



Universidad Veracruzana

Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías

Región Veracruz

Doctorado en Ecología y Pesquerías

Elasmobranchios demersales incidentales en la pesca de
arrastre de camarón del golfo de México: elementos para la
conservación de especies vulnerables

Tesis para obtener el grado de Doctor en
Ecología y Pesquerías

Presenta:

Heber Zea de la Cruz

Director de Tesis:

Dr. César Gabriel Meiners Mandujano

Codirector de Tesis:

Dr. Javier Tovar Ávila

Junio de 2024

“Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz”



Universidad Veracruzana

Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías
Región Veracruz

Doctorado en Ecología y Pesquerías

*Elasmobranquios demersales incidentales en la pesca de arrastre
de camarón del golfo de México: elementos para la conservación
de especies vulnerables*

Tesis para obtener el grado de Doctor en
Ecología y Pesquerías

Presenta:
Heber Zea de la Cruz

Director de tesis:
Dr. Cesar Gabriel Meiners Mandujano

Codirector de tesis:
Dr. Javier Tovar Ávila

Asesora
Dra. Ma. de Lourdes Jiménez Badillo

**ELASMOBRANQUIOS DEMERSALES INCIDENTALS EN LA
PESCA DE ARRASTRE DE CAMARÓN DEL GOLFO DE
MÉXICO: ELEMENTOS PARA LA CONSERVACIÓN DE
ESPECIES VULNERABLES**

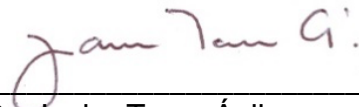
TESIS DEFENDIDA POR

HEBER ZEA DE LA CRUZ

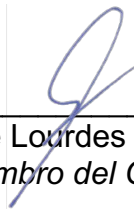
Y APROBADA POR EL SIGUIENTE COMITÉ



Dr. César Gabriel Meiners Mandujano
Director del comité



Dr. Javier Tovar Ávila
Codirector del comité



Dra. María de Lourdes Jiménez Badillo
Miembro del Comité

Agradecimientos

Al Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS) por permitirme realizar la Tesis Doctoral.

Al Programa de Posgrado del Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana por aceptarme para realizar mi investigación doctoral.

Al CONAHCYT por el otorgamiento de la beca de doctorado No. 376644, que cubrió parte del desarrollo de mi investigación.

Un sincero reconocimiento al Dr. Ramón Isaac Rojas González, Director de Investigación Pesquera en el Atlántico y a la M. C. Karina Ramírez López, Jefa de CRIAP-Veracruz, del IMIPAS, por la autorización del uso de la información y el valioso soporte brindado durante la realización del doctorado.

Expreso mi más sincera gratitud a los miembros del Comité Tutorial, César Gabriel Meiners Mandujano, Javier Tovar Ávila y Lourdes Jiménez Badillo por todo su conocimiento experto compartido, consejos y aportaciones que enriquecieron la calidad de mi investigación, pero, sobre todo, por su invaluable amistad. Trabajar con ustedes fue una experiencia de aprendizaje única y una fuente de inspiración.

Quiero reconocer un especial agradecimiento al Ing. Jorge Luis Oviedo Pérez por su valiosa amistad, paciencia, confianza e incondicional apoyo durante el transcurso de mi doctorado. Gracias por compartir su vasto conocimiento que ayudó a mi desarrollo profesional. Asimismo, por facilitar los datos del programa de investigación que soportaron fundamentalmente la presente investigación.

Un reconocimiento especial a mis colegas Juan Balderas, Guillermo Acosta, Alberto Balderas, Ariel López, Mario Gamez, Pedro Estrada, Luis Balan y Luis Martínez, por su arduo trabajo y dedicación en la colecta de datos durante su participación en el programa de observadores científicos del IMIPAS. Su esfuerzo fue el pilar para el desarrollo del presente trabajo.

Extiendo mi agradecimiento a los miembros del Jurado de examen de grado, Dr. Leonardo Ortiz Lozano, Dra. Gabriela Galindo Cortés, Dr. Alejandro Granado Barba, Dra. Karla C. Garcés García y Dr. Juan Carlos Pérez Jiménez, por las observaciones que enriquecieron el documento de tesis.

A mis amigos y colegas Dr. Oscar Méndez, Dr. Roberto Cruz Castán, la colaboración y trabajo en equipo me motivó a continuar en este trayecto.

A mis amigos y futuros colegas, Osvaldo Gutiérrez, Eduardo Valdivia, Javier Madrigal, Brayan Carrasco, Natalia Ramírez, Estefani Zuñiga, Valeria Callejas, Diana Cortez, Rafael Herrera, Alma Ramírez, Daniela Carreño, Karol Percastre, gracias por su apoyo y por los buenos momentos compartidos que hicieron este viaje más ligero.

A cada uno de ustedes, mi más sincero agradecimiento.

Índice

Agradecimientos	1
Índice	3
Resumen	5
Abstract	6
Estructura de la tesis.....	7
I. Introducción general.....	8
Hipótesis	12
Objetivos	12
II. Capítulo I. Composición, estructura de tallas y agregaciones de especies de elasmobranquios asociados a la pesca de arrastre de camarón	13
Introducción.....	13
Material y Métodos.....	15
Área de estudio y colecta de información.....	15
Análisis de datos.....	17
Resultados	19
Composición de especies.....	19
Frecuencia de tallas de las principales especies	22
Agregaciones	27
Discusión	29
Composición de especies.....	29
Frecuencia de tallas de las principales especies	31
Agregaciones	33
III. Capítulo II. Vulnerabilidad de los elasmobranquios capturados en la pesca de arrastre de camarón.....	35
Introducción.....	35
Material y Métodos.....	37
Análisis de productividad y susceptibilidad	37
Vulnerabilidad	40
Resultados	42

Análisis de productividad y susceptibilidad.....	42
Vulnerabilidad	46
Discusión	48
Análisis de productividad y susceptibilidad.....	49
Vulnerabilidad	50
IV. Capítulo III. Variabilidad espacio-temporal y modelación de las tasas de captura incidental de elasmobranquios en la pesca de arrastre de camarón	55
Introducción.....	55
Material y Métodos.....	57
Obtención de datos.....	57
Tasas de captura incidental de elasmobranquios	58
Modelación de las tasas de captura incidental	59
Resultados	61
Tasas de captura incidental de elasmobranquios	61
Modelación de las tasas de captura incidental	66
Modelación de las tasas de captura incidental para las especies principales	68
Discusión	71
Tasas de captura incidental de elasmobranquios	71
Modelación de las tasas de captura incidental	73
Modelación de las tasas de captura incidental para las principales especies	74
V. Discusión general.....	77
VI. Conclusiones	83
VII. Recomendaciones.....	84
Referencias	85
Anexos.....	93

Resumen

Diversas especies de elasmobranquios son capturadas incidentalmente en la pesca de arrastre de camarón a nivel global. Estas especies pueden ser sensibles a la disminución de sus poblaciones debido a la mortalidad por pesca, la cual representa una amenaza para aquellas más vulnerables. En la presente investigación se evalúa la captura de elasmobranquios demersales asociados a la pesca de arrastre de camarón del golfo de México (GM) para contribuir con elementos para su conservación, usando datos del periodo 2013–2017. Al menos 16 especies de elasmobranquios están asociadas a la pesca de arrastre, cinco especies de rayas costero-demersales y una de tiburón demersal fueron las dominantes y son capturadas en todos sus estadios de desarrollo. Estas especies presentaron segregación inter- e intra-específicas y agregaciones restringidas batimétrica y temporalmente. Dos de las 16 especies son las más vulnerables; *Pseudobatos lentiginosus* por su susceptibilidad de captura alta y *Squatina dumeril* por poseer una productividad biológica baja. La vulnerabilidad de ambas especies puede disminuirse con estrategias de manejo, como la liberación post-captura y la protección de sus agregaciones. Se comprobó que las tasas de captura incidental (CI) global y de las seis especies dominantes exhiben variabilidad espacio-temporal, las zonas riesgo por CI alta para las especies más vulnerables fueron para *P. lentiginosus* en profundidades <15 m entre 21.0–21.2° N, y para *S. dumeril* en profundidades >60 m entre 20.5–20.7° N. La profundidad y la latitud fueron las variables predictoras determinantes de las magnitudes de la CI, con probabilidades altas en la zona entre 18.5–22.5° N entre 10–30 m de profundidad. Finalmente, se expone que las medidas de manejo actuales de la pesquería de arrastre, como el periodo de veda y el uso de dispositivos excluidores de tortugas, contribuyen para mitigar la CI de elasmobranquios. A pesar de ello, prevalecen presiones asociadas al sistema de pesca que vulneran las poblaciones de rayas costero-demersales en zonas someras y de juveniles de *S. dumeril*. La limitación de la profundidad de arrastre en zonas y temporadas específicas, así como modificaciones al sistema de pesca son estrategias complementarias que favorecerían a avanzar hacia la conservación de elasmobranquios demersales en el GM.

Palabras clave: Elasmobranquios, agregaciones, vulnerabilidad, zonas de riesgo, conservación.

Abstract

Globally, several elasmobranch species are caught as bycatch in shrimp trawling. Elasmobranchs are sensitive species to population decline due to target and bycatch fishing mortality. This is a hazard to the most vulnerable species. The aim of this thesis is to evaluate the bycatch of demersal elasmobranch species in the Mexican shrimp trawl fishery of the Gulf of Mexico in order to contribute with elements for their conservation, using data from 2013 to 2017. At least 16 elasmobranch species are associated with trawling, five species of coastal-demersal rays and one demersal shark were the dominant, which were retained in the catch at all life stages. Elasmobranch species displayed both inter- and intraspecific segregation and aggregations that were limited to specific depths and time periods. Two of the 16 species were the most vulnerable such as *Pseudobatos lentiginosus*, which is highly susceptible to capture, while *Squatina dumeril* has low biological productivity. Potential management strategies, such as post-capture release and the protection of their aggregations, could decrease the vulnerability of both species. Spatio-temporal variability in the incidental catch (IC) was found globally and specifically for the six dominant species. The high-risk bycatch zones for the most vulnerable species were *P. lentiginosus* at depths <15 m between 21.0–21.2° N, and *S. dumeril* at depths >60 m between 20.5–20.7° N. Depth and latitude were the most important predictor variables in explaining the magnitude of IC, with high probabilities in the zone between 18.5–22.5°N between 10–30 m depth. Finally, it is argued that the current trawl management measures, such as the closed season for fishing and turtle excluder devices, contribute to the mitigation of elasmobranch bycatch. Nevertheless, elasmobranch populations remain threatened by fishing system pressures, such as high capture rates of coastal-demersal rays in shallow areas and juvenile of *S. dumeril* individuals. Complementary strategies, including trawl depth restrictions and modifications to the fishing system can contribute to the conservation of demersal elasmobranchs species in the GM.

Key words: Elasmobranchs, aggregations, vulnerability, risk zones, conservation.

Estructura de la tesis

La presente tesis doctoral inicia con una introducción general que describe aspectos importantes de los elasmobranquios, con énfasis en la problemática global, nacional y regional del GM de la captura incidental de estas especies en las pesquerías de arrastre de camarón. Asimismo, se plantean la hipótesis y los objetivos de investigación. El desarrollo de la tesis está organizado en tres capítulos de análisis, mismos que responden las preguntas de investigación y a los objetivos particulares planteados. En el Capítulo I se determina la composición específica, frecuencia de tallas y agregaciones de elasmobranquios, para determinar las especies dominantes, la dinámica de su estructura poblacional y estadios de desarrollo mayormente susceptibles de captura. En el Capítulo II se estima la vulnerabilidad de las especies para identificar aquellas con mayor riesgo de sobreexplotación, evaluándose estrategias de manejo hipotéticas que permitan disminuir el grado de riesgo. Los resultados de este capítulo permitieron direccionar los esfuerzos de análisis y diseño de estrategias de conservación para especies vulnerables. En el Capítulo III se evalúa la variabilidad espacio-temporal de las tasas de CI, identificándose zonas de riesgo de captura para aquellas especies vulnerables. Además, se aplican modelos aditivos generalizados para evaluar el efecto de las variables espaciales, temporales y operaciones de la pesca que contribuyan a explicar las tasas globales de CI y para cada una de las especies dominantes. En la discusión general se integran los hallazgos de los capítulos del análisis y se resaltan los potenciales efectos positivos de las medidas de manejo actuales de la pesquería mexicana de arrastre de camarón en el GM para la mitigación de captura incidental de elasmobranquios. Se plantean también estrategias de conservación y prioridades de investigación para las poblaciones de elasmobranquios mayormente expuestas a la captura. Finalmente, en las conclusiones se exponen los principales hallazgos de esta investigación. Como una de las contribuciones relevantes, se anexa la estimación de la relación talla-peso de 11 especies de elasmobranquios (Anexo I), misma que es desconocida para varias de estas por su nula importancia comercial y la ausencia de datos provenientes de las pesquerías artesanales.

I. Introducción general

Los elasmobranquios (tiburones y rayas) son peces cartilagosos pertenecientes a la Clase *Chondrichthyes*. Estas especies son susceptibles de capturarse incidentalmente en pesquerías con redes de arrastre de fondo en varias regiones a nivel global, por ejemplo, en pesquerías multiespecíficas de teleósteos (Carbonell *et al.*, 2003; Tamini *et al.*, 2006; Crespi-Abril *et al.*, 2013) y de arrastre de camarón (Stobutzki *et al.*, 2001, 2002; Shepherd y Myers, 2005; Cedrola *et al.*, 2005, 2012; Acevedo *et al.*, 2007; Belcher y Jennings, 2011; Clarke *et al.*, 2016; Willems *et al.*, 2016; White *et al.*, 2019). La captura incidental de elasmobranquios ha sido reportada también en pesquerías con red de arrastre de fondo en ambos litorales mexicanos; en el golfo de California (GC) (López-Martínez *et al.*, 2010; Godínez-Padilla y Castillo-Géniz, 2016; Herrera-Valdivia *et al.*, 2016; Lara-Mendoza *et al.*, 2016b; Garcés-García *et al.*, 2020), en el golfo de Tehuantepec (GT) (Medina-Bautista, 2011; Torres-Huerta *et al.*, 2019) y en el GM (Oviedo-Pérez *et al.*, 2014; 2017; Zea-de la Cruz *et al.*, 2016). El común denominador en estas investigaciones ha sido una mayor presencia de varias especies de elasmobranquios de hábitos demersales.

La captura incidental es un tema clave para la conservación, y es una de las causas principales de la disminución de algunas poblaciones de elasmobranquios. Se ha reportado que las pesquerías de arrastre demersal están reduciendo poblaciones de las familias Squalidae, Squatinidae y de batoideos. Asimismo, han provocado también cambios significativos en la abundancia y estructura comunitaria de elasmobranquios en varias regiones, donde gran parte de la captura se descarta muerta y no es reportada (Cosandey-Godin y Morgan, 2011; Dulvy *et al.*, 2000; Graham *et al.*, 2001; Miranda y Vooren, 2003; Rogers y Ellis, 2000; Shepherd y Myers, 2005; Walker, 2005). Particularmente, las poblaciones de elasmobranquios se encuentran amenazadas en regiones tropicales y subtropicales donde existe pesca intensiva de arrastre de camarón (Shepherd y Myers, 2005). Por lo cual, la pesca de arrastre se considera un riesgo para aquellas especies con un potencial reproductivo bajo que pueden ser fácilmente sobreexplotadas.

Una de las características principales de los elasmobranquios es que poseen estrategias de historia de vida tipo *K*, tales como, un crecimiento individual lento, madurez sexual tardía, ciclos de vida prolongados y fecundidad baja, mismas que les proveen una relativa productividad biológica baja (Smith *et al.*, 1998; Stevens *et al.*, 2000). En

consecuencia, los elasmobranquios son especies sensibles a la sobreexplotación causada por una actividad pesquera intensa y, aunque la pesca dirigida puede tener efectos graves para varias de sus poblaciones, la captura incidental en diversas pesquerías representa también una amenaza potencial global (Stevens *et al.*, 2000; Field *et al.*, 2009).

Los tiburones y rayas son recursos biológicos importantes desde el punto de vista ecológico, pesquero, alimentario y económico en México. La diversidad de elasmobranquios en aguas mexicanas está compuesta por 206 especies; 111 de tiburones y 95 de rayas, mismas que representan 16.6 % del total de especies conocidas hasta el momento (1 236 especies mundialmente). En el litoral Atlántico habitan 69 especies de tiburones y 46 de rayas, algunas de ellas consideradas con distribución restringida en aguas mexicanas (Del Moral-Flores *et al.*, 2016).

Para alcanzar un aprovechamiento sostenible de los tiburones y rayas, en 2004 se implementó el Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones y Rayas (PANMCTR; CONAPESCA-INP, 2004). Se han implementado también varias medidas e instrumentos de manejo, mismas que están contenidas en las fichas de tiburones y rayas de la Carta Nacional Pesquera (CNP, DOF 2022a), entre ellas, la Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006, los periodos de veda para la pesca, el Plan de Manejo Pesquero de Tiburones y Rayas del Golfo de México y Mar Caribe (PMPTRGM) (DOF, 2007; 2014; 2022b). Estos consideran el control del esfuerzo pesquero, regular los sistemas y zonas de pesca, así como proteger las áreas de crianza y principales periodos reproductivos para especies de importancia comercial. El alcance de estas medidas, sin embargo, puede ser limitado para reducir la mortalidad de elasmobranquios en otras pesquerías donde son capturados incidentalmente.

En algunos instrumentos de manejo, como el PMPTRGM, se aborda la problemática de la captura incidental de elasmobranquios en diversas pesquerías, incluyendo la de arrastre de camarón, y la necesidad de su investigación (DOF, 2022b). El PANMCTR tiene como uno de sus objetivos minimizar la captura incidental de tiburones y rayas, señalando que las líneas de investigación deben estar dirigidas, entre otras, al desarrollo tecnológico. Asimismo, se refiere que la captura incidental de elasmobranquios en la pesca de arrastre está compuesta por juveniles de la familia Carcharhinidae, de *Squatina dumeril* (Lesueur, 1818), *Squalus cubensis* Howell Rivero, 1936, y varias especies de rayas (CONAPESCA-

INP 2004). Uno de los principales problemas de la pesca de elasmobranquios es precisamente la escasa información de su captura incidental, como sucede en la pesquería mexicana de arrastre de camarón en el GM. Debido a lo anterior, el Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables, a través del Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Veracruz, desarrolló e implementó por primera vez, desde el 2013, una línea de investigación para el muestreo regional de las capturas incidentales de elasmobranquios en la flota camaronera, a partir de la cual se derivan los datos para la presente investigación.

La pesquería mexicana de arrastre de camarón en el GM es la más importante por su valor de captura y está constituida por una flota pesquera de 299 embarcaciones que reportaron 11 994 t de camarón (peso vivo) capturados en altamar durante 2021 (SADER, 2021). Las medidas de manejo actuales para la pesca de arrastre incluyen principalmente (1) un periodo de veda espacio-temporal variable anualmente, aplicado desde 1999 para proteger la reproducción del stock de adultos en altamar y el crecimiento de juveniles de camarón, (2) la prohibición de arrastre en la zona menor que 9.1 m de profundidad, debido a que incide negativamente sobre juveniles de especies de crustáceos y teleósteos, y (3) el uso de dispositivos excluidores de tortugas marinas (DETs) en todas sus redes (DOF, 1993, 2013, 2017). Para el manejo de esta pesquería se reconocen tres regiones: 1) frente a los estados de Tamaulipas y Veracruz (sur del GM); 2) frente a Tabasco y Campeche (la Sonda de Campeche; SC) y; 3) frente a Quintana Roo (Caribe Mexicano), siendo en el litoral de Tamaulipas donde se ejerce el mayor esfuerzo pesquero y donde se reporta un volumen de captura de camarón mayor (DOF, 2017).

Una de las características sobresalientes de la flota mexicana de arrastre de camarón del GM es que utiliza un sistema de pesca con red de arrastre de fondo de baja selectividad por especie y por estructura de tallas, además de extraer un amplio elenco faunístico de acompañamiento, incluyendo varias especies de elasmobranquios. Los estudios en el GM han mostrado que el volumen de captura de estos elasmobranquios representó 3.2–4.0 % del total de la captura durante 2013–2015, con una alta frecuencia de especies de hábitos demersales como *Gymnura lessae* Yokota y de Carvalho, 2017; *Pseudobatos lentiginosus* (Garman, 1880); *Rostroraja texana* (Chandler, 1921); *Narcine bancroftii* (Griffith y Smith,

1834); *Hypanus americanus* (Hildebrand y Schroeder, 1928) y *Squatina dumeril* (Oviedo-Pérez *et al.*, 2014; 2017).

Por lo anteriormente expuesto, la pesca de arrastre de camarón en el GM es una fuente de mortalidad por pesca incidental y una amenaza probable para las poblaciones de elasmobranquios demersales, especialmente para aquellas especies que por sus características biológicas son sensibles de sobreexplotación. Esta situación se agrava considerando que no se cuenta con datos estadísticos del volumen de captura por grupo y/o por especie debido a que la mayoría son descartadas, y que actualmente no existen estrategias dirigidas para mitigar la captura incidental en la pesca de arrastre. Además, se desconocen algunos aspectos relevantes como la variabilidad de la composición específica, estructura poblacional, la productividad biológica, la susceptibilidad a la captura de las especies y la dinámica espacio-temporal de las tasas de CI. Estos aspectos ayudarían a comprender la dinámica de las especies y a contribuir al conocimiento para su conservación. Por lo tanto, es relevante evaluar la captura incidental de elasmobranquios considerando las características de la pesca de arrastre y los atributos de las especies.

