudio Reserva Forestal Valdivia. *Bosque (Valdivia)*, 24(2), 29-42.
- Monreal-Gómez, M. A., Salas-de-León, D. A., y Velasco-Mendoza, H. 2004. La hidrodinámica del Golfo de México. En: Diagnóstico ambiental del Golfo de México. (pp. 47-68). México, D.F., Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Instituto de Ecología, A.C., Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies.
- Monreal-Gomez, M.A., Salas de León, D.A., Velasco-Mendoza, H. 2005. En: Caso, M., Pisanty, L. y Ezcurra, E. (Eds.). Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (pp. 47-68).
- Morales, N. S., Fernández, I. C., Baca-González, V. 2017. MaxEnt's parameter configuration and small samples: are we paying attention to recommendations? *PeerJ*, 5, e3093.
- Morin, X., Lechowicz, M. J. 2008. Contemporary perspectives on the niche that can improve models of species range shifts under climate change. *Biology Letters*, 4: 573-576.
- Mourier, J., Planes, S., Buray, N. 2013. Trophic interactions at the top of the coral reef food chain. *Coral Reefs* 32, 285. doi:10.1007/s00338-012-0976-y
- Müller-Karger, F. E., Walsh, J. J., Evans, R. H., Meyers, M. B. 1991. On the seasonal phytoplankton concentration and sea surface temperature cycles of the Gulf of Mexico as determined by satellites. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 96(C7), 12645-12665.
- Musick, J. A., Harbin, M. M., Berkeley, S. A., Burgess, G. H., Eklund, A. M., Findley, L., Gilmore, R. G., Golden, J. T., Ha, D. S., Huntsman, G. R., McGovern, J. C., Parker, S. J., Poss, S. G., Sala, E., Schmidt, T. W., Sedberry, G. R., Weeks, H., Wright, S. G. 2000. Marine, estuarine, and diadromous fish stocks at risk of extinction in North America (exclusive of Pacific salmonids). *Fisheries* 25:6–30.
- Nowlin, W. D., McLellan, H. J. 1967. A characterization of the Gulf of Mexico water in winter. *Journal of Marine Research*. 25:29-59. George Veronis. Kline Geology Laboratory Yala University.
- Osorio-Olvera, L. A., Falconi, M., Soberón, J. 2016. Sobre la relación entre idoneidad del hábitat y la abundancia poblacional bajo diferentes escenarios de dispersión. *Revista mexicana de biodiversidad*, 87(3), 1080-1088.
- Parnell, P. E., Dayton, P. K., Fisher, R. A., Loarie, C. C., Darrow, R. D. 2010. Spatial patterns of fishing effort off San Diego: implications for zonal management and ecosystem function. *Ecological Applications*, 20(8), 2203-2222.

- Parsons, G. R. 1993. Geographic variation in reproduction between two populations of the bonnethead shark, *Sphyrna tiburo*. In *The reproduction and development of sharks, skates, rays and ratfishes* (pp. 25-35). Springer, Dordrecht.
- Passamani, M., Mendes, S. L. 2007. Espécies da fauna ameaçada de extinção do Espírito Santo. Vitória: Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica. 93-96.
- Pearson, R. G. 2007. Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. American Museum of Natural History. Recuperado el 27 de julio de 2013 de: <http://ncep.amnh.org>
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., Townsend Peterson, A. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of biogeography*, 34(1), 102-117.
- Pearson, R.G. Dawson, T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361-371.
- Pérez-Jiménez, J. C. 2014. Historical records reveal potential extirpation of four hammerhead sharks (*Sphyrna* spp.) in Mexican Pacific waters. *Reviews in fish biology and fisheries*, 24(2), 671-683.
- Pérez-Jiménez, J. C., Méndez-Loeza I. 2015. The small-scale shark fisheries in the southern Gulf of Mexico: Understanding their heterogeneity to improve their management. *Fisheries Research*. 172: 96–104.
- Pérez-Jiménez, J. C., Méndez-Loeza, I., Mendoza-Carranza, M., Cuevas-Zimbron E. 2012. Análisis histórico de las pesquerías de elasmobranchios del sureste del Golfo de México. En: Sánchez AJ, Chiappa-Carrara X, Brito-Pérez R (eds.), *Recursos acuáticos costeros del sureste RECORECOS*. Mexico, pp. 463-481.
- Peterson, A. T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics*, 3: 59-72.
- Peterson, A. T., Papeş, M., Soberón, J. 2008. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological modelling*, 213(1), 63-72.
- Peterson, A. T., Papeş, M., Soberón, J. 2015. Mechanistic and correlative models of ecological niches. *European Journal of Ecology*, 1(2), 28–38. doi: 10.1515/eje-2015-0014
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martinez-Meyer, E., Nakamura, M., Araujo, M. B. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions* (Vol. 13). Princeton University Press.
- Peterson, A.T., Soberón, J. 2012. Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the concepts right. *Natureza e Conservação*, 10, 1-6.
- Pet-Soede, C., Van Densen, W. L. T., Hiddink, J. G., Kuyl, S., & Machiels, M. A. M. 2001. Can fishermen allocate their fishing effort in space and time on the basis of their catch rates? An example from Spermonde Archipelago, SW Sulawesi, Indonesia. *Fisheries Management and Ecology*, 8(1), 15-36.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3-4), 231-259.