Con base en el marco conceptual anteriormente expuesto, se plantearon para la presente tesis doctoral tres preguntas de investigación:

1.- ¿Existe variación batimétrica y temporal en la composición taxonómica y estructura de tallas de elasmobranquios asociados a la pesca de arrastre de camarón en el golfo de México?

2.- ¿Las especies de elasmobranquios demersales presentan la misma vulnerabilidad a la pesca de arrastre de camarón en el golfo de México?

3.- ¿Las tasas de captura incidental de elasmobranquios están influenciadas por variables espaciales, temporales y de esfuerzo pesquero?

Hipótesis

La hipótesis se planteó a fin de probar que:

Dada la diversidad de elasmobranquios asociados a la pesca de arrastre de camarón del GM y la extensión de las operaciones de la flota, se espera que la vulnerabilidad de los elasmobranquios sea diferente entre especies, y que su composición taxonómica y estructura poblacional exhiban patrones espacio-temporales que determinen las tasas de captura incidental, a partir de las cuales será posible delimitar zonas potenciales de riesgo para la conservación de especies con mayor vulnerabilidad.

Objetivos

Objetivo general

Evaluar la composición de la captura de elasmobranquios demersales incidentales en la pesca mexicana de arrastre de camarón del golfo de México, durante el periodo 2013–2017, para contribuir con elementos para la conservación de especies vulnerables.

Objetivos particulares

1. Determinar la composición específica, estructura de tallas y agregaciones de especies de elasmobranquios asociados a la pesca de arrastre de camarón para contribuir con el conocimiento de las poblaciones sensibles de captura.
2. Estimar la vulnerabilidad de las especies de elasmobranquios asociados a la pesca de arrastre de camarón para identificar especies sensibles de sobreexplotación.
3. Evaluar la variabilidad espacio-temporal de las tasas de captura incidental global y de las especies dominantes de elasmobranquios en la pesca de arrastre de camarón para identificar zonas de riesgo de captura mediante la modelación de los factores determinantes.

II. Capítulo I. Composición, estructura de tallas y agregaciones de especies de elasmobranquios asociados a la pesca de arrastre de camarón

Introducción

Los elasmobranquios son especies vulnerables a los efectos de la pesca debido a sus características biológicas que limitan su capacidad para soportar altas tasas de mortalidad (Smith *et al.*, 1998; Stevens *et al.*, 2000). La pesca dirigida es uno de los principales estresores para varias las poblaciones de elasmobranquios, sin embargo, la captura incidental en diversas pesquerías representa también una amenaza potencial global mayor para varias de ellas (Field *et al.*, 2009; Dulvy *et al.*, 2014). En algunas partes del mundo se ha documentado que las pesquerías de arrastre han provocado cambios significativos en la abundancia y estructura comunitaria de elasmobranquios (Dulvy *et al.*, 2000; Graham *et al.*, 2001; Miranda y Vooren, 2003; Shepherd y Myers, 2005). La captura incidental, en particular, en las pesquerías de arrastre de camarón se caracteriza por una alta diversidad de teleósteos y elasmobranquios, representando un riesgo adicional para algunas especies, principalmente para aquellas que son mayormente sensibles a la pesca (Stobutzki *et al.*, 2001, 2002; Clarke *et al.*, 2018).

De acuerdo con Anticamara *et al.* (2011), la pesca de arrastre ejerce la mayor fracción del esfuerzo pesquero a nivel global. Pero a pesar de ello, la mayor cantidad de estudios sobre la captura incidental de elasmobranquios corresponden a pesquerías con palangre pelágico. Esta situación es preocupante para las especies de tiburones y rayas demersales que interactúan con las pesquerías de arrastre de fondo por la información limitada (Oliver *et al.*, 2015). Los esfuerzos de investigación para la reducción de la captura incidental en la pesca de arrastre de camarón han consistido en mejoras tecnológicas, incluyendo el diseño de dispositivos excluidores de captura incidental (BRDs por sus siglas en inglés), como DETs y dispositivos excluidores de peces (DEPs), dirigidos a incrementar la selectividad para reducir la captura de tortugas marinas y teleósteos, principalmente (Broadhurst, 2000; Willems *et al.*, 2016). Se ha demostrado que los DETs y DEPs permiten también la exclusión de individuos de elasmobranquios de ciertas especies y tallas (Brewer *et al.*, 1998, 2006; Belcher y Jennings, 2011; Willems *et al.*, 2016; Garcés-García *et al.*, 2020).

La alta susceptibilidad de los elasmobranquios a ser capturados incidentalmente en pesquerías de camarón con redes de arrastre se ha reportado en varias regiones, entre ellas, en Australia, la Patagonia, el Caribe colombiano, el golfo de Papúa, Nueva Guinea, el Pacífico de Costa Rica, el norte del GM y Surinam (Stobutzki *et al.*, 2001, 2002; Shepherd y Myers, 2005; Cedrola *et al.*, 2005, 2012; Acevedo *et al.*, 2007; Belcher y Jennings, 2011; Clarke *et al.*, 2016; Willems *et al.*, 2016; White *et al.*, 2019). Se ha descrito también la interacción de estas especies con pesquerías de arrastre multiespecíficas en las costas de Argentina, el Mediterráneo y Australia (Carbonell *et al.*, 2003; Tamini *et al.*, 2006; Kyne *et al.*, 2007; Crespi-Abril *et al.*, 2013).

En México, la captura incidental de elasmobranquios ha sido abordada en las pesquerías de arrastre de camarón en el GC (López-Martínez *et al.*, 2010; Navarro-González *et al.*, 2012; Herrera-Valdivia *et al.*, 2016; Garcés-García *et al.*, 2020), en el GT (Medina-Bautista, 2011; Torres-Huerta *et al.*, 2019) y en el GM (Oviedo-Pérez *et al.*, 2014, 2017; Zea-de la Cruz *et al.*, 2016).

Los estudios relacionados con la captura incidental de elasmobranquios en pesquerías de arrastre han demostrado que las rayas asociadas al fondo tienen mayor susceptibilidad de captura, encontrándose mayor frecuencia de rayas demersales que de tiburones. Se ha reportado también que la composición de especies presenta diferencias espacio-temporales, las cuales pueden estar relacionadas con la distribución del esfuerzo pesquero, segregación ontogénica, factores ecológicos (Stobutzki *et al.*, 2001; Acevedo *et al.*, 2007; Crespi-Abril *et al.*, 2013; Oliver *et al.*, 2015; White *et al.*, 2019; Garcés-García *et al.*, 2020) y con comportamientos sociales de agregación en áreas específicas que presentan varias especies (Jacoby *et al.*, 2012). Además, pueden existir diferencias intra-específicas influenciadas por la segregación por tallas y sexos que exhiben algunas especies durante eventos reproductivos (Cedrola *et al.*, 2005; Martin *et al.*, 2010; Crespi-Abril *et al.*, 2013; Clarke *et al.*, 2014) y por los requerimientos de condiciones de hábitat de los estadios de desarrollo, por ejemplo, la profundidad, la cual ha sido determinada como uno de los más importantes (Carbonell *et al.*, 2003; Martin *et al.*, 2012).

Con base en estas consideraciones, el presente capítulo tiene como objetivo determinar la composición específica, la frecuencia de tallas y agregaciones de las principales especies de elasmobranquios asociados a la pesca de arrastre de camarón en el

sur del GM, para contribuir con el conocimiento de la dinámica de las especies y fracción de sus poblaciones sensibles de captura, a partir de información colectada en temporadas de veda y de pesca comercial durante 2013–2017.

Material y Métodos

Área de estudio y colecta de información

El área de estudio está localizada sobre la plataforma continental de la parte mexicana del GM, entre los 18° 08' y 26° 00' N, y entre 97° 50' y 90° 20' W. Para el presente trabajo, el área de estudio se dividió en tres zonas: La zona I corresponde al litoral del estado de Tamaulipas (22–26° N y 96–97° W), la zona II al litoral de Veracruz (18–22° N y 94–97° W) y la zona III a los litorales de Tabasco y Campeche (19–22° N y 90–93° W). Los principales puertos de zarpe y descarga de la flota pesquera están ubicados en Tampico en el estado de Tamaulipas; Tuxpan y Alvarado en el estado de Veracruz y en Lerma en el estado de Campeche (Fig. 1.1). La zona de operación de pesca de la flota camaronera se ubica sobre la plataforma continental, hasta una profundidad aproximada de 100 m.

La información de los elasmobranquios asociados a la pesca de arrastre fue colectada por observadores científicos del Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS) durante 55 cruceros, realizados entre abril de 2013 a agosto de 2017. De estos cruceros, (1) 45 se realizaron durante los periodos veda, mediante permisos de pesca de fomento, en junio-julio de 2013, de mayo-agosto de 2014 y 2015, junio de 2016 y junio-agosto 2017, en los cuales se realizaron arrastres en los caladeros pesqueros bajo prácticas comunes de pesca, en adelante denominados “cruceros de veda”, y (2) 10 en cuatro temporadas de pesca comercial, en abril y agosto de 2013, abril y agosto de 2014, de enero-abril de 2015 y en septiembre-octubre de 2016, en adelante denominados “cruceros de pesca”.

Todos los cruceros se realizaron en embarcaciones comerciales de la flota mexicana, con un tamaño de eslora entre 20.0–25.8 m, equipadas con cuatro redes de arrastre (sistema de redes gemelas en cada lado de la embarcación). Cada red tiene un tamaño entre 12.8–16 m de relinga superior, con una abertura de malla de 44.45 mm en el cuerpo y de 38.1 mm en el bolso. Se utilizaron DETs Super shooter en cada red como lo establece la regulación de la pesquería de camarón (DOF, 1993).

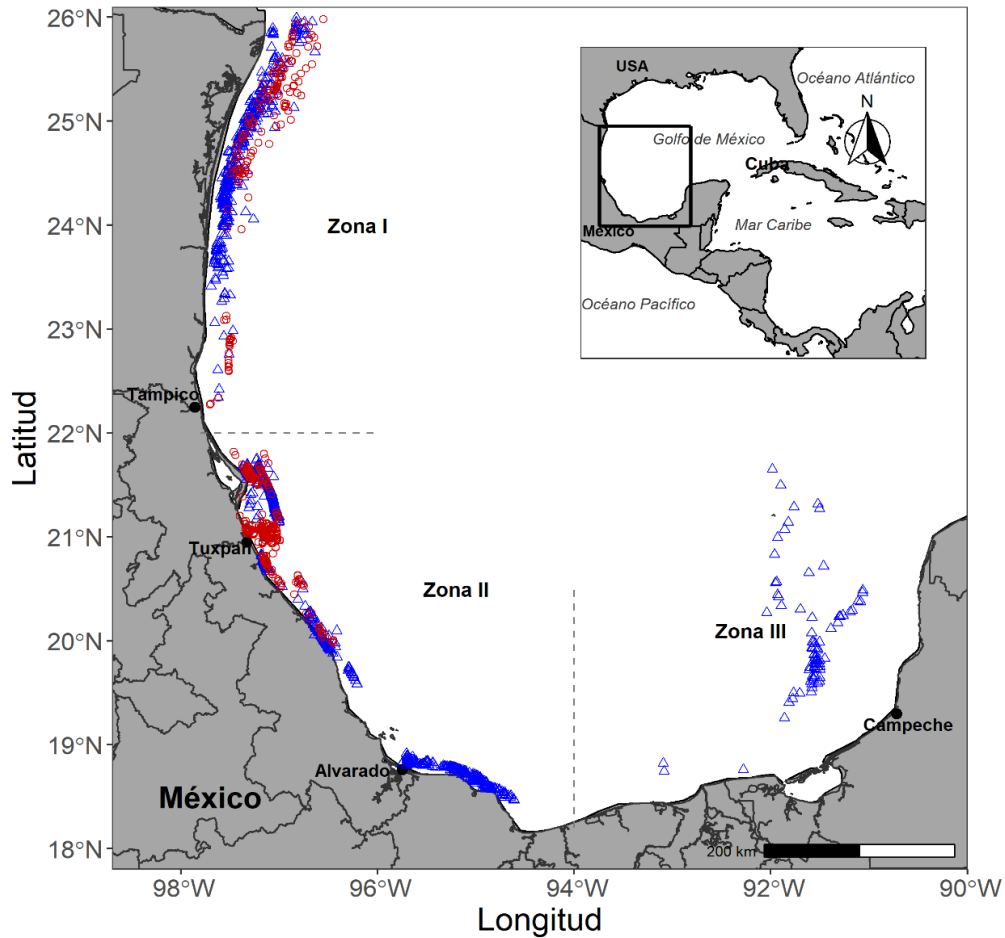


Figura 1.1. Localización geográfica de los lances de arrastre de camarón en cruceros de veda (triángulos azules) y cruceros de pesca (círculos rojos) en el sur del golfo de México. Se presentan los principales puertos pesqueros y la delimitación de las zonas.

Los lances de arrastre, ubicados geográficamente en la figura 1.1, se realizaron entre 9.1–90 m de profundidad, con una duración entre 1.8–7.0 h (promedio= 4.6 h) y con una velocidad de arrastre entre 3.7–5.5 km por h (2–3 nudos). Durante cada arrastre se registró la posición geográfica inicial y final, profundidad, velocidad, duración de arrastre y distancia recorrida. La captura total se separó a bordo y se registró individualmente la biomasa de camarón, de otros grupos de interés comercial retenidos (teleósteos, moluscos, otros crustáceos), de elasmobranquios (todos los individuos de todas las tallas) y una estimación del descarte (fauna regresada al mar).

Los elasmobranquios capturados fueron identificados a bordo, después de cada arrastre, hasta el nivel de especie, usando las claves taxonómicas de Castro-Aguirre y

Espinosa-Pérez (1996), Compagno (2002) y McEachran (2002). En cada lance se registró el número de individuos y su biomasa (kg) para cada especie y del total. De una muestra aleatoria de 10 individuos de cada especie se registró el sexo e información biométrica como longitud total (LT; para tiburones y rayas de la familia Narcinidae, Rajidae y Rhinobatidae), desde la punta del hocico hasta la parte posterior de la aleta caudal, y el ancho de disco (AD; en rayas de la familia Aetobatidae, Dasyatidae y Gymnuridae) medido en la parte más ancha de las puntas de las aletas pectorales. Para cada individuo de las especies dominantes se determinó el estadio de madurez sexual, juvenil o adulto, a partir de las tallas de primera madurez sexual estimadas por Hensley *et al.* (1998), Sulikowski *et al.* (2007), Baremore (2010), Ramírez-Mosqueda *et al.* (2012), Cu-Salazar *et al.* (2014), Last *et al.* (2016) y Driggers y Carlson (2019).

Análisis de datos

Un total de 1 553 lances de arrastre (con un total de 7 274 h) fueron analizados (Tabla 1.1). Para propósitos del presente estudio, la temporada de muestreo se definió de acuerdo a la dinámica temporal de la pesquería; durante la veda (cruceos de veda), previo a la veda y posterior a la veda (cruceos de pesca). Los estratos de profundidad fueron definidos en <20 m, 20–60 m y >60 m (Lee *et al.*, 2019).

Preliminarmente, se probó la similitud de la dinámica de la operación de las embarcaciones en la duración (horas de arrastre) y profundidad de los arrastres entre zonas y temporadas. La prueba de Shapiro-Wilk mostró la falta de normalidad en la duración ($W=0.96$, $P<0.01$) y profundidad de los arrastres ($W=0.92$, $P<0.01$). Por lo tanto, mediante la prueba Kruskal-Wallis se comprobó que existieron diferencias significativas en la duración ($H=153.9$, $g.l.=2$, $P<0.01$) y profundidad ($H=276.3$, $g.l.=2$, $P<0.01$) entre las zonas (durante la veda) y entre las temporadas (durante y posterior a la veda) para la zona I ($H=17.6$, $g.l.=1$, $P<0.01$; $H=116.7$, $g.l.=1$, $P<0.01$, respectivamente), y entre las temporadas (previo y durante la veda) para la zona II ($H=107.9$, $g.l.=1$, $P<0.01$; $H=147.5$, $g.l.=1$, $P<0.01$, respectivamente). La duración de los arrastres presentó también diferencias significativas entre los tres estratos de profundidad ($H=121.2$, $g.l.=2$, $P<0.01$). Todos los análisis se realizaron en el programa R (R Core Team, 2022).

Tabla I. I. Número de lances de arrastre (y horas de arrastre) totales por año, temporadas y zonas de pesca para el análisis de la captura incidental de elasmobranquios en el golfo de México.

Año	Previo a la veda		Durante veda			Posterior a la veda		Total
	Zona I	Zona II	Zona I	Zona II	Zona III	Zona I	Zona II	
2013	29 (193.2)	-	52 (216.0)	55 (273.9)	31 (131.9))	122 (509.5)	-	289 (1324.5)
2014	-	39 (237.8)	82 (327.2)	230 (1172.8)	21 (96.8)	-	-	372 (1834.7)
2015	-	196 (1114.4)	108 (392.9)	266 (1239.4)	39 (130.7)	-	-	609 (2877.4)
2016	-	-	-	12 (60.1)	-	-	56 (287)	64 (347.1)
2017	-	-	131 (488.1)	88 (402.2)	-	-	-	219 (890.3)
Total	29 (193.2)	235 (1352.2)	373 (1424.2)	618 (3010.4)	91 (359.4)	122 (509.5)	56 (287)	1553 (7274)

La composición específica de elasmobranquios se analizó por zona de pesca, por temporada de muestreo y estratos de profundidad. La prueba de Levene se realizó para probar la homogeneidad de varianzas en el número de especies de elasmobranquios por arrastre entre zonas, temporadas y estratos de profundidad. La prueba de Shapiro-Wilk se utilizó para probar la normalidad en el número de especies de elasmobranquios por arrastre (Garcés-García *et al.*, 2020), el cual no presentó una distribución normal ($W= 0.94$, $P < 0.01$). Por lo tanto, se aplicó el estadístico de Kruskal-Wallis para probar diferencias significativas en el número de especies por arrastre entre zonas (durante los cruceros de veda), temporadas (para la zona I y II) y por estratos de profundidad (para la zona I y II). La prueba de Dunn se utilizó para la comparación múltiple por pares para determinar los grupos significativamente diferentes.

Se determinó la frecuencia de ocurrencia (FO, como el porcentaje de arrastres con presencia para cada especie), con la finalidad de llevar a cabo la prueba de asociación de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1981) y clasificar a las especies como dominantes, frecuentes, ocasionales y raras. Esta se basa en la relación entre la abundancia y la frecuencia de ocurrencia (%FO). El criterio de discriminación fue la media de la FO para el eje “X” y de la media del logaritmo de la abundancia absoluta para el eje “Y”. Las especies que presentaron una abundancia y FO mayor a la media se clasificaron como “dominantes”, aquellas que presentaron una abundancia menor que la media y FO mayor a la media se clasificaron como “constantes”, las especies con una abundancia mayor que la media y FO menor que la media fueron consideradas “ocasionales” y las especies que presentaron abundancia y FO menores que ambas medias fueron “raras” (Vögler *et al.*, 2020). Con base

en observaciones a bordo, se determinó la importancia de retención de las especies con fines de aprovechamiento comercial; alta (todos los individuos son retenidos), moderada (algunos individuos de mayores tallas son retenidos), nula (ninguno de los individuos es retenido).

La distribución de frecuencias de tallas por sexos se analizó para las especies dominantes por zona, estrato de profundidad y temporada, esto con la finalidad de explorar la participación de los individuos juveniles y adultos en la captura. La prueba de Kruskal-Wallis se utilizó para probar diferencias significativas en las tallas para cada grupo. En los gráficos de distribución de frecuencia de tallas se presentó la talla de primera madurez de cada especie reportada en la literatura. Se evaluó la hipótesis de igualdad de proporción sexos 1:1 (H:M) de manera global, por temporada, zonas y estrato de profundidad mediante la prueba de χ^2 de igualdad de dos porcentajes ($P < 0.05$) (Zar, 2010).

Las agregaciones de las especies de elasmobranquios dominantes se determinaron para los cruceros de veda y de pesca, específicamente para la zona I y II (sur del GM) debido a la mayor cantidad de información disponible (1462 lances, 94.1 % del total). Estas agregaciones se establecieron con base en el número de individuos capturados por arrastre (>25 ind/arrastre) a partir de los lances positivos (con presencia de individuos de cada especie), y se representaron en gráficos de dispersión, donde las variables fueron la profundidad y la latitud.

Resultados

Composición de especies

Se registró un total de 16 especies de elasmobranquios (12 familias y 7 órdenes) en 1 153 lances de arrastre durante 2013–2017. Un total de 14 especies fueron registradas en la zona I (87.5 %), 13 en la zona II (81.2 %) y 10 en la zona III (62.5 %), siete especies fueron concurrentes en las tres zonas. Todas las especies se registraron durante los cruceros de veda y 12 (75 %) durante los cruceros de pesca. El mayor número de especies (87.5 %) se encontró en el estrato de 20–60 m de profundidad. *Rostroraja texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii*, *P. lentiginosus*, *H. americanus* y *Sphyrna tiburo* (Linnaeus, 1758) estuvieron presentes en todas las zonas, temporadas de muestreo y estrato de profundidad (Tabla 1.2).

Tabla 1.2. Especies de elasmobranquios asociados a la pesca arrastre de camarón del golfo de México. Presencia de especies (√) por zona de pesca, crucero de veda (CV), crucero de pesca (CP) y el porcentaje de arrastres con presencia de cada especie (FO).