- Phillips, S. J., Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.
- Plumlee, J. D., Dance, K. M., Matich, P., Mohan, J. A., Richards, T. M., TinHan, T. C., Wells, R. D. 2018. Community structure of elasmobranchs in estuaries along the northwest Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 204, 103-113.
- Plumlee, J.D., Wells, R.J.D., 2016. Feeding ecology of three coastal shark species in the northwest Gulf of Mexico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 550, 163e174.
- Queiroz, N., Humphries, N. E., Mucientes, G., Hammerschlag, N., Lima, F. P., Scales, K. L., Sims, D. W. 2016. Ocean-wide tracking of pelagic sharks reveals extent of overlap with longline fishing hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(6), 1582-1587.
- Ramírez-Mendoza Z. 2017. Efectos del cambio climático en la distribución potencial de batoideos en el Golfo de California (2020-2050). Tesis. Centro de Investigación Científica y de Estudios de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.
- Raxworthy, C. J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R. A., Schneider, G. E., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature*, 426(6968), 837.
- Real, R., Barbosa, A. M., Rodríguez, A., García, F. J., Vargas, J. M., Palomo, L. J. Delibes, M. 2009. Conservation biogeography of ecologically interacting species: the case of the Iberian lynx and the European rabbit. *Diversity and Distributions*, 15: 390-400.
- Rivoirard, J., Simmonds, J., Foote, K. G., Fernandes, P., Bez, N. 2008. *Geostatistics for estimating fish abundance*. John Wiley & Sons.
- Roemer, R. P., Gallagher, A. J., Hammerschlag, N. 2016. Shallow water tidal flat use and associated specialized foraging behavior of the great hammerhead shark (*Sphyrna mokarran*). *Marine and freshwater behaviour and physiology*, 49(4), 235-249.
- Roura-Pascual, N., Suarez, A., Gómez, C., Pons, P., Touyama, Y., Wild, A. L., Peterson, A. T. 2005. Geographic potential of Argentine ants (*Linepithema humile* Mayr) in the face of global climate change. *Proceedings of the Royal Society of London B* 271:2527-2535.
- Ruppert, J.L., Fortin, M.J., Rose, G.A., Devillers, R., 2009. Atlantic cod (*Gadus morhua*) distribution response to environmental variability in the northern Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66, 909–918.
- Saldaña-Ruiz, L. E., Sosa-Nishizaki, O., Cartamil, D. 2017. Historical reconstruction of Gulf of California shark fishery landings and species composition, 1939–2014, in a data-poor fishery context. *Fisheries Research*, 195, 116-129.
- Sánchez-Cordero, V., Sánchez-Cordero, P., Illoldi-Rangel, M., Linaje, S., Sahotra, A.T. 2005. Deforestation and extant distributions of mexican endemic mammals *Biological Conservation*, 126 (2005), pp. 465-473. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente. 437, 532.



- Schlaff, A. M., Heupel, M. R., Simpfendorfer, C. A. 2014. Influence of environmental factors on shark and ray movement, behaviour and habitat use: a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(4), 1089-1103.
- Schloeder, C. A., Zimmerman, N. E., Jacobs, M. J. 2001. Comparison of methods for interpolating soil properties using limited data. *Soil Science Society of America Journal*, 65(2), 470-479.
- Shannon, C. E. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27(July 1928), 379–423. <http://dx.doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Shcheglovitova, M., y Anderson, R. P. 2013. Estimating optimal complexity for ecological niche models: a jackknife approach for species with small sample sizes. *Ecological Modelling*, 269, 9-17.
- Sillero, N., Barbosa, A. M., Martínez-Freiría, F., Real, R. 2010. Los modelos de nicho ecológico en la herpetología ibérica: pasado, presente y futuro. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21, 2-24.
- Simpfendorfer, C. A., Freitas, G. G., Wiley, T. R., Heupel, M. R. 2005. Distribution and habitat partitioning of immature bull sharks (*Carcharhinus leucas*) in a southwest Florida estuary. *Estuaries* 28:78–85.
- Smith, S. E., Au, D. W., Show, C. 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research* (7): 663–678.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10(12), 1115–1123. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x
- Soberón, J. 2010. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. *Ecography*, 33: 159-167.
- Soberón, J. 2012. Nichos y áreas de distribución: las probabilidades de Maxent (en línea). México, DF. Consultado 08 mayo del 2018.
- Soberón, J., Osorio-Olvera, L., Peterson, T. 2017. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Volume 88, Issue 2, Pages 437-441, <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.011>.
- Soberón, J., Peterson, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2.
- Soberón, J., Peterson, T. 2004. Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 359(1444), 689-698.
- Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., Finlayson, M. A. X., Martin, K. D. 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *AIBS Bulletin*, 57(7), 573-583.
- Speed, C. W., Field, I. C., Meekan, M. G., Bradshaw, C. J. 2010. Complexities of coastal shark movements and their implications for management. *Marine Ecology Progress Series*, 408, 275-293.

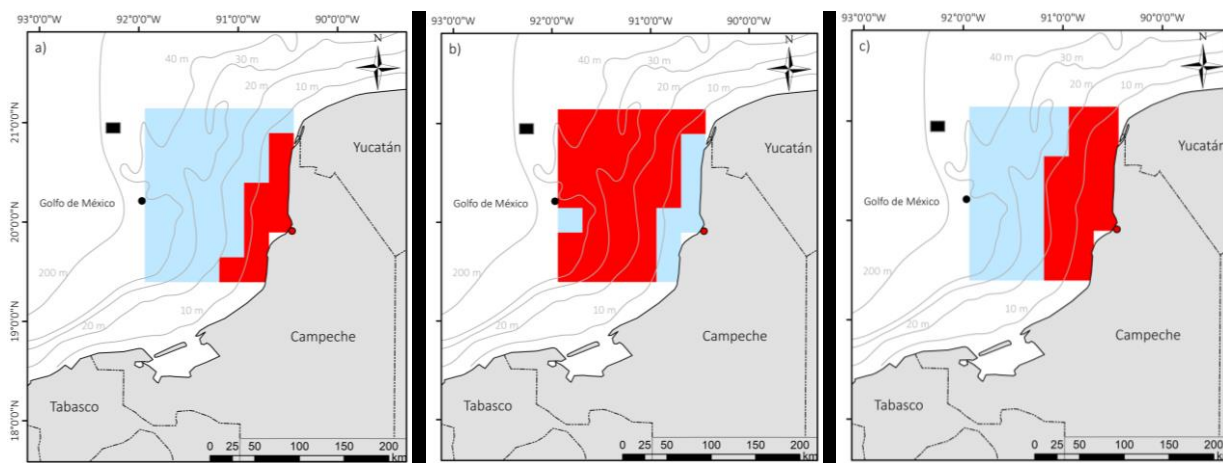
- Stevens, J. D., Bonfil, R., Dulvy, N. K., Walker, P. 2000. The effects of fishing on sharks, rays and chimaeras (Chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57:476–494. doi: 10.1006/jmsc.2000.0724.
- Stevens, J. D., Lyle, J. M. 1989. Biology of three hammerhead sharks (*Eusphyra blochii*, *Sphyrna mokarran* and *S. lewini*) from northern Australia. *Marine and Freshwater Research*, 40(2), 129-146.
- Strong, W. R., Snelson, F. F., Gruber, S. H. 1990. Hammerhead shark predation on stingrays: an observation of prey handling by *Sphyrna mokarran*. *Copeia*, 1990(3), 836-840.
- Swets, J. A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240(4857), 1285-1293.
- Syfert, M. M., Smith, M. J., Coomes, D. A. 2013. The effects of sampling bias and model complexity on the predictive performance of MaxEnt species distribution models. *PLoS one*, 8(2), e55158.
- Tabachnick, B. G., Fidell, L. S. 2007. Using multivariate statistics. Allyn & Bacon/Pearson Education.
- Tavares, R., Ortiz, M., Arocha, F. 2012. Population structure, distribution and relative abundance of the blue shark (*Prionace glauca*) in the Caribbean Sea and adjacent waters of the North Atlantic, *Fisheries Research*, Volumes 129–130, Pages 137-152, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.06.018>.
- Thangarajan, M. (Ed.). (2007). *Groundwater: Resource evaluation, augmentation, contamination, restoration, modeling and management*. Springer Science & Business Media.
- Ubeda, A. J., Simpfendorfer, C. A., Heupel, M. R. 2009. Movements of bonnetheads, *Sphyrna tiburo*, as a response to salinity change in a Florida estuary. *Environmental Biology of Fishes*, 84(3), 293-303.
- Varouchakis, E. A., & Hristopulos, D. T. 2013. Comparison of stochastic and deterministic methods for mapping groundwater level spatial variability in sparsely monitored basins. *Environmental monitoring and assessment*, 185(1), 1-19.
- Vidal, V. M. V., Vidal, F. V. Hernandez, O. A. F. 1990. Atlas oceanográfico del Golfo de México, Volumen II. Instituto de Investigaciones Eléctricas. Grupo de estudios oceanográficos, Cuernavaca, Morelos.
- Vooren, C. M., Klippel, S., Galina, A. B. 2005. Biología e status de conservação dos tubarões-martelo *Sphyrna lewini* e *S. zygaena*. En: Vooren, C. M. y Klippel, S. (Eds.), *Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*. (pp. 97-112).
- Walsh, J. J., Dieterle, D. A., Meyers, M. B., & Müller-Karger, F. E. 1989. Nitrogen exchange at the continental margin: A numerical study of the Gulf of Mexico. *Progress in Oceanography*, 23(4), 245-301.
- Ward-Paige, C. A., Britten, G. L., Bethea, D. M., Carlson, J. K. 2015. Characterizing and predicting essential habitat features for juvenile coastal sharks. *Marine Ecology*, 36(3), 419-431.
- Warrick, A. W., Myers, D. E., Nielsen, D. R. 1986. Geostatistical methods applied to soil science. En: *Methods of Soil Analysis: Part 1—Physical and Mineralogical Methods*, 53-82.
- Webster, R., Oliver, M. A. 2007. *Geostatistics for environmental scientists*. John Wiley & Sons.