Familia	Especie	Zona I	Zona II	Zona III	CV	CP	<20 m	20–60 m	>60 m
Aetobatidae	<i>Aetobatus narinari</i>		√	√	√	√	√	√	
Carcharhinidae	<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	√		√	√		√	√	√
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus acronotus</i>	√		√	√	√		√	
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus brevipinna</i>	√			√			√	
Dasyatidae	<i>Hypanus americanus</i>	√	√	√	√	√	√	√	√
Gymnuridae	<i>Gymnura lessae</i>	√	√	√	√	√	√	√	√
Narcinidae	<i>Narcine bancroftii</i>	√	√	√	√	√	√	√	√
Rajidae	<i>Rostroraja texana</i>	√	√	√	√	√	√	√	√
Rajidae	<i>Dipturus olsenii</i>	√	√		√	√		√	√
Rhinobatidae	<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	√	√	√	√	√	√	√	√
Rhinopterae	<i>Rhinoptera bonasus</i>	√	√	√	√	√			
Sphyrnidae	<i>Sphyrna tiburo</i>	√	√	√	√	√	√	√	√
Squalidae	<i>Squalus cubensis</i>		√		√				√
Squatinae	<i>Squatina dumeril</i>	√	√		√	√		√	√
Triakidae	<i>Mustelus canis</i>	√	√		√	√		√	√
Triakidae	<i>Mustelus norrisi</i>	√	√		√			√	√

El número de especies de elasmobranquios por arrastre presentó heterogeneidad de varianzas entre zonas durante la veda ($F_{(2, 1079)} = 46.5, P < 0.01$), entre temporadas de muestreo para la zona I ($F_{(1, 493)} = 12.5, P < 0.01$) y zona II ($F_{(1, 884)} = 69.1, P < 0.01$), y entre estratos de profundidad ($F_{(2, 1459)} = 52.8, P < 0.01$). Se encontraron diferencias significativas en el número de especies por arrastres entre zonas durante la veda ($H = 189.8, g.l. = 2, P < 0.01$). La prueba de Dunn mostró que la zona II difiere de las otras y presentó la mayor variación (0–6 especies). La prueba de Kruskal-Wallis no mostró diferencias en el número de especies por arrastres entre temporadas para la zona I ($H = 0.61, g.l. = 1, P > 0.05$). Sin embargo, sí presentaron diferencias entre temporadas para la zona II ($H = 51.9, g.l. = 1, P < 0.01$). El número de especies por arrastre previo al periodo de veda es mayor. El número de especies entre estratos de profundidad no presentó diferencias para la zona I ($H = 4.6, g.l. =$

2, $P > 0.05$), pero sí para la zona II ($H = 142.5$, $g.l. = 2$, $P < 0.01$), donde el estrato < 20 m presentó un mayor número (mediana = 5 especies) (Anexo 2).

Las rayas fueron las más frecuentes en la captura, con una contribución numérica del 99.5 % de un total de 32 110 elasmobranquios (23 507.7 kg), mientras que los tiburones fueron menos representativos. Las especies con una mayor FO en los arrastres fueron *R. texana* con 75.85 % y *G. lessae* con 62.91 %. De acuerdo con la clasificación de Olmstead-Tukey, seis especies fueron dominantes, una especie fue ocasional, *Dipturus olseni* (Bigelow y Schroeder, 1951), y el resto ($n = 9$ especies) fueron clasificadas como raras (Fig. 1.2).

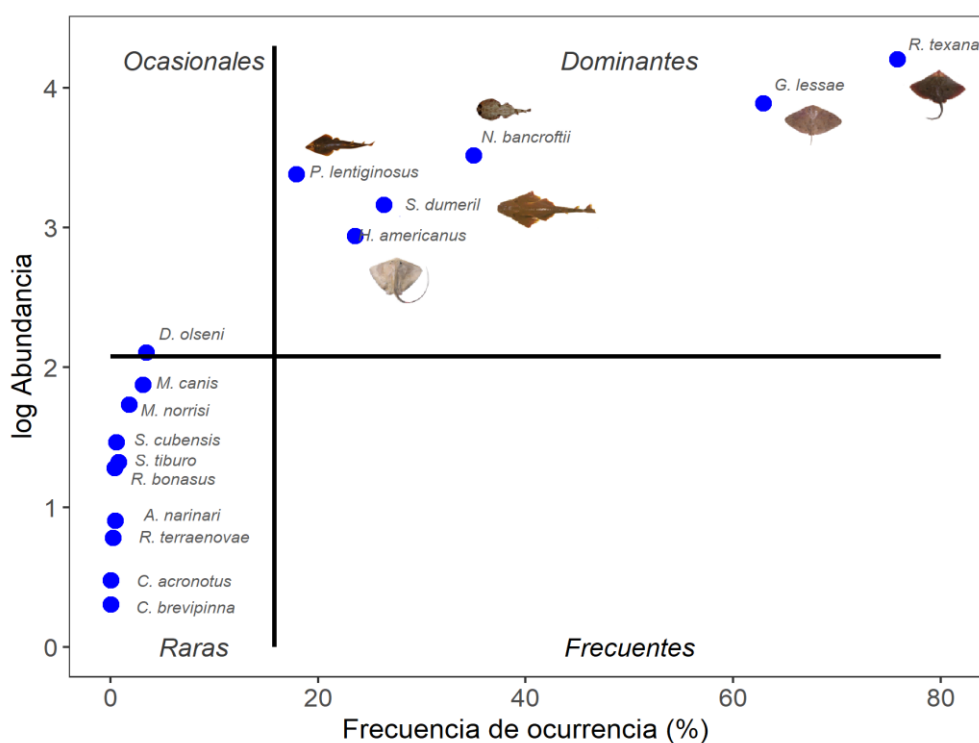


Figura 1.2. Diagrama de asociación de Olmstead-Tukey de las 16 especies de elasmobranquios asociadas a la pesca de arrastre de camarón en el golfo de México. Se presenta la imagen de las especies dominantes.

Las especies dominantes, *R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii*, *P. lentiginosus*, *S. dumeril* y *H. americanus*, representaron ≈ 99 % de los individuos y ≈ 98 % de la biomasa (31 775 individuos y 23 003 kg) y exhibieron una FO mayor que 17.9 %. Estas seis especies fueron las principales en las tres zonas, tanto en los cruceros de veda como en los de pesca, excepto *S. dumeril*, que únicamente se registró en el sur del GM (Zonas I y II, Anexo 3). La retención de individuos depende de su importancia comercial. Seis especies

de tiburones tuvieron importancia comercial alta, todos los individuos pertenecientes a las familias Triakidae y Carcharhinidae fueron retenidos. Seis especies mostraron una importancia moderada y cuatro no tienen importancia comercial (Tabla 1.3).

Tabla 1.3. Composición global numérica y en peso (kg) de especies de elasmobranquios en la pesca de arrastre de camarón del golfo de México durante 2013–2017.

Especie	Número (%)	Peso (%)	FO (%)	Clasificación	Importancia de retención
<i>Rostroraja texana</i>	16022 (49.90)	5176.5 (22.02)	75.85	Dominante	Nula
<i>Gymnura lessae</i>	7742 (24.11)	8794.8 (37.41)	62.91	Dominante	Moderada
<i>Narcine bancroftii</i>	3286 (10.23)	1635.0 (6.96)	35.03	Dominante	Nula
<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	2403 (7.48)	1904.7 (8.10)	17.90	Dominante	Moderada
<i>Squatina dumeril</i>	1455 (4.53)	3761.1 (16.00)	26.34	Dominante	Moderada
<i>Hypanus americanus</i>	867 (2.70)	1730.6 (7.36)	23.57	Dominante	Moderada
<i>Dipturus olsenii</i>	127 (0.39)	132.3 (0.56)	3.48	Ocasional	Nula
<i>Mustelus canis</i>	74 (0.23)	156.1 (0.66)	3.16	Rara	Alta
<i>Mustelus norrisi</i>	53 (0.17)	112.5 (0.48)	1.80	Rara	Alta
<i>Squalus cubensis</i>	28 (0.09)	12.7 (0.05)	0.58	Rara	Nula
<i>Sphyrna tiburo</i>	20 (0.06)	17.4 (0.07)	0.77	Rara	Alta
<i>Rhinoptera bonasus</i>	18 (0.06)	48.5 (0.20)	0.39	Rara	Moderada
<i>Aetobatus narinari</i>	7 (0.02)	17.4 (0.07)	0.45	Rara	Moderada
<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	5 (0.02)	4.7 (0.02)	0.26	Rara	Alta
<i>Carcharhinus acronotus</i>	2 (<0.01)	2.4 (<0.01)	0.06	Rara	Alta
<i>Carcharhinus brevipinna</i>	1 (<0.01)	1.4 (<0.01)	0.06	Rara	Alta
Total	32110 (100)	23 507.7(100)			

Frecuencia de tallas de las principales especies

El intervalo de tallas por sexos de las 16 especies encontradas en el muestreo se presenta en la Tabla 1.4. Las tallas de las seis especies dominantes incluyeron desde individuos cercanos a la talla de nacimiento hasta adultos (Anexo 4): *Rostroraja texana* (9–66.5 cm LT), *G. lessae* (17–92 cm AD), *N. bancroftii* (7–60 cm LT), *P. lentiginosus* (18–83 cm LT), *S. dumeril* (22.5–106 cm LT) y *H. americanus* (17–107 cm AD). Además, mostraron variabilidad en su frecuencia de tallas entre zonas, temporadas de muestreo y estratos de profundidad. Los adultos fueron el componente mayoritario en tres especies, *G. lessae* (54.7 %), *N. bancroftii* (69.9 %) y *P. lentiginosus* (87.3 %), mientras que los juveniles fueron en *R. texana* (76 %), *S. dumeril* (88.8 %) y *H. americanus* (94 %). La proporción

sexual global difirió significativamente en cinco especies dominantes; las hembras predominaron en *R. texana* ($\chi^2= 265.7$, g.l.= 1, $P < 0.05$), *N. bancroftii* ($\chi^2= 56.0$, g.l.= 1, $P < 0.05$) y *S. dumeril* ($\chi^2= 12.3$, g.l.= 1, $P < 0.05$), mientras que los machos fueron en *G. lessae* ($\chi^2= 94.7$, g.l.= 1, $P < 0.05$) y *P. lentiginosus* ($\chi^2= 11.9$, g.l.= 1, $P < 0.05$).

Tabla 1.4. Resumen de la estructura de tallas por sexo y proporción sexual de 16 especies de elasmobranquios en la pesca de arrastre. Se indica el número de organismos con medidas morfométricas (n).

Especie	Hembras				Machos				Prop. sexual
	n	Intervalo de longitud (LT/AD)	Prom (cm).	D.E.	n	Intervalo de longitud (LT/AD)	Prom (cm).	D.E.	
<i>Rostroraja texana</i>	5163	9.0–66.5	40.9	15.1	3994	9.5–65.0	34.5	12.3	1.3:1.0
<i>Gymnura lessae</i>	2777	17.0–92.0	55.0	18.5	3552	17.0–63.5	38.7	8.0	0.8:1.0
<i>Narcine bancroftii</i>	1644	8.5–60.0	33.5	7.8	1242	7.0–50.5	29.4	5.7	1.3:1.0
<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	1025	18.0–83.0	62.8	11.1	1187	19.5–73.0	56.2	6.8	0.9:1.0
<i>Squatina dumeril</i>	719	22.5–106.0	65.2	18.9	592	27.0–103.0	66.1	19.1	1.2:1.0
<i>Hypanus americanus</i>	435	17.0–107.0	36.1	14.5	412	18.5–100.0	36.5	14.7	1.1:1.0
<i>Dipturus olseni</i>	56	50.5–67.0	60.4	3.5	52	43.5–59.0	50.5	2.3	1.1:1.0
<i>Mustelus canis</i>	40	53.0–105.0	77.9	12.9	25	55.0–107.0	76.8	13.5	1.6:1.0
<i>Mustelus norrisi</i>	43	69.0–107.0	81.6	11.0	6	69.5–74.0	71.6	2.0	7.2:1.0
<i>Sphyrna tiburo</i>	6	31.0–79.0	51.1	20.9	14	29.0–89.0	54.4	24.6	0.4:1.0
<i>Squalus cubensis</i>	32	41.0–53.5	49.4	2.8	–	–	–	–	–
<i>Aetobatus narinari</i>	5	52.0–137.0	76.6	35.5	3	44.0–55.0	49.6	5.5	1.6:1.0
<i>Rhinoptera bonasus</i>	9	34.0–70.0	42.7	10.6	9	34.0–92.0	54.2	22.8	1.0:1.0
<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	6	36.5–70.5	48.2	12.1	2	32.0–47.0	39.5	10.6	3.0:1.0
<i>Carcharhinus acronotus</i>	1	66.0	–	–	1	66.0	–	–	–
<i>Carcharhinus brevipinna</i>	1	66.0	–	–	–	–	–	–	–

Por zonas, *R. texana* presentó diferencias significativas en su longitud entre zonas ($H= 464.5$, g.l.= 1, $P < 0.01$). La prueba de Dunn mostró que los individuos de menor talla se capturaron en la zona II (mediana= 41.0 cm), con una contribución de juveniles alta (77 %), mientras que, para la zona I se registró una similar captura de juveniles y adultos, sesgado hacia las hembras. *Gymnura lessae* y *P. lentiginosus* presentaron diferencias en sus tallas entre zonas ($H=364.3$, g.l.= 2, $P < 0.01$; $H= 74.3$, g.l.= 2, $P < 0.01$, respectivamente), la zona I difirió de las otras, capturándose organismos de mayor talla para ambas especies (mediana= 49.3 cm y 68.0 cm, respectivamente), los adultos fueron predominantes en todas

las zonas (>58 % y 62 %, respectivamente). *Narcine bancroftii* y *H. americanus* mostraron también diferencias en su longitud (H= 353.1, g.l.= 2, $P < 0.01$; H= 156.0, g.l.= 2, $P < 0.01$, respectivamente), la zona II fue diferente, capturándose individuos de menor talla para ambas especies (mediana= 30 cm, 29.0 cm, respectivamente). *Squatina dumeril* no exhibió diferencias significativas (H= 0.26, g.l.= 1, $P > 0.01$), con tallas medianas similares (zona I= 65.7 cm, zona II=68.0 cm) y una frecuencia sesgada hacia juveniles (>83 %) (Fig. 1.3).

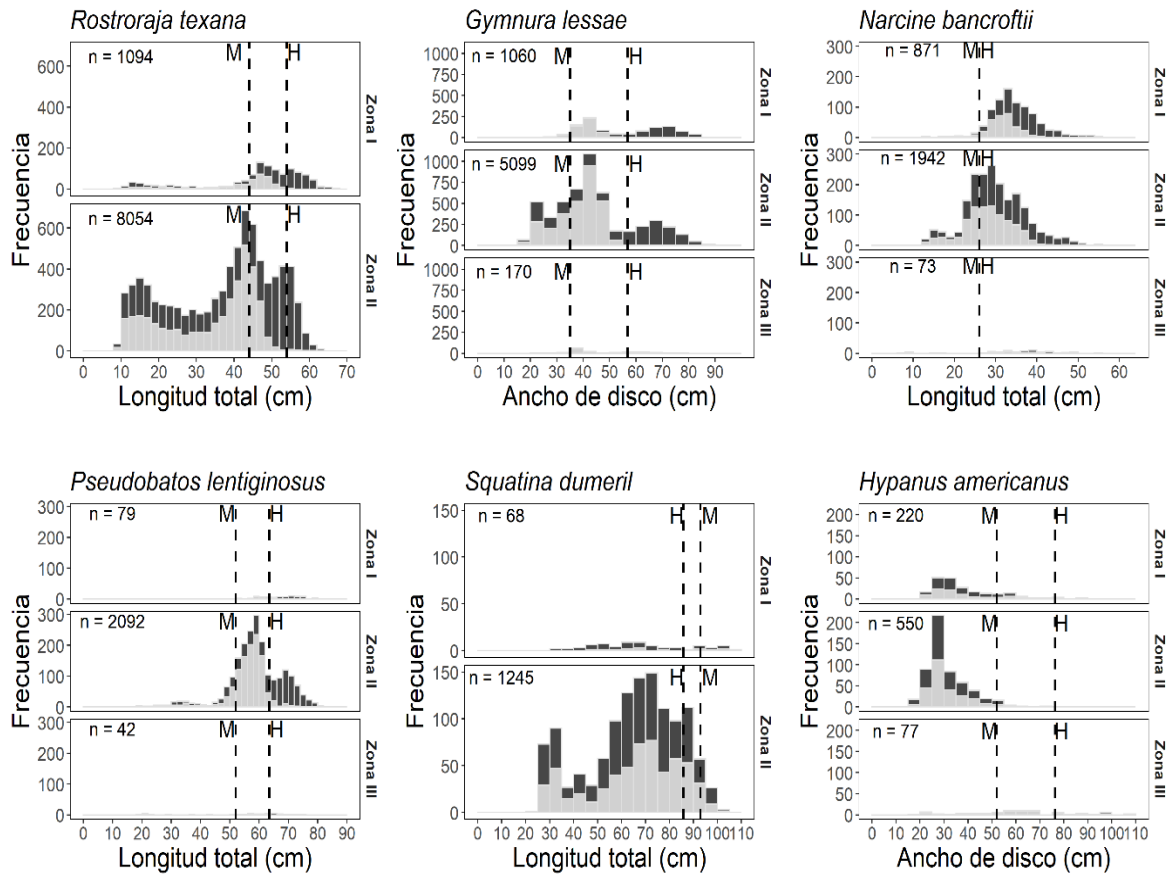


Figura 1.3. Distribución de frecuencia de tallas de las seis especies de elasmobranquios dominantes por zona de pesca. Las hembras (H) se presentan en barras negras y los machos (M) en grises. La línea punteada indica la talla de madurez sexual reportada.

Las seis especies presentaron diferencias significativas en su longitud entre estratos de profundidad. Para *R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii*, *P. lentiginosus* y *H. americanus* (H= 78.0, g.l.= 2, $P < 0.01$; H= 890.9, g.l.= 2, $P < 0.01$; H= 58.0, g.l.= 1, $P < 0.01$; H= 18.7, g.l.= 1, $P < 0.01$; H= 82.8, g.l.= 1, $P < 0.01$, respectivamente) se observó un incremento de las tallas en relación con la profundidad, capturándose los individuos más pequeños a <20

m. La frecuencia de adultos de ambos sexos de *R. texana* y *G. lessae* se incrementó con la profundidad, pero de la primera especie las hembras adultas fueron más frecuentes entre 20–60 m y los machos a >60 m. Para la segunda especie, los machos adultos predominaron entre 20–60 m y las hembras adultas a >60 m. *Narcine bancroftii* se registró principalmente entre 20–60 m (77.6 %) con una presencia de adultos >73 %. Por el contrario, *P. lentiginosus* fue más frecuente a <20 m (57.7 %) con una presencia >74 % de adultos. No obstante, *S. dumeril* (H= 21.8, g.l.= 1, $P < 0.01$), aunque mostró tallas medianas similares (67 cm y 71 cm), la mayoría de los individuos (85 %) se capturaron a profundidades >60 m, con una predominancia de juveniles de ambos sexos (89 %) (Fig. 1.4).

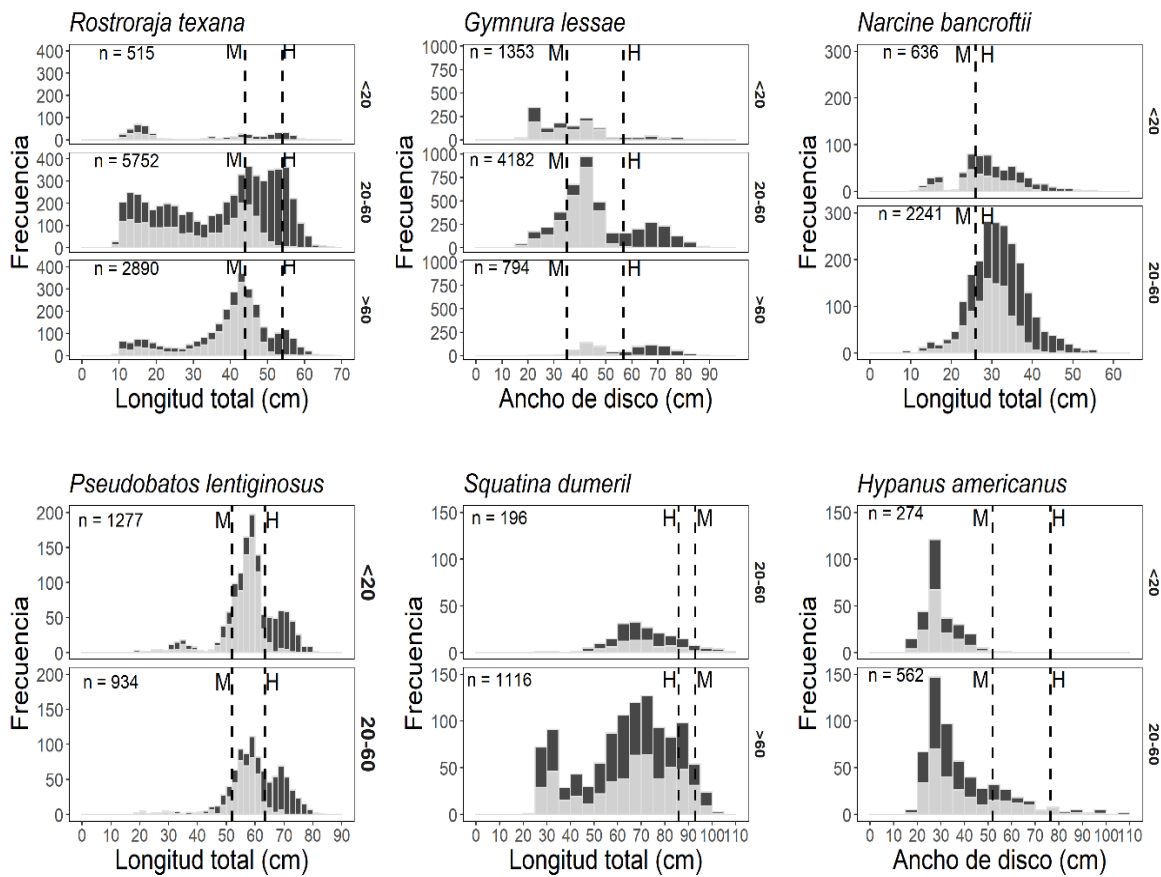


Figura 1.4. Distribución de frecuencia de tallas de las seis especies dominantes de elasmobranchios por estrato de profundidad. Las hembras (H) se presentan en barras negras y los machos (M) en grises. La línea punteada indica la talla de madurez sexual reportada.