- Wells, R. J., TinHan, T. C., Dance, M. A., Drymon, J. M., Falterman, B., Ajemian, M. J., McKinney, J. A. 2018. Movement, Behavior and Habitat Use of a Marine Apex Predator, the Scalloped Hammerhead. *Frontiers in Marine Science*, 5, 321.
- Yackulic, C. B., Chandler, R., Zipkin, E. F., Royle, J. A., Nichols, J. D., Campbell Grant, E. H., y Veran, S. 2013. Presence-only modelling using MAXENT: when can we trust the inferences? *Methods in Ecology and Evolution*, 4(3), 236-243.
- Yates, P. M., Heupel, M. R., Tobin, A. J., Simpfendorfer, C. A. 2015. Ecological Drivers of Shark Distributions along a Tropical Coastline. *PLoS ONE* 10(4): e0121346. doi:10.1371/journal.pone.0121346.
- Zaniewski, A. E., Lehmann, A., y Overton, J. M. 2002. Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological modelling*, 157(2-3), 261-280.
- Zeeberg, J., Corten, A., Graaf, E. D. 2006. Bycatch and release of pelagic megafauna in industrial trawler fisheries off Northwest Africa. *Fisheries Research*. 78, 186–195. doi: 10.1016/j.fishres.2006.01.012.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Smith, G. M., 2007. *Analysing Ecological Data*. Springer-Verlang, New York.

## Anexos

### Anexo A

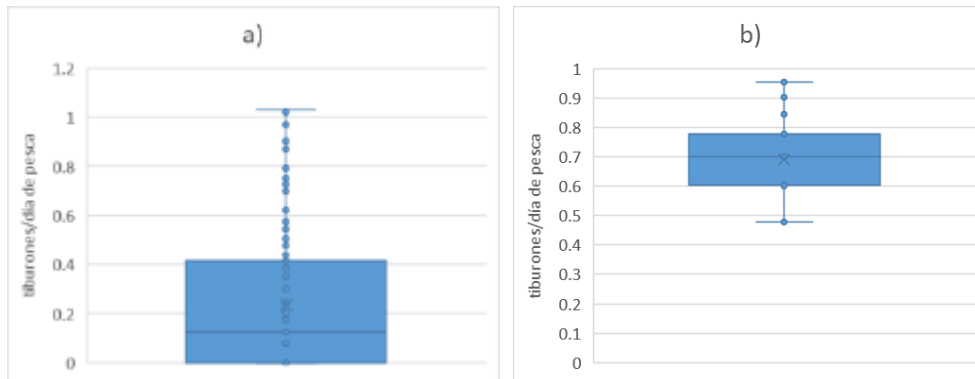
Mapa binario de idoneidad ambiental de a) *Sphyrna tiburo*, b) *S. lewini* y c) *S. mokarran* dentro de la ZPP. El color azul representa las zonas de idoneidad ambiental baja y el color rojo las zonas de idoneidad ambiental alta. El punto rojo indica la ubicación del puerto de San Román, el círculo y cuadro negro, representan la Isla Cayo Arcas e Isla Triángulos, respectivamente.



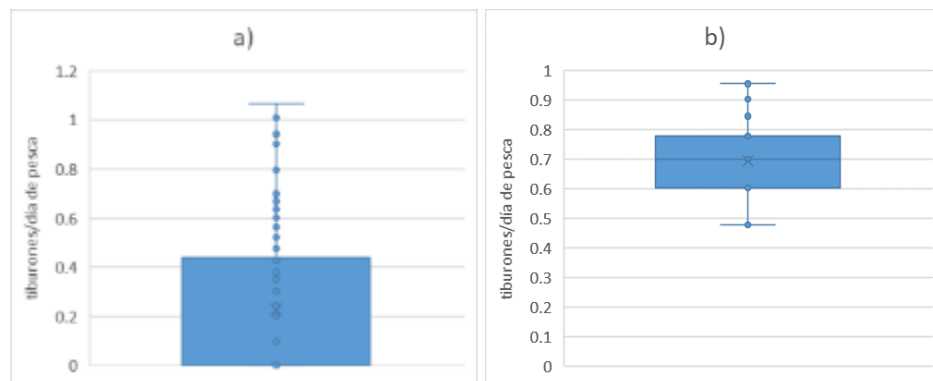
## Anexo B

Diagrama de cajas de las variables a) CPUE y b) Esfuerzo por especie. Los puntos fuera del rango representarían valores atípicos, la marca "x" la media, de arriba hacia abajo, la primera caja es el primer y tercer cuartil, respectivamente, y la línea que los divide es la mediana de los datos.

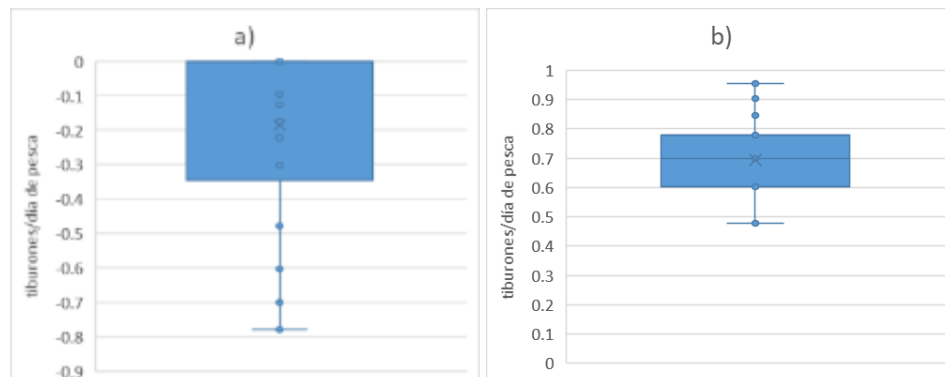
### *Sphyrna tiburo*



### *Sphyrna lewini*



### *Sphyrna mokarran*



## Anexo C

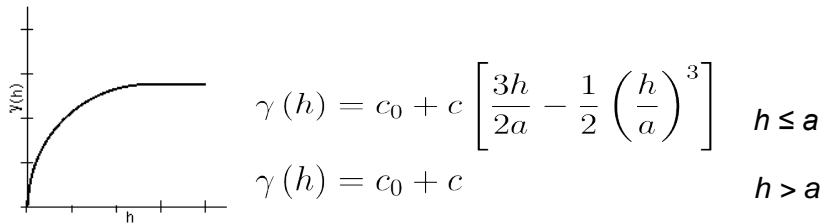
Errores de salida por modelo teórico para la variable CPUE: Raíz Cuadrada del Error medio (RCE), Error Estándar promedio (EE) y Raíz Cuadrada del Error medio Estándar (RCEE), valor máximo del Sill del variograma teórico y porcentaje de confiabilidad del modelo.

CPUE	Parámetros	Modelos			
		Circular	Esférico	Exponencial	Gaussiano
<i>Sphyrna tiburo</i>	RCE	0.251	0.252	0.250	0.254
	EE	0.291	0.294	0.300	0.295
	RCEE	0.995	0.991	0.911	0.983
	Sill	0.090	0.093	0.089	0.092
	Confiabilidad %	99.621	99.616	99.613	99.639
<i>Sphyrna lewini</i>	RCE	0.309	0.308	0.307	0.307
	EE	0.339	0.332	0.318	0.339
	RCEE	0.930	0.944	0.963	0.925
	Sill	0.108	0.110	0.096	0.089
	Confiabilidad %	99.592	99.594	99.619	99.617
<i>Sphyrna mokarran</i>	RCE	0.245	0.244	0.247	0.246
	EE	0.238	0.234	0.238	0.242
	RCEE	1.027	1.055	1.028	1.002
	Sill	0.052	0.051	0.044	0.046
	Confiabilidad %	99.743	99.745	99.759	99.754

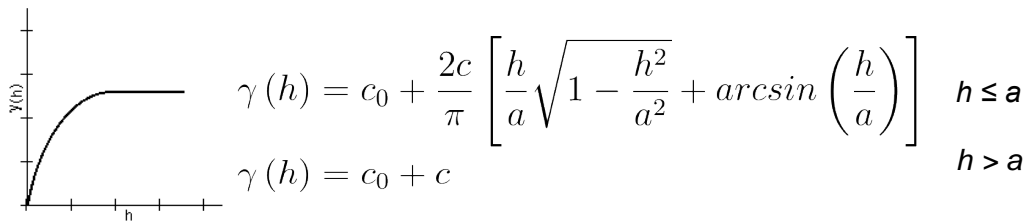
## Anexo D

Modelos del variograma teórico utilizados en este estudio.  $C_0 + C$  representa el *sill*,  $C_0$  el *nugget*,  $a$  el *range* y  $h$  la distancia.