Las seis especies presentaron variabilidad en su longitud entre temporadas. Para *R. texana* y *G. lessae* (H= 43.3, g.l.= 2, $P < 0.01$; H= 972.9, g.l.= 2, $P < 0.01$), los valores de la mediana indican que individuos de menor talla se capturan previo a la temporada de veda

(mediana= 39.0 cm, 37.0 cm, respectivamente). Los juveniles de *R. texana* dominaron en todas las temporadas, mientras que los juveniles de *G. lessae* fueron frecuentes previo a la veda (60.3 %), incrementándose la contribución de adultos durante (75 %) y posterior a la veda (87 %). En *N. bancroftii* ($H= 390.4$, $g.l.= 2$, $P < 0.01$) y *P. lentiginosus* ($H= 88.2$, $g.l.= 2$, $P < 0.01$), los adultos predominaron en todas las temporadas (>71 %), capturándose los individuos de menor talla previo y durante la temporada de veda. *Squatina dumeril* ($H= 162.4$, $g.l.= 2$, $P < 0.01$) mostró un espectro completo de tallas y recién nacidos durante la temporada de veda, cuando la mayoría de los individuos fueron registrados (82 %), sin embargo, la frecuencia de adultos fue limitada (12.3 %). Posterior a este periodo, la distribución se sesga hacia los juveniles (99.3 %). Para *H. americanus* ($H= 146.7$, $g.l.= 2$, $P < 0.01$), los individuos de menor talla se presentaron previo al periodo de veda (mediana= 28 cm), con una alta frecuencia de juveniles en todas las temporadas (>81 %) (Fig. 1.5).

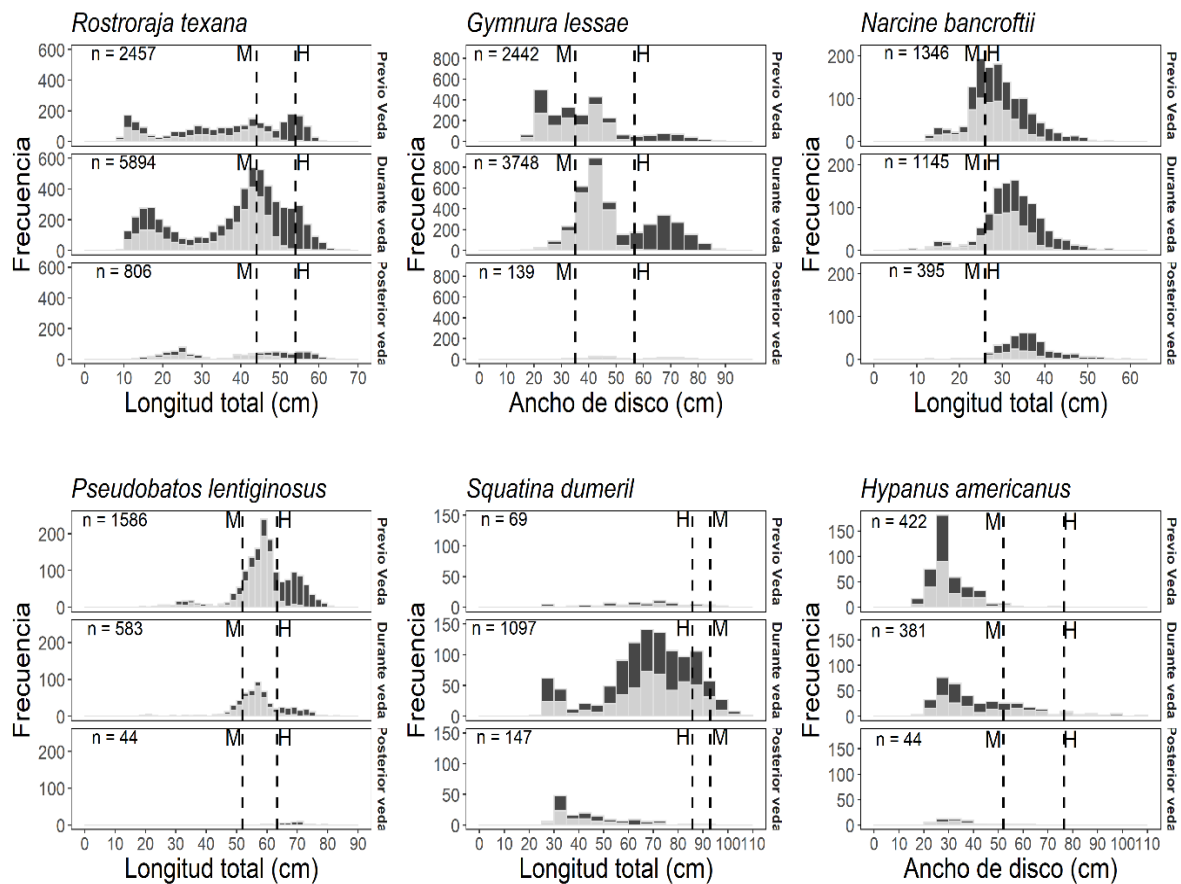


Figura 1.5. Distribución de frecuencia de tallas de las seis especies dominantes de elasmobranquios por temporadas de arrastre. Las hembras (H) se presentan en barras negras y los machos en grises (M). La línea punteada indica la talla de madurez sexual reportada.

La proporción sexual difirió entre zonas en *R. texana* ($\chi^2=79.6$, g.l.= 2, $P<0.05$), *G. lessae* ($\chi^2=81.4$, g.l.= 2, $P<0.05$), *N. bancroftii* ($\chi^2=30.4$, g.l.= 2, $P<0.05$), *P. lentiginosus* ($\chi^2=16.9$, g.l.=2; $P<0.05$), *S. dumeril* ($\chi^2=17.4$, g.l.= 1, $P<0.05$) y *H. americanus* ($\chi^2=7.9$, g.l.= 2, $P<0.05$, respectivamente). Mientras que por estratos de profundidad difirió para *R. texana*, *G. lessae*, *P. lentiginosus* y *S. dumeril* ($\chi^2=575.1$, g.l.= 2, $P<0.05$; $\chi^2=131.8$, g.l.= 2, $P<0.05$; $\chi^2=44.5$, g.l.= 1, $P<0.05$; $\chi^2=5.2$, g.l.= 1, $P<0.05$, respectivamente). Finalmente, la proporción sexual difirió también entre temporadas en tres especies; *R. texana*, *N. bancroftii* y *P. lentiginosus* ($\chi^2=27.8$, g.l.= 2, $P<0.05$; $\chi^2=32.8$, g.l.= 2, $P<0.05$; $\chi^2=48.4$, g.l.= 2, $P<0.05$, respectivamente).

Agregaciones

Durante la temporada de veda se identificaron agregaciones de *R. texana* entre 18.5–22° N (zona II) desde 15 a 85 m de profundidad. *Gymnura lessae* presentó algunas agregaciones en este mismo intervalo latitudinal, pero hasta una profundidad de 50 m, y se registraron también entre 24–25.5° N (zona I) hasta 25 m de profundidad. *Narcine bancroftii* y *P. lentiginosus* presentaron escasas agregaciones evidentes en áreas someras (<30 m de profundidad). Por el contrario, para *S. dumeril* se registraron agregaciones entre 20.5–22° N (zona II) en una profundidad >70 m, donde el 43 % de los lances (n= 140) con presencia de esta especie fueron en este intervalo latitudinal y de profundidad. En esta misma zona se registró también un número considerable de arrastres con presencia de *R. texana* y *G. lessae* (Fig. 1.6).

Durante los cruceros de pesca se identificaron agregaciones de cuatro especies; *R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii* y *P. lentiginosus*, en el intervalo latitudinal entre 20.5–21.5° N (zona II). Las agregaciones de *R. texana* se observaron en un amplio intervalo de profundidad, desde 20 a 90 m, *G. lessae* desde los 9.1 a 40 m, *N. bancroftii* hasta los 35 m y para *P. lentiginosus* sus agregaciones fueron evidentemente en aguas someras, hasta 25 m de profundidad. Por el contrario, *S. dumeril* y *H. americanus* no presentaron zonas de agregación evidentes, se registraron solo dos lances con más de 25 individuos en 20.5° N, en profundidades >60 m y un lance en zonas someras en los 21° N, respectivamente (Fig. 1.6).

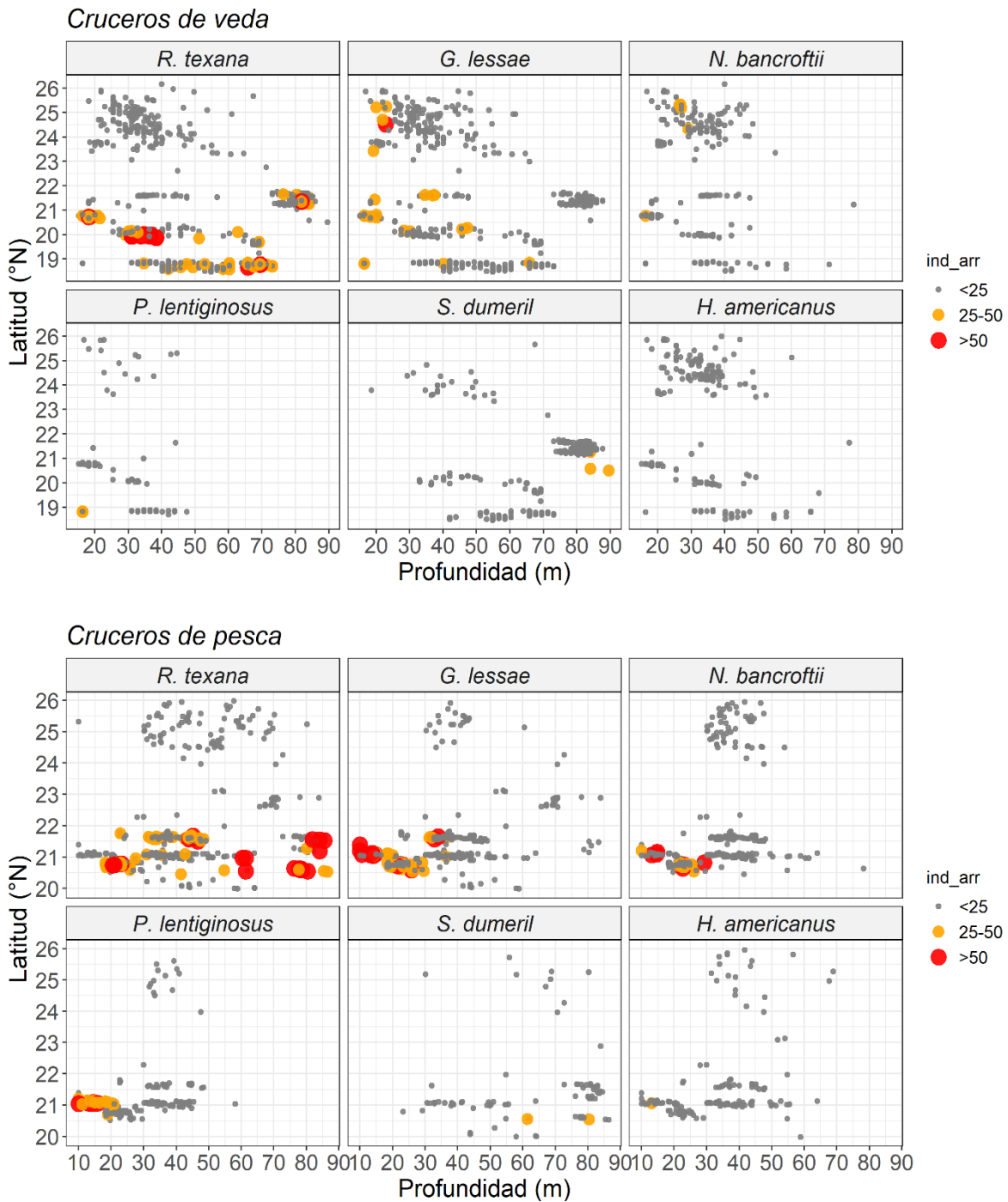


Figura 1.6. Distribución latitudinal y batimétrica de agregaciones de las seis especies dominantes de elasmobranquios durante la temporada de veda y de pesca en el sur del golfo de México. Se presenta en número de individuos por arrastre (ind_arr) para todas las especies.

Discusión

Composición de especies

El elenco taxonómico de elasmobranquios registrado en la captura incidental del arrastre de camarón en el GM (n=16 especies) es similar al intervalo mínimo de especies asociadas al arrastre en el Pacífico mexicano (16–25 especies). La mayor diversidad de estas especies se ha registrado en la entrada del GC, con una mayor contribución de especies de rayas asociadas al fondo que de tiburones (Medina-Bautista, 2011; Torres-Huerta *et al.*, 2019; Garcés-García *et al.*, 2020). Esto difiere con el presente trabajo donde el número de especies de ambos grupos fue similar para el GM, probablemente como consecuencia de la diferencia en la diversidad de especies de rayas de la familia Urotrygonidae entre ambos litorales, representando el 28 % de las especies (n= 7) en los arrastres en el GC, mientras que un menor número de estas especies son reportadas para el Atlántico mexicano (Del Moral-Flores *et al.*, 2016).

El número de especies de elasmobranquios en la captura incidental en el GM representó 13.9 % de las reportadas para el Atlántico mexicano (115 especies) por Del Moral-Flores *et al.* (2016). El resto de las especies de elasmobranquios que habitan en el GM, y que no fueron registradas en el de arrastre camaronero, tienen probablemente una preferencia de hábitat de fondo asociado a pastos marinos, fondos rocosos o coralinos, o una posición en la columna de agua distinta de donde la flota de arrastre ejerce presión pesquera.

El número de especies y su ocurrencia diferenciada entre las zonas (I-III) puede estar determinado por factores biogeográficos y por requerimientos ecológicos específicos, sin descartar como posible fuente de sesgo adicional, para el registro de especies menos comunes, el del tamaño de muestra, ya que el número de lances analizados para la zona III (91 lances) representaron únicamente 5.9 % del total (Tabla 1.1). Otro factor a considerar es el mayor esfuerzo de muestreo realizado durante la temporada de veda y en el estrato de profundidad entre 20–60 m. Las variaciones en el número de especies de elasmobranquios han sido similarmente atribuidas a la profundidad, área y temporadas en previos estudios en las pesquerías de arrastres en otras regiones (Clarke *et al.*, 2016; Garcés-García *et al.*, 2020; White *et al.*, 2019). Por lo tanto, los elasmobranquios asociados al arrastre en el GM exhiben patrones diferenciados complejos de segregación intra- e inter-específica.

De las 16 especies de elasmobranquios asociadas al arrastre camaronero en el sur del GM, cinco especies de rayas costero-demersales y una de tiburón demersal fueron las dominantes, con una contribución numérica ≈ 99 % y en biomasa de 98 % (Tabla 1.3). Estas seis especies tienen evidentemente mayor susceptibilidad de captura por su preferencia de hábitat asociado al fondo marino (demersales) y por una menor capacidad natatoria, ya que su contribución en la captura fue mayor comparado con especies de tiburones netamente neotónicas, por ejemplo, del género *Mustelus* y *Rhizoprionodon*, que poseen la misma preferencia de hábitat y su contribución en la captura fue mínima (<0.5 %).

La distribución batimétrica de las especies, debido principalmente a sus preferencias de hábitat, es un factor importante para la composición de las capturas incidentales en el arrastre de camarón. Por ejemplo, las dos especies incidentales más conspicuas, *R. texana* y *G. lessae* (en global 74 %), tienen una amplia distribución dentro de toda el área de operación de la flota pesquera (9.1–90 m), mientras que, las otras cuatro especies dominantes que tienen una distribución batimétrica restringida, *N. bancroftii*, *H. americanus* y *P. lentiginosus* a aguas someras, y *S. dumeril* con preferencia de aguas de mayor profundidad (>50 m), presentaron una contribución en la captura menor (en global ≈ 25 %). En consecuencia, el traslape entre su hábitat con la zona de pesca de la flota es un factor primario que determina sustancialmente su contribución en la captura.

La composición de elasmobranquios asociados a la captura de esta pesquería está caracterizada por una mayor participación de especies de pequeño tamaño. Esta particularidad puede relacionarse con varios factores, entre ellos; (1) las características biológicas, por ejemplo, *R. texana* (representó 49.9 % de los individuos) posee una significativa predominancia de hembras (por temporadas y zonas) que le confiere potencialmente un éxito reproductivo alto y, probablemente, un reclutamiento poblacional mayor que le permite ser más abundante comparado con otras especies; (2) las características morfológicas, los individuos de menor talla y/o con cuerpos deprimidos dorso-ventralmente pueden pasar a través de la separación entre las barras de los DETs (10.2 cm) hacia el bolso de la red, la presencia de espinas en el dorso y en la cauda también propicia la retención de estos individuos; (3) cambios en la estructura comunitaria de elasmobranquios ocasionados por la probable disminución de especies de mayor tamaño, lo anterior considerado que han transcurrido siete décadas de operación de la pesca de arrastre

de camarón en el GM, y que las especies de mayor tamaño son más sensibles de sobreexplotación por sus estrategias de historia de vida (Smith *et al.*, 1998).

La mayoría de los elasmobranquios capturados incidentalmente en las pesquerías de arrastre son descartados, aunque algunos organismos son retenidos por su valor comercial (Clarke *et al.*, 2016). En el presente estudio, se observó que todos los tiburones de las familias Carcharhinidae, Sphyrnidae y Triakidae fueron retenidos por su valor comercial, pero fueron capturados esporádicamente (Tabla 1.3), con una participación baja en la composición de la captura (en global 0.5 % en número y 1.25 % en peso). Por el contrario, las rayas de las familias Aetobatidae, Dasyatidae, Gymnuridae, Rhinobatidae y Rhinopteridae presentaron una importancia de retención moderada, con una contribución global en la captura mayor (34.37 % en número y 53.21 % en biomasa; Tabla 1.3) debido a la contribución de *G. lessae*. Estas especies de tiburones y rayas son de importancia comercial en las pesquerías artesanales del GM (Castillo-Géniz *et al.*, 1998; Lara-Mendoza *et al.*, 2016a; DOF, 2018; Mendoza-Carranza *et al.*, 2018; Pérez-Jiménez *et al.*, 2020).

Frecuencia de tallas de las principales especies

Las seis especies dominantes se capturaron en un amplio intervalo de tallas, desde individuos cercanos a la talla de nacimiento hasta adultos. Las tallas mínimas registradas de *R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii*, *H. americanus* y *S. dumeril* (Tabla 1.4) fueron menores que su longitud de nacimiento reportadas por Sulikowski *et al.* (2007), Cu-Salazar *et al.* (2014), McEachran (2002), Ramirez-Mosqueda *et al.* (2012) y Baremore (2010) (11.3–11.8 cm LT; 20–21 cm AD; 9–10 cm LT; 25–34 cm AD; 25 cm LT, respectivamente). Por lo cual, el presente trabajo contribuye a reportar una talla de nacimiento para el sur del GM menor que la referida por otros autores. Así también, se reporta que el alumbramiento de *N. bancroftii*, *P. lentiginosus* y *S. dumeril* sucede durante la temporada de veda, cuando la pesca de arrastre no ejerce presión pesquera, ya que las tallas mínimas se registraron durante ese periodo.

Las seis especies dominantes exhiben segregación batimétrica en su estructura de tallas. En *R. texana* y *G. lessae* los individuos de menor tamaño se registraron principalmente en zonas someras, mientras que la frecuencia de adultos se incrementó con la profundidad, es decir que se aprecia claramente una segregación batimétrica por

ontogenia. Esta condición se apreció también para *N. bancroftii*, *P. lentiginosus* y *H. americanus*, registrándose los individuos de menor talla en zonas <20 m de profundidad, estrato donde *P. lentiginosus* fue más frecuente. En el otro extremo, *S. dumeril* tiene preferencia por zonas de mayor profundidad y la mayor frecuencia de individuos adultos se registró a >60 m (12.3 %) (Fig. 1.3).

En la captura incidental se registró un intervalo completo de tallas para las especies de pequeño tamaño, *R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii* y *P. lentiginosus*. La talla máxima registrada para estas cuatro especies (Tabla 1.4) fue similar a la talla máxima reportada en la literatura (~63.0 cm LT, 110 cm AD, 65.0 cm LT y 78.0 cm LT, respectivamente; Last *et al.*, 2016). Por el contrario, para *H. americanus* y *S. dumeril* se registraron menores tallas que la máxima reportada (150 cm AD y 155 cm LT; Compagno 2002, Last *et al.*, 2016). La falta de individuos de ambas especies con longitudes >110 cm probablemente está asociada al efecto de exclusión de los DETs en las redes de arrastre de las embarcaciones camaroneras en el GM. Este efecto de exclusión en los DETs no puede probarse cuantitativamente por falta de datos previos a su implementación desde 1993 (DOF, 1993). Se ha demostrado, sin embargo, que estos aditamentos proporcionan cierto grado de selectividad por talla para algunas especies de elasmobranquios (Brewer *et al.*, 1998, 2006; Belcher y Jennings, 2011; Raborn *et al.*, 2012; Willems *et al.*, 2016).

Los DETs permiten la exclusión de algunos elasmobranquios en las redes de arrastre de camarón, lo cual depende de la talla y la morfología, con una reducción alta de individuos de una talla >100 cm que son capaces de escapar al interactuar con las barras del DET. A pesar de la reducción alta de individuos de mayor tamaño, el efecto de exclusión para individuos juveniles y especies pequeñas es mínimo, siendo comunes en la captura (Brewer *et al.*, 1998, 2006; Willems *et al.*, 2016). Se ha reportado también que los DETs reducen la captura incidental de individuos de mayor tamaño de la familia Carcharhinidae (Belcher y Jennings 2011; Raborn *et al.*, 2012). La contribución marginal de estos individuos de la familia Carcharhinidae (<0.1 %) registrada en el presente estudio, de los cuales se registraron solo juveniles, está asociada probablemente al efecto de exclusión de estos aditamentos, contrario a la baja selectividad que se le ha atribuido a la red de arrastre utilizada en esta pesquería.

Los DEPs son aditamentos que podrían ayudar también a incrementar la selectividad de la red de arrastre en el GM. De acuerdo con Garcés-García *et al.* (2020), estos permiten el escape de individuos juveniles del género *Gymnura*, *Hypanus* y *Rhinoptera* (15–40 cm de AD) que no fueron excluidos por los DETs, y dependiendo de su tamaño, condición y comportamiento de natación pueden escapar antes de ser aplastados en la red. En consecuencia, modifican la estructura de tallas en la captura y reducen la mortalidad de ciertos grupos para algunas especies e individuos de pequeño tamaño.

Agregaciones

Las agregaciones de cinco especies dominantes de elasmobranquios en el sur del GM probablemente son resultado de mejores condiciones de hábitat, asociadas a una alta productividad primaria producida por la influencia de grandes cuencas costeras que vierten nutrimentos mediante los ríos Panuco, Tuxpan, Cazonas, Jamapa y Papaloapan. Así también, por la presencia de un giro ciclónico semi-permanente, centrado aproximadamente en los 19.8° N y 95.3° W (Peters *et al.*, 2021). Estas agregaciones pueden relacionarse también con una mayor heterogeneidad y complejidad estructural de áreas adyacentes a los caladeros de pesca por la existencia de tres sistemas arrecifales (Lobos-Tuxpan, Veracruzano, los Tuxtlas) y arrecifes sumergidos (Ortiz-Lozano *et al.*, 2013; 2019).

Las agregaciones de rayas costero-demersales (*R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii*, *P. lentiginosus*) en las aguas someras vuelven, en consecuencia, a sus poblaciones más susceptibles a la captura incidental (Fig. 1.6). Similarmente, en zonas costeras del Pacífico de Costa Rica se presentan agregaciones de juveniles y adultos de elasmobranquios de tallas pequeñas, estas zonas son consideradas hábitats importantes para las primeras etapas de vida de especies demersales (Clarke *et al.*, 2014; 2016). Las agregaciones de estas especies en zonas someras están asociadas a la disponibilidad de alimento por la proximidad de sistemas estuarinos y a comportamientos reproductivos, ya que estas zonas son utilizadas como áreas de crianza y refugio (Knip *et al.*, 2010).

En el presente trabajo se determinó que algunas especies presentaron agregaciones restringidas batimétrica y temporalmente, probablemente asociados a requerimientos particulares de hábitat. Por ejemplo, estas fueron para *N. bancroftii* y *P. lentiginosus* durante el periodo de pesca (previo al periodo de veda) en profundidades <35 m, sugiriendo

que la veda de arrastre camarero tiene un efecto menor para la mitigación de la captura incidental de ambas especies, comparado con *S. dumeril*, que presentó agregaciones limitadas a zonas de mayor profundidad durante el periodo de veda, por lo que el cierre temporal de pesca de arrastre beneficia directamente la protección de su población.

Los comportamientos de agregación de estas especies deben ser considerados en el desarrollo de estrategias para su conservación, ya que representan puntos críticos de captura incidental donde se incrementa el riesgo. Esto debido a que, si la actividad pesquera es elevada en zonas donde los individuos se agregan o donde permanecen los componentes clave de la población, aumenta la probabilidad de que las poblaciones sea disminuida (Mucientes *et al.*, 2009; Jacoby *et al.*, 2012). Además, se encontró que la profundidad y el área geográfica fueron factores determinantes para estas agregaciones, resultando importante considerar su efecto en análisis futuros.

En el presente capítulo se expone que el elenco taxonómico de elasmobranquios asociados a la pesca mexicana de arrastre de camarón en el GM está compuesto por al menos 16 especies. Seis especies fueron las dominantes y son capturadas en todo su espectro poblacional, también exhibieron patrones diferenciados de segregación batimétrica y temporal, tanto inter- como intra-específicos. Para *G. lessae*, *N. bancroftii* y *P. lentiginosus* predominaron los adultos y tienen segregación batimétrica por ontogenia. Las agregaciones de *R. texana*, *G. lessae* y *S. dumeril*, que suceden durante el periodo de veda están protegidas, por el contrario, las agregaciones de *R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii* y *P. lentiginosus* que se presentan durante el periodo de pesca previo, en áreas costeras entre 20.5–21.5° N, están más expuestas. La presión por pesca incidental a la que están sometidas las especies costeras de pequeño tamaño y los juveniles de *H. americanus* y *S. dumeril*, así como los patrones de agregación y segregación constituyen elementos emergentes de complejidad, por lo que se vuelve importante evaluar potenciales estrategias de manejo.

III. Capítulo II. Vulnerabilidad de los elasmobranquios capturados en la pesca de arrastre de camarón

Introducción

Los elasmobranquios son especies particularmente vulnerables a la sobre-explotación debido a sus estrategias de historia de vida, que resultan en general en una productividad biológica (P) baja y tasas de crecimiento poblacional (r) bajas. Sin embargo, por su diversidad biológica, los elasmobranquios presentan una amplia variedad de capacidades de recuperación poblacional y, en consecuencia, algunas especies son más resilientes a la mortalidad por pesca que otras (Smith *et al.*, 1998; Walker, 1998; Stevens *et al.*, 2000). La vulnerabilidad (V) de una especie es referida como el potencial de disminución de la productividad debido a la presión pesquera directa e indirecta (Patrick *et al.*, 2009). La V está determinada por su P , que es la capacidad de recuperación basada en sus estrategias de vida, y por su susceptibilidad de captura (S), que es el grado de impacto de una determinada pesquería sobre una especie (Patrick *et al.*, 2010; Furlong-Estrada *et al.*, 2017).

La captura incidental frecuente de elasmobranquios en la pesca de arrastre de camarón ha sido reportada en numerosas regiones del mundo (Cedrola *et al.*, 2005, 2012; Shepherd y Myers, 2005; Acevedo *et al.*, 2007; Clarke *et al.*, 2016; Willems *et al.*, 2016; White *et al.*, 2019). Su captura incidental es común también en las pesquerías de arrastre de teleósteos (Carbonell *et al.*, 2003; Tamini *et al.*, 2006; Crespi-Abril *et al.*, 2013). En pesquerías mexicanas, los elasmobranquios son un componente importante en los arrastres de camarón en el GT (Torres-Huerta *et al.*, 2019), el GC (López-Martínez *et al.*, 2010; Herrera-Valdivia *et al.*, 2016; Garcés-García *et al.*, 2020) y el GM (Oviedo-Pérez *et al.*, 2014; 2017), asimismo, en la pesquería de arrastre de teleósteos en el GC (Godínez-Padilla y Castillo-Géniz, 2016; Lara-Mendoza *et al.*, 2016b).

Para evaluar los efectos de la pesca sobre poblaciones marinas es recomendable realizar evaluaciones de stock. Pero cuando no se cuenta con información de captura y esfuerzo, los análisis demográficos han sido una alternativa para entender la dinámica de las poblaciones, porque proporcionan una estimación de la tasa intrínseca de incremento poblacional y el potencial de explotación (Walker, 2005; Cortés, 2007; Cortés *et al.*, 2015). No obstante, existe aún insuficiente información para desarrollar este tipo de evaluaciones para muchas especies de elasmobranquios, particularmente para aquellas que tienen poca

importancia comercial y forman parte de la captura incidental en pesquerías con gran valor comercial como la de camarón, donde no se registran estadísticas de captura para estas especies que son descartadas. En tales casos, es necesario aplicar técnicas de evaluación rápida basadas en la mejor información biológica disponible, que ayuden a determinar especies con alto riesgo de sobrepesca que requieren de medidas de manejo y protección inmediatas, así como prioridades de investigación (Stobutzki *et al.*, 2002; Walker, 2007; Hobday *et al.*, 2011).

La evaluación de riesgo ecológico por efectos de la pesca (ERAEF por sus siglas en inglés) ha sido utilizada en diversas poblaciones de elasmobranquios sometidas a presión por pesca en diversas pesquerías (Cortés *et al.*, 2015). Como parte de este método, el análisis de productividad y susceptibilidad (PSA) es una evaluación semi-cuantitativa basada en la P de cada especie y su S a un determinado sistema de pesca. El PSA categoriza en forma semi-cuantitativa el riesgo y permite evaluar de manera rápida la V relativa en especies de elasmobranquios que no son objetivo de una pesquería, particularmente cuando la información disponible es limitada, y bajo un enfoque precautorio (Walker, 2005; Tovar-Ávila *et al.*, 2010; Hobday *et al.*, 2011). El PSA también es utilizado para sugerir probables estrategias de manejo para especies vulnerables ayudando a priorizar esfuerzos de manejo pesquero (Cortés *et al.*, 2010; Hobday *et al.*, 2011) y su flexibilidad permite incorporar información sobre atributos biológicos, tendencia de capturas o identificación de hábitats críticos (Walker, 2007; Furlong-Estrada *et al.*, 2014), donde es posible hipotetizar escenarios que permitan cambios de la V de especies con alto riesgo.

El riesgo ecológico y V de poblaciones de elasmobranquios han sido estimados mediante el PSA en pesquerías dirigidas a estos recursos en el Mar Céltico y el Caribe colombiano (McCully-Phillips *et al.*, 2015; Mejía-Falla *et al.*, 2019). En aguas mexicanas, el PSA ha permitido evaluar especies de tiburones de importancia comercial en las pesquerías artesanales de la entrada del GC y en la costa occidental de Baja California Sur (Furlong-Estrada *et al.*, 2014, 2017), para especies listadas en el Apéndice II de la CITES (Benítez *et al.*, 2015) y para evaluar cambios temporales en la V de especies en las pesquerías de tiburón en el sureste del GM (Martínez-Candelas *et al.*, 2020). Este método ha sido empleado también en las pesquerías de camarón donde los elasmobranquios forman

parte de la captura incidental, como en el norte de Australia (Stobutzki *et al.*, 2001, 2002) y en el Pacífico de Costa Rica (Clarke *et al.*, 2018).

La evaluación de riesgo ecológico de los elasmobranquios en la captura incidental de la pesca de arrastre de camarón del GM es una necesidad urgente, debido a que no existen evaluaciones de sus poblaciones. No obstante, algunas medidas de manejo para la pesquería de camarón y las desarrolladas para las pesquerías dirigidas a tiburones y rayas en México (DOF, 2007) podrían ayudar a mitigar el impacto en los elasmobranquios capturados incidentalmente y contribuir a reducir la mortalidad de las poblaciones de estas especies capturadas por ambas pesquerías, por ejemplo, la veda para la pesquería de tiburones y la veda para pesca de arrastre de camarón en el GM (DOF, 2014a; 2017). En el presente trabajo se estimó la vulnerabilidad de especies de elasmobranquios asociados a la pesquería mexicana de arrastre de camarón en el sur del GM para de identificar especies sensibles de sobreexplotación, incorporando la información científica disponible bajo un enfoque con datos limitados mediante un *PSA* e identificar y analizar escenarios con potenciales estrategias de manejo permiten disminuir su *V*.

Material y Métodos

Análisis de productividad y susceptibilidad

Para cada especie de elasmobranquio se determinó su *P* y *S* con base en el *PSA* implementado por Furlong-Estrada *et al.* (2017), modificado del método original de Patrick *et al.* (2010). Se utilizaron 10 atributos biológicos relacionados con parámetros de historia de vida para estimar su *P*, y 10 atributos relacionados a la dinámica pesquera de la flota y aspectos ecológicos de las especies para estimar su *S*. Los atributos de *P* y *S* se describen en las tablas 2.1 y 2.2.

Para evaluar la *S* a la pesquería de arrastre, las especies de elasmobranquios fueron clasificadas de acuerdo con su tipo de hábitat y distribución batimétrica en: a) costero-demersales, especies de hábitat bentónico y distribución batimétrica menor que 100 m; b) costero-semioceánicas, especies con hábitos epipelágicos que pueden encontrarse cercanos

o lejos de la costa y; c) demersales, especies con hábitat bentónico y distribución batimétrica mayor que 100 m.

Tabla 2.1. Atributos de productividad (*P*) para evaluar la vulnerabilidad de elasmobranquios en la pesquería mexicana de arrastre de camarón en el golfo de México. Basado en Furlong-Estrada *et al.* (2017).

Atributo	Peso	Definición	<i>P</i>		
			Baja (1)	Moderada (2)	Alta (3)
<i>r</i>	2	Tasa intrínseca de crecimiento de la población o máximo crecimiento de población sin pesca.	<0.16	0.16-0.5	>0.5
Edad máxima	2	Indicador directo de la tasa de mortalidad natural (M).	>30 años	10-30 años	<10 años
Talla máxima	2	Correlacionada con la productividad, peces más grandes tienen baja productividad.	>150 cm	60-150 cm	<60 cm
Coefficiente de crecimiento (<i>k</i>)	2	Medida de la rapidez con la que un pez alcanza su talla máxima.	<0.15	0.15-0.25	>0.25
Mortalidad natural (M)	2	Refleja la productividad de la población; Stocks con alta mortalidad natural requiere alta productividad para mantener los niveles de la población.	<0.20	0.20-0.40	>0.40
Fecundidad	2	Número de crías producidos por hembra por evento reproductivo.	<33	33-66	>66
Ciclo reproductivo	2	Stocks con ciclos reproductivos más cortos tienen más alta productividad que aquellos con ciclos reproductivos más largos.	Bienal o mas	Anual	Bianual
Talla de madurez	2	Tiende a ser positivamente correlacionado con la talla máxima. Stock de vida larga y baja productividad son más grandes que los stocks con vida corta.	>150 cm	100-150 cm	<100 cm
Edad de madurez	2	Tiende a ser positivamente correlacionado con la edad máxima; stock más longevos y baja productividad son de mayor edad que los de vida corta.	>4 años	2 a 4 años	<2 años
Nivel trófico	2	La posición de un stock en la comunidad puede ser usada para inferir la productividad; bajos niveles tróficos generalmente son más productivos que los de altos niveles tróficos.	>3.5	2.5-3.5	<2.5

Tabla 2.2. Atributos de susceptibilidad (S) de elasmobranquios en la pesquería mexicana de arrastre de camarón en el golfo de México. Basado en Furlong-Estrada *et al.* (2017).

Atributo	Peso	Definición	S		
			Baja (1)	Moderada (2)	Alta (3)
Estrategia de manejo	2	La susceptibilidad de un stock a la sobrepesca depende de la efectividad del procedimiento de manejo para control de la captura.	Especies objetivos tienen límites de captura y las no objetivos son registradas.	Especies objetivos tienen límites de captura. Se cuenta con limitados registros de stock no objetivos	Especies objetivos no tienen límites de captura y stock no objetivos no registradas.
Traslape del área	2	Medida del traslape geográfico entre la distribución conocida del stock y el de la pesquería.	<25 % del stock presente en el área de pesca.	25-50 % del stock presente en el área de pesca.	>50 % del stock presente en el área de pesca.
Concentración Geográfica	2	Medida en la que el stock se concentra en áreas pequeñas.	El stock es concentrado en >50 % de su rango total.	El stock es concentrado en el 25-50 % de su rango total.	El stock es concentrado en <50 % de su rango total.
Traslape vertical	2	Ubicación del stock en la columna de agua en relación con el arte de pesca.	<25 % del stock presente en la profundidad de pesca.	25-50 % del stock presente en la profundidad de pesca.	>50 % del stock presente en la profundidad de pesca.
Migración estacional	2	Incremento o decremento en la interacción de las especies con la pesquería durante las migraciones.	Las migraciones disminuyen la interacción de la pesquería y especies.	Las migraciones no afectan la interacción de la pesquería y especies.	Las migraciones incrementan la interacción de la pesquería y especies.
Agregaciones y respuestas de comportamiento	2	Agregaciones de los organismos por alimentación o reproducción (periodos de dos meses o más).	La agregación decrece la interacción de la pesquería y especies.	La agregación no afecta la interacción de la pesquería y especies.	La agregación incrementa la interacción de la pesquería y especies.
Morfología que promueve su captura	2	La capacidad del arte de pesca para capturar organismos, basado en sus características morfológicas.	Especies muestran baja susceptibilidad al arte de pesca.	Especies muestran moderada susceptibilidad al arte de pesca.	Especies muestran alta susceptibilidad al arte de pesca.
Supervivencia post captura y liberación	2	La supervivencia del organismo después de su captura y liberación varía por especie, región y/o arte de pesca.	Probabilidad de supervivencia >67 %.	33-66 % probabilidad de supervivencia.	<33 % probabilidad de supervivencia.
Stock con interés para retención	2	Organismos con alto valor son más susceptibles a la sobrepesca o hay sobrepesca por incremento en el esfuerzo.	Captura incidental con bajo o nulo valor.	Captura incidental con moderado a alto valor.	Captura incidental con alto valor para la pesquería.
Impacto de la pesquería sobre el hábitat	2	Una pesquería puede tener un efecto indirecto sobre una especie por impactos adversos en el hábitat.	Efectos adversos ausentes, mínimos o temporales.	Efectos adversos más que mínimos o temporales son mitigados.	Efectos adversos más que mínimos o temporales y no son mitigados.

La P de las 16 especies de elasmobranquios se determinó con base en la mejor información biológica disponible en el sur del GM. Cuando esta información no existía en el área se utilizó información de áreas geográficas cercanas en orden de prioridad: norte del GM, Atlántico y regiones del Pacífico, de Fishbase (Froese y Pauly, 2018) y finalmente de un taxón de género similar. Para especies que no tienen una estimación de mortalidad natural (M), se utilizó la ecuación propuesta por Then *et al.* (2015): $M = 4.899 \times t_{\max}^{-0.916}$, donde t_{\max} es la edad máxima en años, obtenida de literatura.

Para estimar la S , los valores de los atributos referentes a aspectos ecológicos se establecieron mediante la revisión de literatura y, los referentes a la dinámica de la flota pesquera durante las operaciones de pesca se basaron en los resultados de la captura incidental obtenidos en el Capítulo I y en la incorporación del conocimiento experto de un grupo de trabajo realizado en IMIPAS-Veracruz en noviembre de 2017.

Cada atributo de P y S se evaluó para cada especie en un valor numérico en la escala de 1 a 3, que corresponde a las categorías de riesgo bajo, moderado o alto, respectivamente, de acuerdo con Hobday *et al.* (2011). Para asegurar mayor precisión de los valores de P y S , estos fueron consensuados en el grupo de trabajo. En el caso de total falta de información de alguna especie, se asignó un valor 0 y dicho atributo no fue utilizado (Anexo 5 y 6). A cada atributo de P y S para todas las especies, se le asignó un peso relativo con valor de dos (Tabla 2.1 y 2.2), donde se asume que cada atributo tiene una importancia similar (Patrick *et al.*, 2010; Cope *et al.*, 2011).

La calidad de la información de cada atributo de P y S fue ponderada en valor con intervalo de 1 a 5, desde mejores datos hasta ningún dato, respectivamente. El promedio de estos valores fue categorizado para cada especie como información limitada (>3.5), moderada (≥ 2.0 y ≤ 3.5) y de buena calidad (<2.0). Esta clasificación detalla la incertidumbre del valor de V y ayuda a identificar vacíos de información para futuras necesidades de investigación (Patrick *et al.*, 2010).

Vulnerabilidad

La V de las 16 especies de elasmobranquios se determinó con base en su P y S , mediante el software *PSA*, versión 1.4.0.0 de la NOAA Fisheries Toolbox, disponible en la página electrónica https://noaa-fisheries-integrated-toolbox.github.io/PSA_nft. Los valores

promedio de los atributos de P y S para cada especie se calcularon y fueron presentados en un gráfico de dispersión X-Y, donde la V es estimada mediante la ecuación: $V = \sqrt{(P-3)^2 + (S-1)^2}$, que corresponde a la distancia euclidiana de cada especie al foco del gráfico (Cortés *et al.*, 2010, 2015). La V fue categorizada de acuerdo con Cope *et al.* (2011) y Furlong-Estrada *et al.* (2017) como baja ($V < 1.8$), moderada ($1.8 \leq V \leq 2$) o alta ($V > 2.0$). Para identificar las especies con V similar, estas fueron agrupadas mediante un análisis de clúster con el método de Ward basado en la distancia euclidiana como objeto de medida (Furlong-Estrada *et al.*, 2017). El número óptimo de grupos que soportan los datos fue determinado mediante el método de Silhouette (Cope y Punt, 2009).