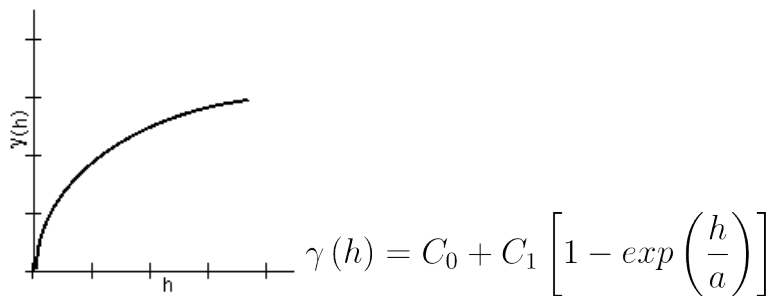
### a) Modelo esférico



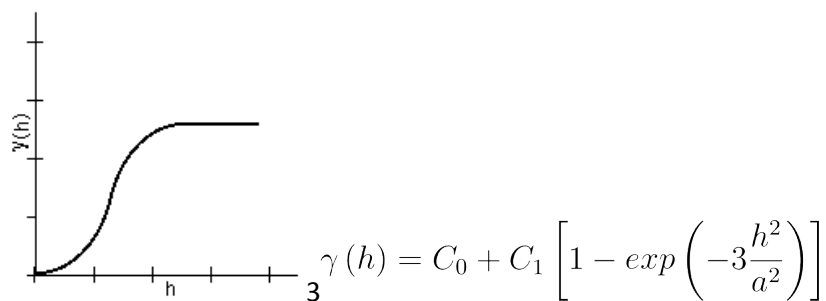
### b) Modelo circular



### c) Modelo exponencial

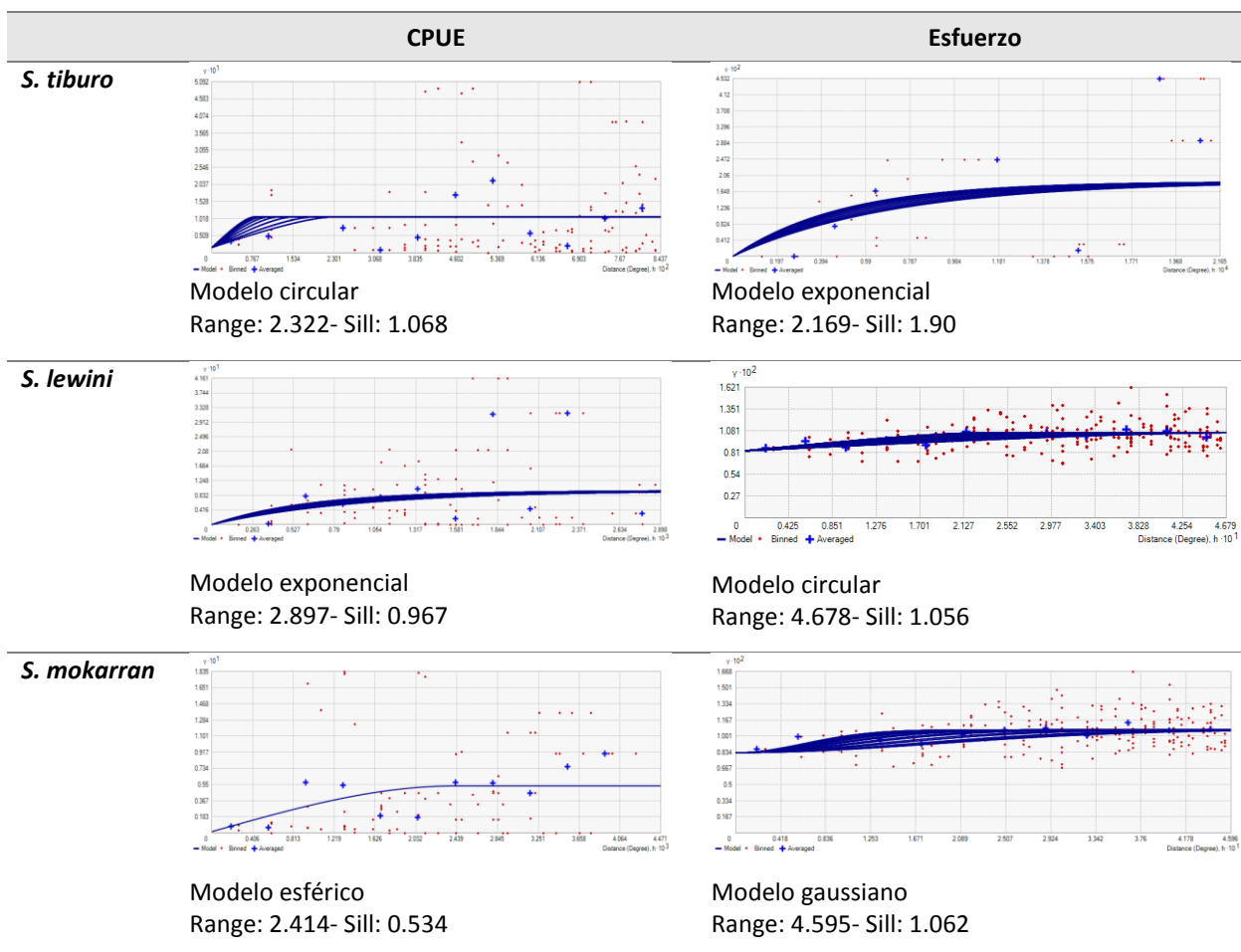


### d) Modelo gaussiano



## Anexo E

Modelos del variograma teórico elegido por variable pesquera.