Se plantearon dos escenarios hipotéticos en el *PSA* para especies con más alta V (especies vulnerables con $V > 1.8$), considerando potenciales estrategias de manejo. Estas fueron basadas en las actuales prácticas de pesca y distribución de las capturas. En el primer escenario se consideró la implementación de una estrategia de liberación post-captura como una estrategia potencial de manejo, considerando que individuos de varias especies (incluyendo *S. dumeril*, *P. lentiginosus* y *R. texana*) son actualmente liberados al mar por los pescadores durante los procesos de separación de la captura a bordo, algunos de estos aún vivos. Para desarrollar este primer escenario se disminuyó el valor de riesgo en el atributo de “Supervivencia post-captura y liberación”, bajo el supuesto que la adopción de un adecuado método de liberación permite incrementar la probabilidad de supervivencia de los organismos liberados.

En el segundo escenario se consideró, además de la implementación de prácticas de liberación post-captura, la protección de agregaciones por actividades reproductivas o estadios de desarrollo, basadas en la observación de agregaciones de algunas especies durante los arrastres (Capítulo I). Para desarrollar este escenario se disminuyó el valor de riesgo en los atributos de “Supervivencia post-captura y liberación” y “Agregaciones y respuestas de comportamiento”, bajo el supuesto que la restricción de pesca en zonas y periodos específicos disminuye la interacción de la pesquería y las especies en periodos críticos, reduciendo entonces su V .

Resultados

De las 16 especies de elasmobranquios asociados a la captura incidental (Tabla 2.3), 10 especies fueron de hábitos costero-demersales; tres especies costero-semioceánicas; y tres especies demersales.

Análisis de productividad y susceptibilidad

Rostroraja texana, *N. bancroftii* y *P. lentiginosus* (especies costero-demersales) presentaron el mayor número de atributos de *P* alta y el mayor número de atributos de *S* moderada-alta. En contraste, las especies con el mayor número de atributos de *P* baja fueron *Carcharhinus brevipinna* (Valenciennes, 1839), *S. dumeril*, *Carcharhinus acronotus* (Poey, 1860) y *Rhinoptera bonasus* (Mitchill, 1815). Estas cuatro especies tienen también una mayor cantidad de atributos de *S* baja, excepto *S. dumeril*, la cual concentra sus atributos en categoría moderada. La mayor falta de información biológica se presentó para *Aetobatus narinari* (Euphrasen, 1790), *G. lessae*, *D. olseni* y *S. cubensis* (Fig. 2.1).

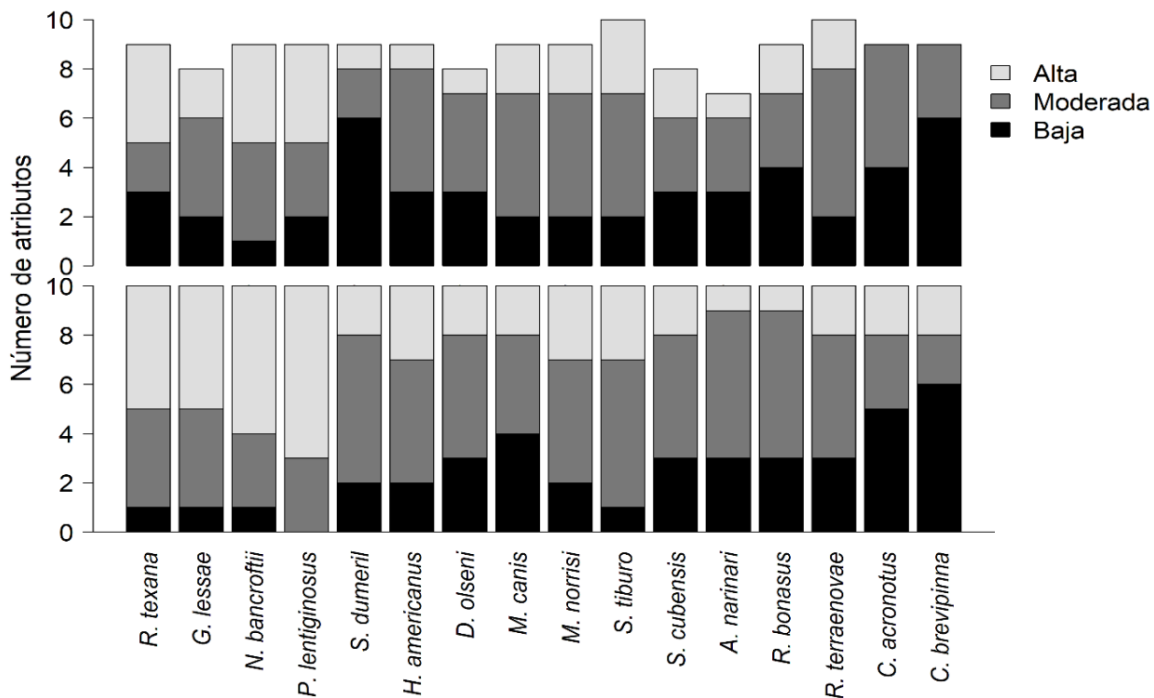


Figura 2.1. Número de atributos de productividad biológica (gráfico superior) y susceptibilidad de captura (gráfico inferior) en categorías alta, moderada o baja de 16 especies de elasmobranquios capturados incidentalmente en la pesquería mexicana de arrastre de camarón del golfo de México.

Los atributos que determinan una P baja fueron: la “Fecundidad” para el 100 % de las especies, “Nivel trófico” para 13 especies y “Edad de madurez” para siete especies. Cuatro atributos determinan una P moderada: “Edad máxima” y “Talla máxima” para 12 especies, “Ciclo reproductivo” para 11 especies y “Mortalidad Natural” para nueve especies. Sin embargo, “Mortalidad Natural” también provee una P alta para siete especies. Los atributos que proveen una P alta fueron: “Talla de madurez” para 12 especies y el “Coeficiente de crecimiento (k)” para seis especies. La “Tasa de crecimiento poblacional (r)” únicamente ha sido determinada para dos especies de importancia comercial, *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson, 1836) y *S. tiburo*. Los atributos biológicos con información no disponible fueron aquellos de aspectos reproductivos como la “Talla de madurez” para *D. olseni*, “Edad de madurez” para *G. lessae*, *S. cubensis* y *A. narinari*, y para esta última especie también el “Ciclo reproductivo” (Fig. 2.2).

En términos de la S , todas las especies fueron consideradas con riesgo moderado para el atributo “Estrategia de manejo”, considerando que el periodo de veda para la pesca de arrastre disminuye la probabilidad de todas las especies de ser capturadas durante algunos meses cada año. En el atributo “Traslape del área” el riesgo fue moderado-alto para especies costero-demersales que tienen áreas de distribución concurrentes con la zona de operación de la flota camaronera, comparado con especies costero-semioceánicas y demersales que presentan un área de distribución mayor y, por lo tanto, un riesgo bajo-moderado. En el atributo “Traslape vertical”, seis especies costero-demersales presentan alto riesgo debido a que las redes de arrastre operan directamente sobre su hábitat. Asimismo, 13 especies presentan riesgo alto para el atributo de “Probabilidad de supervivencia post-captura y liberación” y tres especies tienen riesgo moderado ya que son morfológicamente más robustas y tienen modos de respiración por bombeo bucal, como *S. dumeril*, *Mustelus canis* (Mitchill, 1815) y *Mustelus norrisi* Springer, 1939. En el atributo de “Impacto de la pesquería sobre el hábitat”, el riesgo fue alto para siete especies costero-demersales debido a la baja selectividad del sistema de arrastre sobre el fondo marino y fue moderado para especies costero-semioceánicas que no habitan permanentemente en el fondo (Fig. 2.2).

Las 16 especies de elasmobranquios presentaron un amplio intervalo de P (1.33–2.33). *Narcine bancroftii*, *P. lentiginosus*, *R. texana* y *S. tiburo* (que representan 25 % de

las especies) tienen una P alta (>2.0); *G. lessae*, *M. canis*, *M. norrisi* y *R. terraenovae* (25 % de las especies) presentaron una P moderada (2.0); el 50 % restante de las especies resultaron con P baja (<2.0) (Tabla 2.3).

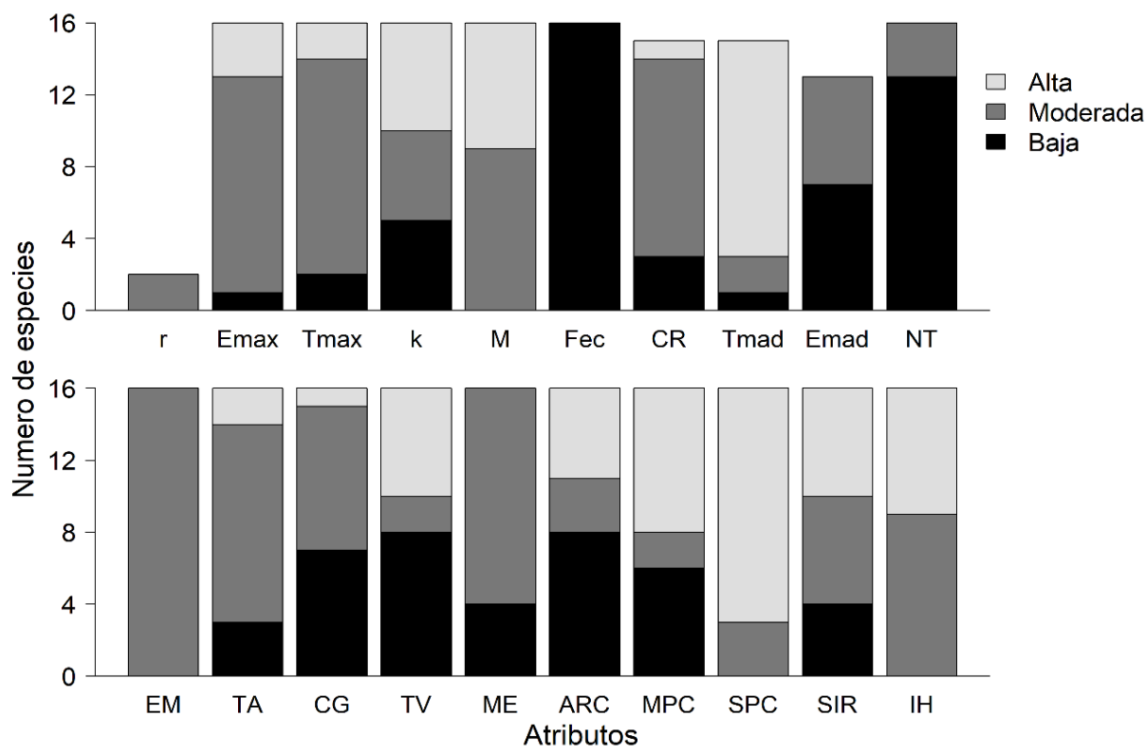


Figura 2.2. Número de especies de elasmobranquios con atributos de productividad biológica (gráfico superior) y de susceptibilidad de captura (gráfico inferior) en categorías alta, moderada o baja, en la pesquería de arrastre de camarón. r = tasa intrínseca de crecimiento poblacional, E_{max} = edad máxima, T_{max} = talla máxima, k = coeficiente de crecimiento, M = mortalidad natural, Fec = fecundidad anual, CR = ciclo reproductivo, T_{mad} = talla de madurez, E_{mad} = edad de madurez, NT = nivel trófico. EM = estrategia de manejo; TA = traslape del área, CG = concentración geográfica, TV = traslape vertical, ME = migración estacional, ARC = Agregaciones y respuestas de comportamiento, MPC = morfología que promueve su captura, SPC = supervivencia post-captura, SIR = stock con interés para retención, IH = impacto de la pesquería sobre el hábitat.

La S de las 16 especies a la pesca de arrastre osciló en un intervalo de 1.60–2.70. La S fue mayor (>2.0) para especies costero-demersales tales como *R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii*, *P. lentiginosus*, *H. americanus*, *M. norrisi* y *S. tiburo*. Cinco de estas especies fueron las de mayor contribución numérica en la captura incidental de elasmobranquios. En

contraste, las especies de menor S (<2.0) fueron *D. olseni*, *S. cubensis*, *R. terraenovae*, *M. canis*, *A. narinari*, *R. bonasus*, *C. acronotus* y *C. brevipinna* (Tabla 2.3).

La calidad de la información de los atributos de P osciló entre 1.0–2.8 (promedio= 1.5, desviación estándar, D.E.= 0.55). La mayoría de las especies ($n= 13$) presentaron una calidad de información alta (<2.0) y únicamente para tres especies (*H. americanus*, *P. lentiginosus* y *D. olseni*) fue moderada (≥ 2.0 y ≤ 3.5). La calidad de información de los atributos de S osciló entre 1.0–2.2 (promedio= 1.33, D.E.= 0.41). La mayoría de las especies ($n= 14$) se categorizaron con buena calidad de información (<2.0), mientras que dos especies (*D. olseni* y *M. canis*) presentaron calidad moderada (≥ 2.0 y ≤ 3.5) (Tabla 2.3).

Tabla 2.3. Productividad (P), susceptibilidad (S) y vulnerabilidad (V) de 16 especies de elasmobranquios capturados en la pesca de arrastre de camarón. Hábitat: costero-demersal (CD); costero-semioceánico (CS); Demersal (D), número de individuos registrados (N). La n representa el número de atributos utilizados.

Especies	Hábitat	N	P			S			V
			Valor	Calidad de información	n	Valor	Calidad de información	n	Valor
<i>Rostroraja texana</i>	CD	16022	2.11	1.0	9	2.40	1.30	10	1.66
<i>Gymnura lessae</i>	CD	7742	2.00	1.8	8	2.40	1.20	10	1.72
<i>Narcine bancroftii</i>	CD	3286	2.33	1.7	9	2.50	1.50	10	1.64
<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	CD	2403	2.22	2.3	9	2.70	1.00	10	1.87
<i>Squatina dumeril</i>	D	1455	1.44	1.7	9	2.00	1.00	10	1.85
<i>Hypanus americanus</i>	CD	867	1.78	2.0	9	2.10	1.20	10	1.64
<i>Dipturus olseni</i>	D	127	1.75	2.8	8	1.90	2.20	10	1.54
<i>Mustelus canis</i>	CD	74	2.00	1.0	9	1.80	2.20	10	1.28
<i>Mustelus norrisi</i>	CD	53	2.00	1.8	9	2.10	1.00	10	1.49
<i>Squalus cubensis</i>	D	28	1.88	1.9	8	1.90	1.80	10	1.44
<i>Sphyrna tiburo</i>	CD	20	2.10	1.0	10	2.20	1.00	10	1.50
<i>Rhinoptera bonasus</i>	CS	18	1.78	1.2	9	1.80	1.50	10	1.46
<i>Aetobatus narinari</i>	CS	7	1.71	1.9	7	1.80	1.50	10	1.52
<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	CD	5	2.00	1.0	10	1.90	1.00	10	1.35
<i>Carcharhinus acronotus</i>	CD	2	1.56	1.0	9	1.70	1.00	10	1.60
<i>Carcharhinus brevipinna</i>	CS	1	1.33	1.0	9	1.60	1.00	10	1.77

Vulnerabilidad

La V fue baja (<1.8) para 14 especies, entre las que sobresalen *R. texana*, *G. lessae* y *N. bancroftii*, las cuales, a pesar de tener S alta, su relativa P alta permite atenuar la V al sistema de pesca. Mientras que, *P. lentiginosus* y *S. dumeril* presentaron una V moderada (1.87 y 1.85, respectivamente), como resultado de su alta y baja P (2.2 y 1.44) y su alta y moderada S (2.7 y 2.0), respectivamente (Tabla 2.3).

Tres grupos de especies de elasmobranquios con similar nivel de P y S fueron identificados. El primer grupo incluyó cuatro especies costero-demersales (*R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii* y *P. lentiginosus*) que tienen P y S altas; el segundo grupo incluyó tres especies (*S. dumeril*, *C. acronotus* y *C. brevipinna*) con P baja y S moderada-baja; finalmente, el tercer grupo contiene el resto de las especies ($n=9$) con P y S moderada (Fig. 2.3).

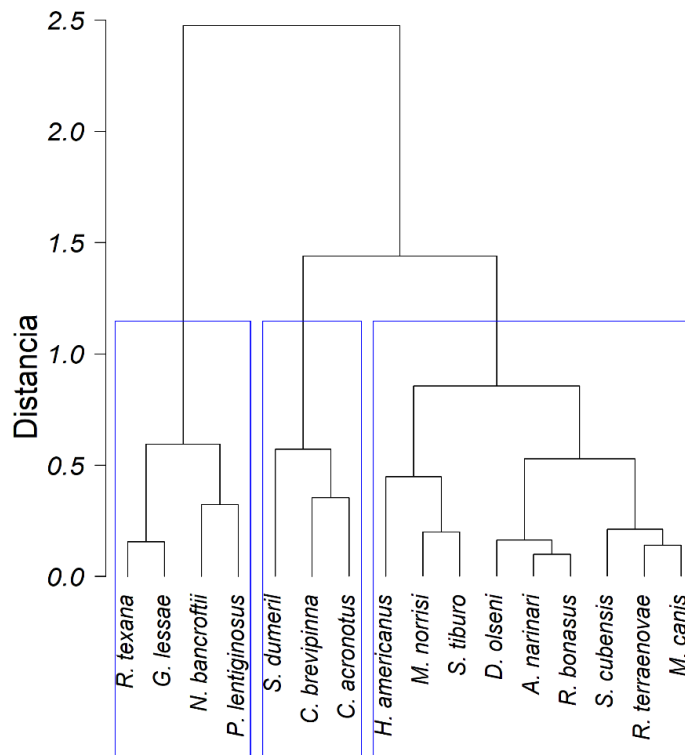


Figura 2.3. Dendrogramas de clasificación de la relación de productividad y susceptibilidad entre las especies de elasmobranquios capturados incidentalmente la pesquería mexicana de arrastre de camarón. Los recuadros representan los grupos de especies.

De acuerdo con el *PSA*, las especies de elasmobranquios más vulnerables ($V > 1.8$) fueron *S. dumeril* y *P. lentiginosus*, por lo tanto, ambas fueron consideradas especies candidatas para los escenarios hipotéticos con el fin de disminuir su V . Bajo el escenario 1, con implementación de una estrategia de liberación post-captura, la S se disminuyó para *S. dumeril* de 2.0 a 1.9 y para *P. lentiginosus* de 2.7 a 2.6, que derivó en una disminución de la V de 1.85 a 1.80 y de 1.87 a 1.78, respectivamente. Bajo el escenario 2, con la implementación de una estrategia de liberación post-captura y la protección de sus agregaciones, se proyectaron también menores valores de la S (1.8 para *S. dumeril* y 2.5 para *P. lentiginosus*; Tabla 2.4) con la consecuente disminución de V (1.75 y 1.69, respectivamente) en comparación con las condiciones actuales de pesca, ubicándose ambas especies en una categoría de V baja (Fig. 2.4).

Tabla 2.4. Valores de atributos de susceptibilidad (S) de especies de elasmobranquios con alta vulnerabilidad a la pesca de arrastre de camarón, evaluados bajo dos escenarios con potenciales estrategias de manejo. Los atributos modificados en el escenario 1 fue la “Supervivencia post captura y liberación” y, en el escenario 2 la “Supervivencia post captura y liberación” y “Agregaciones y respuestas de comportamiento”. El significado de las abreviaturas se presenta en la figura 2.3.

Especie	EM	TA	CG	TV	ME	ARC	MPC	SPC	SIR	IH	S
Escenario actual											
<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	2	3	3	3	2	3	3	3	2	3	2.7
<i>Squatina dumeril</i>	2	1	2	1	2	3	3	2	2	2	2.0
Escenario 1											
<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	2	3	3	3	2	3	3	2	2	3	2.6
<i>Squatina dumeril</i>	2	1	2	1	2	3	3	1	2	2	1.9
Escenario 2											
<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	2	3	3	3	2	2	3	2	2	3	2.5
<i>Squatina dumeril</i>	2	1	2	1	2	2	3	1	2	2	1.8

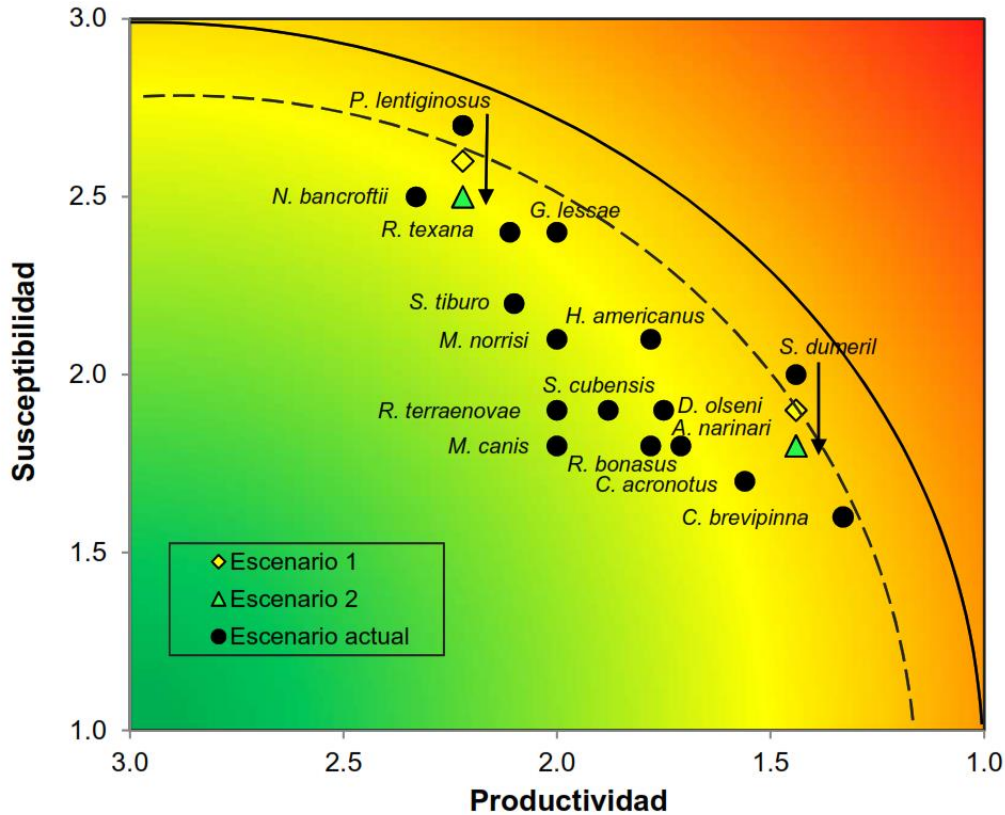


Figura 2.4.- Productividad y susceptibilidad de 16 especies de elasmobranquios capturados incidentalmente en la pesca de arrastre de camarón (Escenario actual), resaltando cambios para las especies con mayor vulnerabilidad (*Squatina dumeril* y *Pseudobatos lentiginosus*) con base en dos escenarios con estrategias potenciales de manejo (Escenarios 1 y 2). Las líneas representan los límites de vulnerabilidad baja (línea punteada) y moderada (línea continua).

Discusión

Las pesquerías multiespecíficas de especies de alto valor comercial como el camarón, donde los elasmobranquios capturados incidentalmente pueden ser descartados o retenidos, requieren un manejo especial para prevenir la disminución de sus poblaciones (Walker, 2005). Este proceso de manejo se dificulta debido a la falta de estadísticas pesqueras detalladas por especies, lo que complica evaluar el impacto de algunas pesquerías sobre las poblaciones (Oliver *et al.*, 2015; Clarke *et al.*, 2018). Cuando la falta de información de captura y esfuerzo no permiten el uso de evaluaciones de stock tradicionales, análisis rápidos y semi-cuantitativos como el *PSA* pueden utilizarse para especies que necesitan la adopción de medidas de protección inmediata, por ejemplo, para estas especies de elasmobranquios identificadas con moderada *V*, consideradas con riesgo alto.

Los elasmobranquios son un elemento relevante de la captura incidental en pesquerías de arrastre a escala mundial, a pesar de ello, sus niveles actuales de captura incidental son desconocidos y gran parte es descartada muerta y a menudo no reportada (Walker, 1998; Stobutzki *et al.*, 2002; Tamini *et al.*, 2006). Esta situación se presenta también en la pesquería mexicana de arrastre de camarón en el GM, donde al menos 16 especies de elasmobranquios están asociadas a esta pesquería y la mayoría de los individuos son descartados por su bajo o nulo valor comercial, aunque algunos son retenidos. No obstante, se carece de evaluaciones cuantitativas para estas especies debido a la falta de estadísticas sistemáticas y detalladas de su captura.

Análisis de productividad y susceptibilidad

Las 16 especies de elasmobranquios asociados a la pesca de arrastre poseen una amplia variedad de estrategias de historia de vida, aquellas de P alta (>2), como *N. bancroftii*, *P. lentiginosus*, *R. texana* y *S. tiburo*, son especies de talla pequeña, coeficiente de crecimiento individual alto y edad de madurez sexual temprana en comparación a otros elasmobranquios. Aunque *N. bancroftii* y *P. lentiginosus* tienen mayor P , su frecuencia en la captura es menor que *R. texana* (Tabla 2.3), probablemente asociado con su restringida distribución de hábitat costero (primordialmente <35 m de profundidad) comparado con *R. texana* que posee mayor distribución (5–110 m de profundidad; Last *et al.*, 2016) y mayor probabilidad de captura. También, la frecuencia relativa alta en la captura incidental sugiere que su P alta les otorga la capacidad para resistir la presión por pesca. De acuerdo con Smith *et al.* (1998), las especies con mayor capacidad de recuperación son especies pequeñas, de hábitos costeros que maduran tempranamente y tienden a ser de vida corta, con mayor probabilidad de supervivencia de las crías para reproducirse.

La P baja de *S. dumeril*, *C. brevipinna* y *C. acronotus* es resultado de una mayor talla máxima y de sus parámetros reproductivos, incluyendo una madurez sexual tardía (>4 años) y ciclos reproductivos bienales que repercuten en una capacidad de recuperación poblacional baja (Branstetter, 1981; Capapé *et al.*, 2003; Carlson y Baremore, 2005; Baremore, 2010). Estos rasgos biológicos determinan r bajas, lo cual significa que estas especies sean sensibles a la sobre-explotación (Hoenig y Gruber, 1990; Dulvy *et al.*, 2014). Las tasas de r son desconocidas a la fecha para estas especies.

La S fue alta (>2.0) para siete especies de elasmobranquios costero-demersales, cinco de estas presentan una abundancia relativa alta en la captura incidental (Tabla 2.3). Esta S alta puede ser atribuida al alto grado de traslape del área y vertical entre el hábitat de las especies con el área de pesca de la flota, donde opera la red de arrastre de fondo (9.1–90 m de profundidad), incrementando su interacción con la pesquería. También puede estar asociada a comportamientos sociales, ya que varias de estas especies exhiben patrones de agregación en zonas más costeras. Estas agregaciones, de adultos durante períodos reproductivos y juveniles en períodos de crianza, incrementan la probabilidad de ser capturados (Jacoby *et al.*, 2012; Crespi-Abril *et al.*, 2013), y por lo tanto la S .

En comparación con las especies costero-demersales, la S fue baja para especies costero-semioceánicas, mismas que son capturadas ocasionalmente y contribuyen en número marginalmente en la captura incidental de elasmobranquios, con una frecuencia relativa <0.1 % (Tabla 2.3). Esta condición obedece a que poseen mayor capacidad natatoria, su ubicación en la columna de agua es distinta a la cual opera del sistema de arrastre y su distribución es más extensa. Por lo tanto, el impacto de la pesca de arrastre en estas especies podría considerarse inexistente.

La relativa S baja de las especies demersales, *S. dumeril*, *D. olsenii* y *S. cubensis*, se debe a que estas tienen una distribución batimétrica mayor (hasta 1390 m, 385 m y 385 m, respectivamente; Compagno, 2002; Last *et al.*, 2016) que la profundidad de arrastre de la flota camaronera. También se consideró como un factor de atenuación de la S , la tasa de supervivencia post-captura alta que poseen algunas especies demersales con ventilación branquial por bombeo bucal (Ellis *et al.*, 2017), como es el caso de *S. dumeril* y especies del género *Mustelus*.

Vulnerabilidad

Entre las especies con menor V (<1.8) a la pesca de arrastre destacan la mayoría de hábitos costero-demersales, a pesar de presentar una alta S . Esta condición es consistente con la V baja de ocho especies de los géneros *Urotrygon* y *Raja* capturados en la pesca de arrastre de camarón en el Pacífico costarricense y en el Mar Céltico (McCully-Phillips *et al.*, 2015; Clarke *et al.*, 2018), donde estas fueron categorizadas como las menos vulnerables debido a su potencial reproductivo alto, alta abundancia y rápido crecimiento.

Las especies con mayor V (moderada) fueron *P. lentiginosus* (1.87) y *S. dumeril* (1.85), mismas que representan 7.5 y 4.5 %, respectivamente, de la composición numérica de elasmobranquios (Tabla 2.3). *Pseudobatos lentiginosus* presenta una V moderada, a pesar de poseer una P alta (2.22) está expuesta a una S alta (2.7). Similarmente, una V alta fue determinada para *P. leucorhynchus*, otra especie de *Pseudobatos*, por su S alta y P moderada en la pesca de arrastre en el Pacífico costarricense (Clarke *et al.*, 2018).

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) ha categorizado a *P. lentiginosus* como una especie casi amenazada, debido a que es comúnmente capturada de manera incidental en aguas someras en el arrastre de camarón en el GM (Casper *et al.*, 2016). Los resultados aquí expuestos se corresponden con los elementos que soportan la categorización UICN de esta especie. La literatura para *P. lentiginosus* es limitada y restringida al estudio de Hensley *et al.* (1998), por lo que fue necesario utilizar de parámetros de especies similares como *P. percellens* y *Rhinobatos rhinobatos* (Ismen *et al.*, 2007; Grijalba-Bendeck *et al.*, 2008) para determinar el riesgo en los atributos de edad de madurez y edad máxima. Lo anterior le confirió a esta especie una calidad de información moderada (2.3), haciendo patente la necesidad de investigación dirigida sobre sus aspectos biológicos.

Squatina dumeril posee una V moderada (1.85) como consecuencia de una P baja (1.44) y una S moderada (2.0). En contraste, una V alta ha sido determinada para otras especies del mismo género, por ejemplo, *S. californica* en la pesca artesanal en el GC y en la pesca de arrastre del Pacífico costarricense, debido a una mayor S (>2.2) asociada a sus hábitos mayormente costeros (Furlong-Estrada *et al.*, 2017; Clarke *et al.*, 2018), y *S. squatina* en la pesca de arrastre en el Mar Célitico asociada a una menor P (McCully-Phillips *et al.*, 2015). Varias especies del género *Squatina* han sido categorizadas como amenazadas y en peligro de extinción por la UICN (Baremore *et al.*, 2019), mientras que, *S. dumeril* está clasificada de menor preocupación debido a que sus tasas de captura en el norte del GM indican una población estable.

De acuerdo con Baremore (2019), se necesita más información acerca de su interacción con las pesquerías en el sur del GM (parte mexicana) y el impacto en su población, dado que, se han documentado disminuciones importantes de poblaciones de especies de *Squatina* bajo una actividad intensa de la pesca de arrastre. Aunque la

interacción de esta especie con la pesquería de arrastre de camarón puede resultar en una V moderada, la evaluación poblacional de esta especie y la adopción de estrategias de conservación precautorias deben ser una prioridad, dado que es una de las especies con mayor riesgo.

La agrupación de especies a partir de similar P y S permite reunir complejos de especies con un nivel de detalle más favorable para identificar necesidades y poblaciones con importancia de manejo (Cope *et al.*, 2011). Por ejemplo, para el grupo 1 (especies costero-demersales con P y S más alta) una estrategia de manejo diseñada para disminuir la S beneficiaría a todas sus especies (por ejemplo, restricciones espaciales a la pesca). Por otra parte, los efectos de estas medidas pueden ser mínimos o nulos para especies del grupo 2 (especies con bajo P y bajo-moderado S) o grupo 3 (especies con P y S moderada), los cuales requerirían, de ser necesario, sus estrategias de manejo particulares considerando que las especies en ambos grupos tienen preferencia por diferentes tipos de hábitat.

El PSA permite probar estrategias de manejo potenciales a través del desarrollo de escenarios probables, incluyendo la combinación de medidas para encontrar aquellas que proporcionen el mejor beneficio para un mayor número de especies y garanticen la protección de las más vulnerables (Watling *et al.*, 2011; McCully-Phillips *et al.*, 2015). En la pesquería de arrastre de aguas profundas en el noreste del Atlántico, Watling *et al.* (2011) exploraron cambios en la V de especies de tiburones mediante escenarios con restricción de pesca en determinadas profundidades, donde la V de tres especies fue reducida. Similarmente, Mejía-Falla *et al.* (2019) evaluaron el efecto de la prohibición de pesca dirigida como una medida de manejo sobre la V y riesgo ecológico de elasmobranquios, encontrando que ambos pueden ser disminuidos.

Los escenarios hipotéticos del presente estudio fueron planteados considerando que no es posible teorizar modificaciones en los parámetros biológicos que incrementen la P de las especies, mientras que, la implementación de estrategias de manejo permite suponer una disminución de la S y entonces su V . El primer escenario, considerando la liberación post-captura, es una alternativa para reducir la mortalidad y su efectividad depende de la capacidad de supervivencia de las especies, la cual varía en función de una serie de atributos biológicos, como el tamaño y el modo de ventilación branquial, y de factores asociados con la captura, como el tiempo de arrastre y las prácticas de manipulación,

incluyendo la forma y rapidez con que los individuos sean liberados (Ellis *et al.*, 2017). En otros estudios de pesca de arrastre se ha afirmado que la apropiada liberación post-captura podría incrementar las tasas de supervivencia de elasmobranquios demersales (Chiaramonte *et al.*, 2011; Saygu y Deval, 2014).

La liberación post-captura podría ser particularmente efectiva para *S. dumeril*, considerando su ventilación de bombeo bucal, requiriendo asegurar la adecuada liberación de los individuos. Se ha observado que, durante la separación de la captura a bordo de los buques, los pescadores por iniciativa propia devuelven al mar pequeños individuos de *S. dumeril* y *P. lentiginosus* cuando aún están con vida. Sin embargo, no se ha evaluado su estado de salud ni la probabilidad de supervivencia, lo que requeriría de un análisis de las prácticas pesqueras actuales y su eficacia para la liberación adecuada de los individuos por parte de los pescadores.

El segundo escenario hipotético permitió la reducción de la *V*, para lo cual es necesario determinar zonas de riesgo de captura incidental relacionadas con las agregaciones de cada especie. Particularmente para el área de estudio, las zonas de agregación para *P. lentiginosus* ocurren en áreas costeras <25 m de profundidad entre 20.5–21.5° N, mientras que para *S. dumeril* ocurren a profundidades >70 m entre 20.5–22° N (Capítulo I). Los cierres espaciales a la pesca de arrastre pueden ser una estrategia para especies en riesgo y para la su recuperación poblacional (Cosandey-Godin y Morgan, 2011; Campana *et al.*, 2017). La regulación mexicana de la pesquería de arrastre incluye una veda espacio-temporal, que durante el 2020 consistió de 137 días (del 1 de mayo al 15 de septiembre) (DOF, 2020), y áreas restringidas a la pesca <9.1 m. Es altamente probable que estas medidas de manejo protegen indirectamente las agregaciones de elasmobranquios que ocurren durante este periodo, además que el periodo de veda coincide con el alumbramiento y reproducción de varias especies como *G. lessae*, *P. lentiginosus* y *S. dumeril* en primavera-verano (Hensley *et al.*, 1998; Baremore, 2010; Cu-Salazar *et al.*, 2014).

De las 16 especies de elasmobranquios capturadas en la pesca de arrastre, 11 son capturados por las pesquerías artesanales de tiburón y de teleósteos en el GM (*Rhizoprionodon terraenovae*, *C. acronotus*, *C. brevipinna*, *S. tiburo*, *M. canis*, *M. norrisi*, *G. lessae*, *H. americanus*, *P. lentiginosus*, *A. narinari* y *R. bonasus*), algunas con gran importancia comercial (Castillo-Géniz *et al.*, 1998; Lara-Mendoza *et al.*, 2016a; DOF,

2018; Pérez-Jiménez *et al.*, 2020), lo cual, es un importante factor que incrementa la V total de su población a la pesca en la región. Aunque en el presente trabajo se determinó que *G. lessae* y *H. americanus* tienen una V baja al arrastre camaronero (Tabla 2.3), ambas son las especies de rayas principales en las pesquerías artesanales y están categorizadas por la UICN con datos deficientes y cercana a amenazada, respectivamente, razón por la cual tienen un factor aditivo de V por efecto de otra pesquería. Además, la calidad de la información se determinó cercana a moderada para ambas especies (1.8 y 2.0, respectivamente), como resultado de la falta de estudios biológicos, resaltando la necesidad de enfocar esfuerzos de investigación en sus parámetros de crecimiento.

El fragmentado estado actual del conocimiento sobre el estatus de varias poblaciones de elasmobranquios (Oliver *et al.*, 2015) hace necesario aplicar métodos rápidos de evaluación, que permitan identificar donde debe priorizarse la investigación. Como consecuencia de estos hallazgos, las prioridades de investigación inmediatas de las especies vulnerables deben enfocarse a la estimación de parámetros reproductivos y de crecimiento, la evaluación de la fracción de sus poblaciones expuestas a la captura y la identificación de zonas y periodos de riesgo con altas tasas de CI que generen bases para futuros análisis que soporten medidas para un manejo sustentable.

El presente capítulo expone que, de las 16 especies de elasmobranquios asociados a la pesca mexicana de arrastre de camarón, 88 % de estas exhiben una V baja a este sistema de pesca. *Pseudobatos lentiginosus* y *S. dumeril* requieren atención de investigación prioritaria, dada su condición de V moderada. Teóricamente y de acuerdo con el *PSA*, la V de ambas especies podría disminuir si se reduce su S al implementar; 1) la liberación post-captura con maniobras de pesca apropiadas para maximizar su supervivencia, y 2) el establecimiento de restricción a la pesca en zonas específicas para proteger agregaciones o zonas de riesgo por captura incidental. Es importante resaltar que la pesca de arrastre de camarón, en su estado actual, no representa un riesgo manifiesto para la conservación de la mayoría de las especies de elasmobranquios capturados incidentalmente. Incluso, para las especies sobre la que se cierne mayor riesgo, podría existir un margen de acción considerable para mitigar la mortalidad por captura incidental con base en las actuales prácticas de pesca y medidas de manejo de la pesquería.

IV. Capítulo III. Variabilidad espacio-temporal y modelación de las tasas de captura incidental de elasmobranquios en la pesca de arrastre de camarón

Introducción

Los elasmobranquios son especies propensas a la sobreexplotación pesquera debido principalmente a sus estrategias de historia de vida (Smith *et al.*, 1998; Stevens *et al.*, 2000). La presión pesquera sobre estas especies, tanto dirigida como incidental, constituye uno de los principales estresores para sus poblaciones, seguido de la pérdida de hábitat y el cambio climático (Dulvy *et al.*, 2014). A pesar de que la pesca dirigida podría considerarse la mayor amenaza para ciertas poblaciones de elasmobranquios, la captura incidental que se ejerce a través de diversas pesquerías representa probablemente una amenaza global mayor y no dimensionada adecuadamente para varias de estas especies (Field *et al.*, 2009).

Las capturas incidentales de elasmobranquios ocurren en varias pesquerías con diversos tipos de artes de pesca, incluyendo palangres, redes de enmalle, redes de cerco, redes de arrastre y trampas. Estas capturas son una amenaza para la biodiversidad en todo el mundo, y han sido identificadas como una de las principales causas de la disminución de algunas poblaciones de elasmobranquios (Cosandey-Godin y Morgan, 2011; Molina y Cooke, 2012). Específicamente, a la pesca de arrastre se han atribuido disminuciones significativas de la abundancia de rayas y cambios en la estructura comunitaria de elasmobranquios demersales en el Atlántico noreste, en el sur de Brasil, en el sureste de Australia, en el mar irlandés y en el norte del GM (Dulvy *et al.*, 2000; Graham *et al.*, 2001; Miranda y Vooren, 2003; Rogers y Ellis, 2000; Shepherd y Myers, 2005).

En general, persisten imprecisiones y vacíos importantes en cuanto al conocimiento orientado hacia la reducción de las capturas incidentales de elasmobranquios, o acerca de la comprensión de las consecuencias de esta actividad (Molina y Cooke, 2012). Por ejemplo, la falta de datos sobre los hábitats críticos para los elasmobranquios, así como la variación espacio-temporal de su uso, son la fuente de incertidumbre más importante para diseñar estrategias eficaces que favorezcan la mitigación de la captura (Gupta *et al.*, 2020). Se ha documentado, sin embargo, que el traslape entre el intervalo de profundidad de la pesca de arrastre y el de la distribución de las especies influirán en su susceptibilidad de captura (Stobutzki *et al.*, 2002, Capítulo II). En consecuencia, las magnitudes de las tasas de CI en

el arrastre camarero en el GM responderán probablemente en gran medida al traslape de las zonas de arrastre con los hábitats y la presencia de agregaciones que incrementan la abundancia relativa de las especies.

La pesquería mexicana de arrastre de camarón en el sur del GM captura incidentalmente al menos 16 especies de elasmobranquios, siendo las más comunes cinco especies de rayas costero-demersales (*R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii*, *P. lentiginosus* y *H. americanus*) y una especie tiburón demersal (*S. dumeril*). Dos de estas especies, *P. lentiginosus* y *S. dumeril* presentan una mayor vulnerabilidad a la pesca de arrastre debido a su susceptibilidad de captura alta y su productividad biológica baja, respectivamente (Capítulo I, II). Las especies principales presentan agregaciones en áreas y periodos específicos, probablemente debido a requerimientos ecológicos, donde la profundidad y el área geográfica determinan sustancialmente sus comportamientos a agregarse (Capítulo I). Por lo tanto, es razonable considerar la influencia de ambos factores sobre las tasas de CI.

Para identificar el tipo de relaciones y estimar la fuerza de las mismas entre las tasas de captura y factores extrínsecos, los modelos aditivos generalizados (GAMs, por sus siglas en inglés) son actualmente los métodos estadísticos más utilizados (Walsh y Kleiber, 2001). Los GAMs han permitido evaluar la variabilidad espacio-temporal y ambiental sobre las tasas de CI de especies de tiburones en la flota comercial con palangre en el Pacífico norte (Bigelow *et al.*, 1999; Walsh y Kleiber, 2001). Recientemente se han utilizado en pesquerías mexicanas, en la pesca artesanal en el sureste del GM (Pérez-Jiménez *et al.*, 2020) y en la costa occidental de Baja California en el Océano Pacífico (Godínez-Padilla *et al.*, 2022). Asimismo, son eficaces para analizar la influencia de factores ambientales en la distribución y preferencia de hábitat de especies de elasmobranquios (Afonso *et al.*, 2014; Damalas *et al.*, 2009; Das *et al.*, 2022; Lauria *et al.*, 2015; Plumlee *et al.*, 2018; Tserpes *et al.*, 2013).