## Anexo F

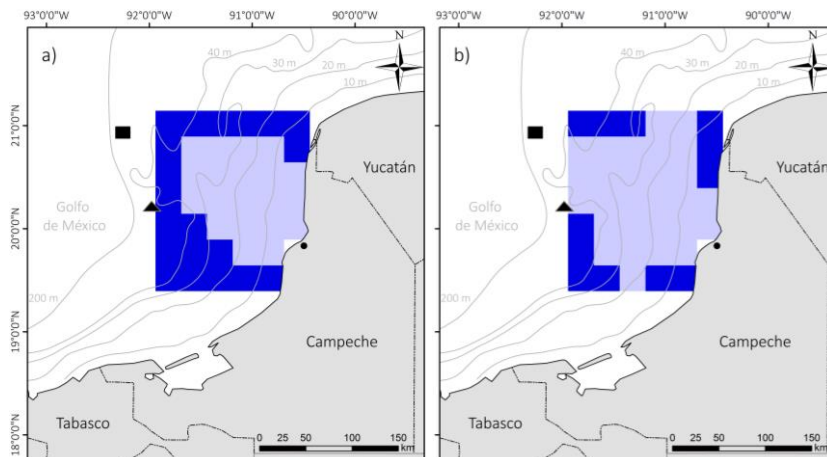
Errores de salida por modelo teórico para la variable Esfuerzo: Raíz Cuadrada del Error medio (RCE), Error Estándar promedio (EE) y Raíz Cuadrada del Error medio Estándar (RCEE), valor máximo del *Sill* del variograma teórico y porcentaje de confiabilidad del modelo.

ESFUERZO	Parámetros	Modelos			
		Circular	Esférico	Exponencial	Gaussiano
<i>Sphyrna tiburo</i>	RCE	0.103	0.103	0.103	0.104
	EE	0.161	0.154	0.145	0.168
	RCEE	0.645	0.669	0.711	0.625
	Sill	0.023	0.021	0.019	0.025
	Confiabilidad %	99.828	99.836	99.846	99.821
<i>Sphyrna lewini</i>	RCE	0.101	0.100	0.101	0.101
	EE	0.097	0.097	0.097	0.097
	RCEE	1.044	1.031	1.035	1.037
	Sill	0.002	0.002	0.002	0.002
	Confiabilidad %	99.959	99.907	99.922	99.908
<i>Sphyrna mokarran</i>	RCE	0.101	0.101	0.100	0.101
	EE	0.097	0.097	0.097	0.096
	RCEE	1.038	1.036	1.033	1.043
	Sill	0.002	0.002	0.002	0.002
	Confiabilidad %	99.907	99.919	99.906	99.91

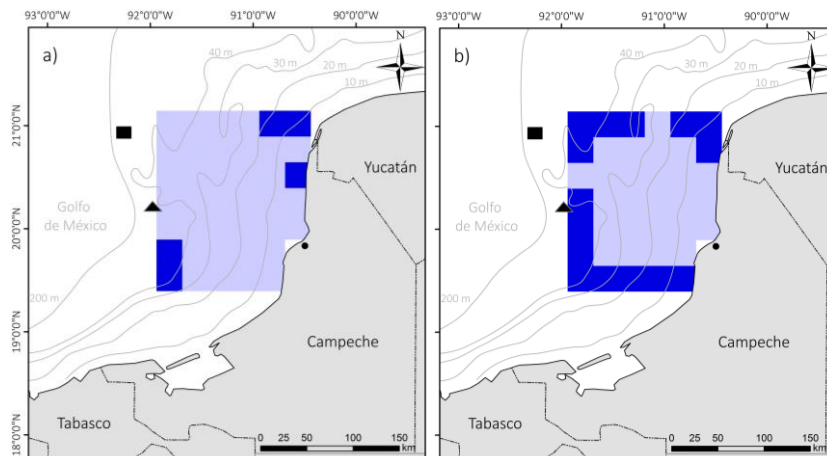
## Anexo G

Errores de predicción del kriging de la variable a) CPUE y b) Esfuerzo por especie. Los píxeles de color azul presentan zonas error alto y píxeles de color azul claro las zonas error bajo. El punto negro indica la ubicación del puerto de San Román, el rectángulo y triángulo negro, representan la Isla Cayo Arcas e Islas Triángulo, respectivamente.

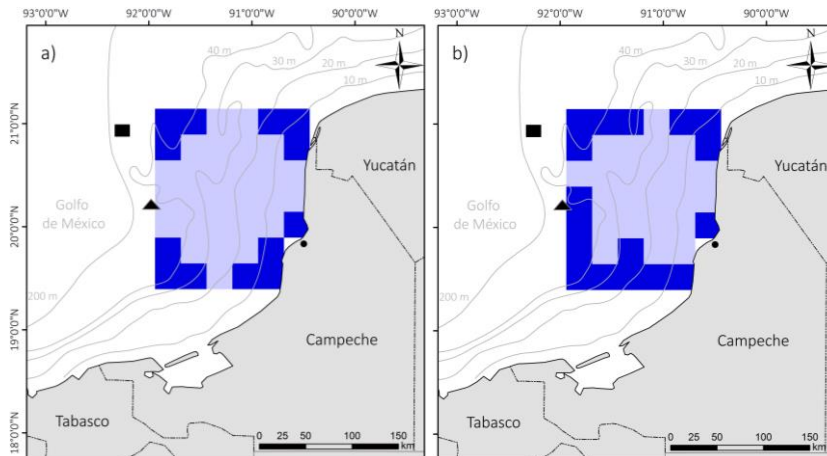
### *Sphyrna tiburo*



### *Sphyrna lewini*



### *Sphyrna mokarran*



## Anexo H

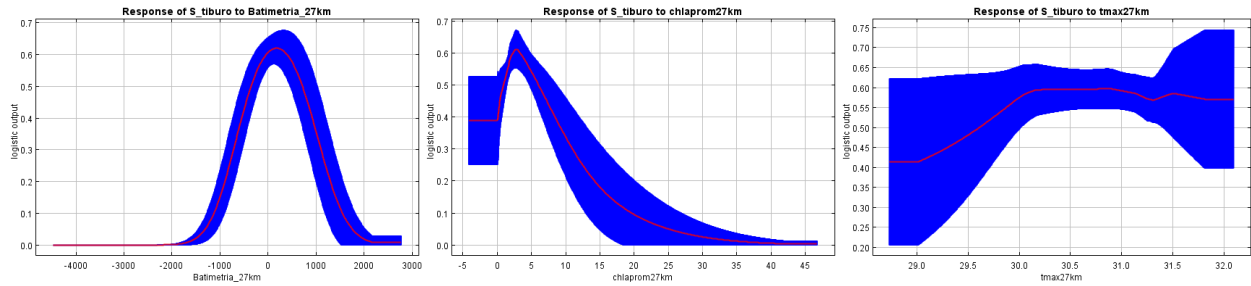
Porcentajes de traslapo de la distribución espacial de la CPUE y el Esfuerzo con la idoneidad ambiental de tiburones martillo en la ZPP. Idoneidad ambiental (IA).

	<b>CPUE bajo en alta IA</b>	<b>CPUE bajo en baja IA</b>	<b>CPUE alto en baja IA</b>	<b>CPUE alto en alta IA</b>	<b>Total (%)</b>
<i>S. tiburo</i>	50	2.5	27.5	20	100
<i>S. lewini</i>	17.5	52.5	2.5	27.5	100
<i>S. mokarran</i>	25	5	32.5	37.5	100
	<b>Esfuerzo bajo en alta IA</b>	<b>Esfuerzo bajo en baja IA</b>	<b>Esfuerzo alto en baja IA</b>	<b>Esfuerzo alto en alta IA</b>	
<i>S. tiburo</i>	22.5	10	55	12.5	100
<i>S. lewini</i>	7.5	32.5	12.5	47.5	100
<i>S. mokarran</i>	17.5	25	40	17.5	100

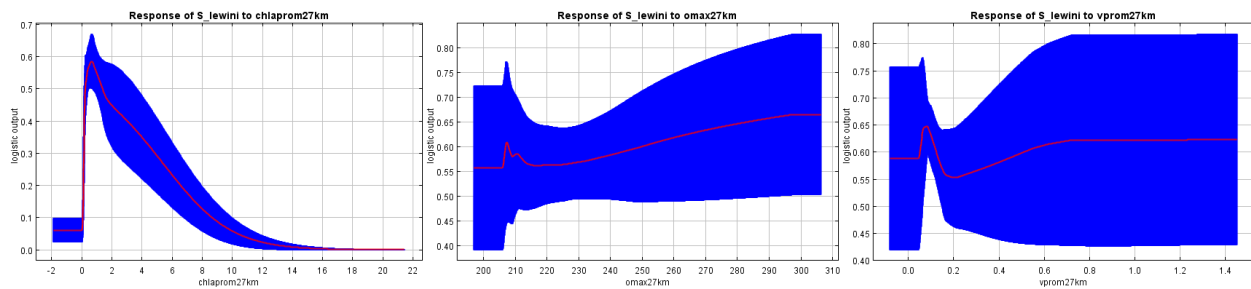
## Anexo I

Curvas de respuesta por especies obtenidas a partir del MNE de acuerdo con los registros de solo presencia. Los grafico muestra la estimación de probabilidad de encontrar a la especie (eje y) a diferentes rangos en las variables (eje X) utilizadas en el modelo final. Las curvas muestran la respuesta media de las réplicas (rojo) y +/- una desviación estándar (azul).

### a) *Sphyrna tiburo*



### b) *Sphyrna lewini*



### c) *Sphyrna mokarran*