Identificar áreas y temporadas donde ocurre una mayor CI de elasmobranquios demersales es una cuestión relevante, ya que puede ayudar a diseñar estrategias que favorezcan la conservación de las especies mediante la reducción de sus capturas incidentales, principalmente para aquellas mayormente vulnerables. Se requiere también determinar y comprender los factores que pueden tener efectos en la magnitud de las tasas de CI. A partir de lo anterior, el presente capítulo tiene como objetivo evaluar la

variabilidad espacio-temporal de las tasas de captura incidental global de elasmobranquios, y para las seis especies dominantes, en la pesca mexicana de arrastre de camarón en el GM para identificar zonas de riesgo de captura y el efecto de las variables determinantes mediante la modelación con GAMs.

Material y Métodos

Obtención de datos

La captura incidental de elasmobranquios fue registrada a bordo de embarcaciones camaroneras de la flota comercial durante la temporada de pesca y el periodo de veda para la pesca de arrastre entre 2013–2017 en el sur del GM. Para el presente análisis se analizaron 1, 462 lances de arrastre realizados en 47 cruceros de arrastre (37 cruceros de veda y 10 comerciales) en la zona I (22–26° N y 96–97° W) y en la zona II (18.5–22° N y 94–97° W) (Fig. 3.1; Tabla 3.1). La zona III no fue incluida debido al tamaño de muestra y su baja representatividad (91 lances, 5.9 % del total). Las características de operación de las embarcaciones durante el muestreo fueron detalladas en el Capítulo I.

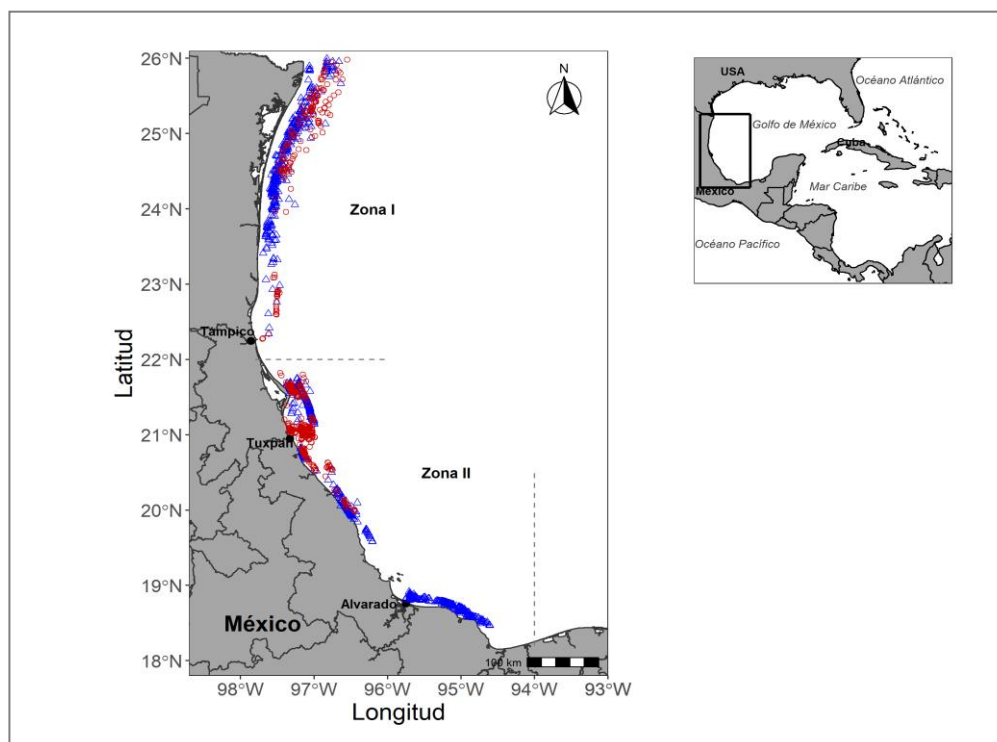


Figura 3.1. Localización geográfica de los arrastres de camarón en cruceros de veda (triángulos azules) y cruceros de pesca (círculos rojos) en el sur del golfo de México, se presentan los principales puertos pesqueros.

Tabla 3.1. Número de lances de arrastre (y horas de arrastre) de pesca de camarón por año, temporadas y estrato de profundidad para cada zona en el sur del golfo de México.

Zona/año	Temporada de pesca Previo Veda			Durante veda			Temporada de pesca Posterior veda			Total
	<20	20-60	>60	<20	20-60	>60	<20	20-60	>60	
Zona I										
2013	-	10(67)	19(126)	1(5.0)	50 (208)	1(2.6)	1(5)	106(437)	15(68)	203(919)
2014	-	-	-	2(5.2)	79 (319)	1(3.2)	-	-	-	82(327)
2015	-	-	-	1(3.6)	105 (383)	2(6)	-	-	-	108(939)
2017	-	-	-		127 (470)	4(18)	-	-	-	131(488)
Zona II										
2013	-	-	-	-	12 (44)	43(229)	-	-	-	55(274)
2014	1(6)	31(188)	7(44)	3(7.3)	103 (463)	124 (702)	-	-	-	269(1410)
2015	23(134)	166(936)	7(44)	35(133)	143 (646)	88(460)	-	-	-	462(2553)
2016	-	-	-	-	1 (4.8)	11(55)		36(190)	16(97)	64(347)
2017	-	-	-	-	42 (191)	46(211)	-	-	-	88(402)
Total	24 (140)	207 (1191)	33 (213)	42 (154.1)	662 (2731.5)	320 (1689)	1 (5)	142 (627)	31 (165)	1462 (6914)

Tasas de captura incidental de elasmobranquios

La tasa de captura incidental global (CI global), representada para este estudio como la captura incidental por unidad de área (CIPUA) en individuos/km², se estimó a partir de la captura del total de individuos de todas las especies para cada arrastre. Se utilizó la ecuación descrita por Sparre y Venema (1997): $CIPUA_i = C_i / Ab_i$, donde C_i es el número total de individuos capturados y Ab_i es el área barida del lance i , estimada mediante: $Ab_i = t_i \times v_i \times ah_i$, donde t_i y v_i son la duración y la velocidad de arrastre, respectivamente, y ah_i es la abertura de la red, considerada como el tamaño de la relinga superior de la red por el factor operacional asumido al 60 % (Klima, 1976). Mediante la misma ecuación se estimaron las tasas de CI para cada una de las seis principales especies.

Derivado de la falta de normalidad de las tasas de CI global (Shapiro-Wilk, $W=0.669$, $P < 0.01$), se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis para evaluar diferencias significativas en las tasas de CI por tipo de crucero (de pesca y de veda) y entre zonas (zona I y II). Se encontró que estas no difieren significativamente entre los cruceros de pesca y de veda ($H= 1.85$, g.l.= 1, $P= 0.17$), pero sí presentaron diferencias significativas entre zonas

($H= 359.28$, $g.l.= 1$, $P < 0.01$). Por esta razón, las tasas de CI global se analizaron independientemente para las zonas I y II por año, mes, estratos de profundidad (<20 m, 20–60 m y >60 m) y esfuerzo de pesca, este último definido como la duración del arrastre en intervalos de <4 h, 4 a <5 h, 5 a <6 h y >6 h.

Las tasas de CI global se analizaron mediante gráficas “beanplots”, ya que estas permiten comparar visualmente los datos y combinan información estadística, también, muestran los datos observados, la curva de densidad mediante el estimador Kernel Gaussiano y estadísticos descriptivos (Kampstra, 2008; Pérez-Jiménez *et al.*, 2020). Para el presente análisis, en los gráficos beanplots se representó el promedio aritmético de las tasas de CI.

Para las seis especies dominantes, las tasas de CI (ind/km^2) se representaron espacialmente para el sur del GM. Específicamente, para las especies con vulnerabilidad moderada, *P. lentiginosus* y *S. dumeril*, se visualizaron mapas espacialmente delimitados con tasas de CI altas para determinar las zonas de riesgo de captura incidental. Estas fueron representadas también mediante mapas mensuales a fin de determinar un componente temporal de las zonas de riesgo de captura incidental.

Modelación de las tasas de captura incidental

Las tasas de CI global y de cada una de las seis principales especies de elasmobranquios se analizaron mediante GAMs para probar el efecto de variables explicativas. Los GAMs se desarrollaron utilizando una técnica por pasos (stepwise), añadiendo una variable cada vez para disminuir los problemas asociados a la multicolinealidad. Se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC) para establecer la importancia relativa de cada variable (Bigelow *et al.*, 1999; Tserpes *et al.*, 2013). Para minimizar los problemas potenciales de la construcción de modelos por pasos se incluyeron las variables en un orden establecido: (1) operacionales de pesca, (2) temporales y (3) espaciales. Para determinar las variables significativas y explicativas de las tasas de CI se evaluaron la profundidad, tiempo de arrastre (operacionales de pesca), tipo de crucero, mes, año (temporales), latitud y longitud (espaciales). Las variables operacionales y espaciales fueron incluidas en el modelo como continuas y las temporales se incluyeron como factor. Para cada modelo, la variable de respuesta fue la tasa de captura incidental de elasmobranquios.

El GAM fue formulado con todas las variables explicativas posibles para las tasas globales de CI y similarmente para las tasas de CI de las seis especies principales. Este fue representado por:

$$CI = a + s(\text{profundidad}) + s(\text{tiempo de arrastre}) + f(\text{mes}) \\ + f(\text{año}) + s(\text{latitud}) + s(\text{longitud}) + \varepsilon$$

Donde a es el intercepto, s es la función suavizadora para cada variable, f indica la variable incluida como factor y ε es el error residual.

Preliminarmente se desarrollaron GAMs con una distribución de Poisson (GAMP) y otros con distribución Binomial negativa (GAMBN) para probar el tipo de distribución que mejor se ajuste a los datos. De acuerdo con los gráficos de sobredispersión de residuales, los GAMBN presentaron un mejor ajuste a las tasas de CI. Los GAMs se realizaron con la función *gam* de la librería *mgcv* (Wood, 2017) en el software R v.4.2.1 (R Core Team, 2022). Para el GAMBN final, que posee la mejor formulación y ajuste para explicar la CI de elasmobranquios, se conservaron aquellas variables que contribuyeron en un incremento del porcentaje de la variabilidad explicada (VE) total y en una disminución del AIC en al menos dos unidades (Marín-Enríquez *et al.*, 2018). Este AIC mide la bondad de ajuste y la complejidad del modelo, un AIC menor corresponde a un mejor ajuste del modelo en el sentido de una menor devianza residual penalizada por el número de parámetros ajustados (Burnham y Anderson, 2004).

Las variables explicativas para las tasas de CI para cada una de las seis principales especies de elasmobranquios se analizaron de forma similar. No obstante, los análisis se realizaron considerando las preferencias específicas de distribución batimétrica de cada una de las especies, referida en el capítulo I. Esto, a fin de reducir la sobredispersión del conjunto de datos provocada por el exceso de valores ceros verdaderos debido a la ausencia de individuos cuando el arrastre fue realizado en áreas fuera de su hábitat. Para *R. texana* y *G. lessae* se analizaron los arrastres entre 9.1–90 m de profundidad, para *P. lentiginosus* únicamente los arrastres a <45 m de profundidad, para *S. dumeril* los arrastres >40 m de profundidad y finalmente para *N. bancroftii* y *H. americanus* aquellos arrastres <50 m de profundidad.

Resultados

Tasas de captura incidental de elasmobranquios

Se registró una captura total de 666.3 t, de la cual, 22.6 t fueron de elasmobranquios (3.39 %) en un total de 1 462 lances de arrastre en la zona I y II en el sur del GM. Un total de 31 702 elasmobranquios se registraron como parte de la captura incidental. El mayor número de arrastres (40 %) y número de individuos (51.2 %) se registraron en el año 2015 (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Esfuerzo y captura de elasmobranquios en muestreos de la pesca de arrastre de camarón en el sur del golfo de México durante 2013–2017.

Año	Esfuerzo			Captura		
	Número de arrastres	Tiempo de arrastre (h)	Área barrida (km ²)	Total (t)	Elasmo. (t)	Núm. elasmo.
2013	258	1192.5	194.5	129.2	3.2	2723
2014	351	1737.9	300.2	150.6	6.0	7608
2015	570	2746.6	464.4	258.7	9.8	16250
2016	64	347.1	54.3	29.4	1.1	2345
2017	219	890.4	140.4	98.4	2.4	2776
Total	1462	6914.6	1153.7	666.3	22.6	31702

Se estimó una tasa de CI promedio de 11.4 ind/km² (error estándar, SE= 0.67) para la zona I y 37.8 ind/km² (SE= 1.37) para la II. El comportamiento de las tasas de CI de elasmobranquios fue altamente heterogéneo entre zonas (Fig. 3.2; Anexo 7). El promedio anual máximo de las tasas de CI para la zona I se estimó en 2014 con 19.7 ind/km² (SE= 2.50) y el mínimo en 2017, con 9.0 ind/km² (SE= 1.21). Para la zona II el máximo promedio anual se estimó en 2015 con 44.0 ind/km² (SE= 2.38) y el mínimo en 2013 con 28.7 ind/km² (SE= 3.28). De manera mensual, en la zona I se estimó el máximo valor promedio de 27.2 ind/km² (SE= 4.36) en mayo y el mínimo en julio con 7.5 ind/km² (SE= 0.96), mientras que, para la zona II el máximo fue en septiembre (115.0 ± SE= 16.9 ind/km²) y el mínimo en febrero (14.2 ± 16.9 ind/km²).

Por estrato de profundidad, las tasas máximas de CI se encontraron a <20 m para ambas zonas (I= 48.9 ± 13.17 ind/km²; II= 113.8 ± 10.60 ind/km²) y disminuyeron al aumentar la profundidad (>60 m: I= 10.0 ± 1.23 ind/km²; II= 27.0 ± 1.48 ind/km²). Por

tiempo de arrastre, en la zona I los máximos se presentaron en los lances de 5–6 h (12.8 ± 2.17 ind/km²), mientras que en la zona II en aquellos con un tiempo <4 h (54.7 ± 1.09 ind/km²) (Fig. 3.2).

Las tasas de CI difirieron significativamente para ambas zonas entre años ($H=39.03$, $P<0.001$ para la zona I y $H=14.78$, $P<0.001$ para la zona II), meses ($H=74.70$, $P<0.001$ para la zona I y $H=95.27$, $P<0.001$ para la II), estratos de profundidad ($H=11.54$, $P<0.01$ para la zona I y $H=121.54$, $P<0.001$ para la II) y tiempo de arrastre ($H=16.54$, $P=0.001$ para la zona I y $H=71.21$, $P=0.001$ para la II).

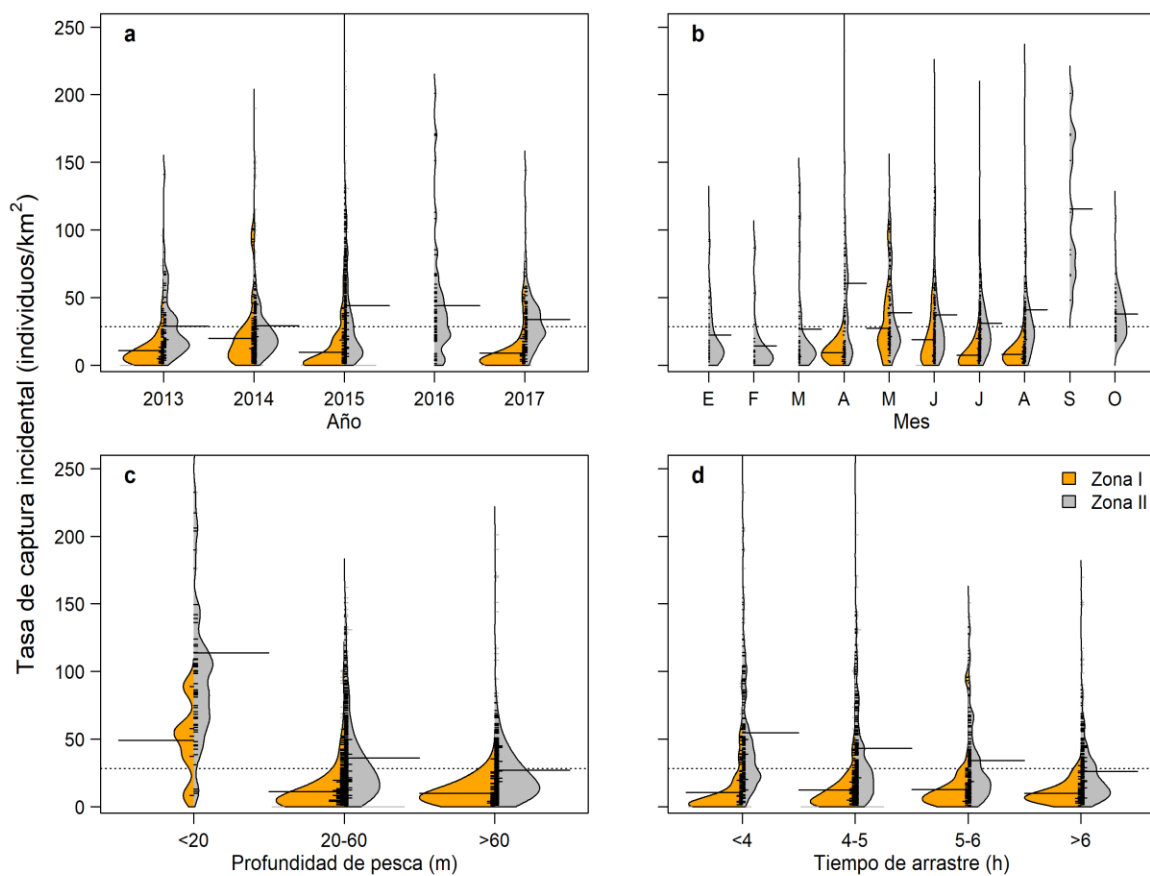


Figura 3.2. Tasas globales de captura incidental de elasmobranquios en la pesca de arrastre por (a) año, (b) mes, (c) estratos de profundidad y (d) tiempo de arrastre en el sur del golfo de México. La línea punteada en cada gráfico y la continua en cada forma de densidad representan el promedio.

Rostroraja texana tuvo las tasas de CI anuales máximas, estas oscilaron entre 6.1–34.9 ind/km² (total= 13.9 ind/km²), para *G. lessae* entre 2.2–8.4 ind/km² (total= 6.6

ind/km²), para *N. bancroftii* entre 1.8–3.8 ind/km² (total= 2.8 ind/km²), para *P. lentiginosus* entre 0.1–4.3 ind/km² (total= 2.0 ind/km²), para *S. dumeril* en un intervalo de 0.7–3.2 ind/km² (total= 1.3 ind/km²) y para *H. americanus* entre 0.4–1.1 ind/km² (total= 0.7 ind/km²) (Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Captura incidental en número de individuos y tasas de captura incidental anual (individuos/km²) de las especies de elasmobranquios dominantes en el arrastre de camarón en el sur del GM.

Año	<i>Rostroraja texana</i>	<i>Gymnura lessae</i>	<i>Narcine bancroftii</i>	<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	<i>Squatina dumeril</i>	<i>Hypanus americanus</i>
2013	1181 (6.1)	531 (2.7)	532 (2.7)	28 (0.1)	320 (1.6)	83 (0.4)
2014	3896 (13.0)	2316 (7.7)	545 (1.8)	280 (0.9)	405 (1.3)	104 (0.3)
2015	7644 (16.5)	3891 (8.4)	1750 (3.8)	2006 (4.3)	334 (0.7)	528 (1.1)
2016	1895 (34.9)	120 (2.2)	98 (1.8)	22 (0.4)	176 (3.2)	23 (0.4)
2017	1394 (9.9)	700 (5.0)	289 (3.1)	27 (0.2)	220 (1.6)	51 (0.4)
Total	16010 (13.9)	7558 (6.6)	3214 (2.8)	2363 (2.0)	1455 (1.3)	789 (0.7)

Para las seis especies dominantes, las tasas de CI máximas fueron en latitudes <22° N (Fig. 3.3). La principal especie, *R. texana*, se registró en 80.1 % de los arrastres, con una CI máxima de 168.5 ind/km² (promedio= 14.2), 2.65 % de estos arrastres (n= 31) presentaron una CI > 80 ind/km², principalmente entre 19.9–21.6° N en un amplio intervalo de profundidad. *G. lessae* estuvo presente en 63.9 % de los lances, con una CI máxima de 236.1 ind/km² (promedio= 6.9), en 3.4 % de estos arrastres (n= 32) se estimó una CI > 50 ind/km² entre 18.8–21.4° N en profundidades <36 m, registrándose lances (n= 6) con una CI >100 ind/km² entre 21.0–21.4° N a <14 m de profundidad. *Narcine bancroftii* se capturó en 34.9 % de los arrastres, con una CI máxima de 141.90 ind/km² (promedio= 3.04), 2.0 % de estos (n= 10) presentaron una CI > 50 ind/km² entre 20.6–21.2° N en profundidades <30 m (Fig. 3.3).

Por su parte, *P. lentiginosus* se registró solo en 18.4 % de los arrastres, con una CI máxima de 88.6 ind/km² (promedio= 1.98), 5.2 % de estos (n= 14 arrastres) presentaron una CI > 40 ind/km² entre 20.6–21.2° N en profundidades <19 m. *Squatina dumeril* se capturó en 28.0 % de los lances con una CI máxima de 45.69 ind/km² (promedio= 1.19), en 2.7 % de estos (n= 11 arrastres) se registró una CI > 20 ind/km², principalmente en la zona entre 20.5–21.6° N en profundidades >60 m. Finalmente, *H. americanus* fue capturada en

23.2 % de los arrastres, presentando una CI máxima de 30.69 ind/km² (promedio= 0.68), donde solo dos de estos arrastres presentaron una CI > 20 ind/km² en profundidades <14 m en la latitud de 21.0° N (Fig. 3.3).

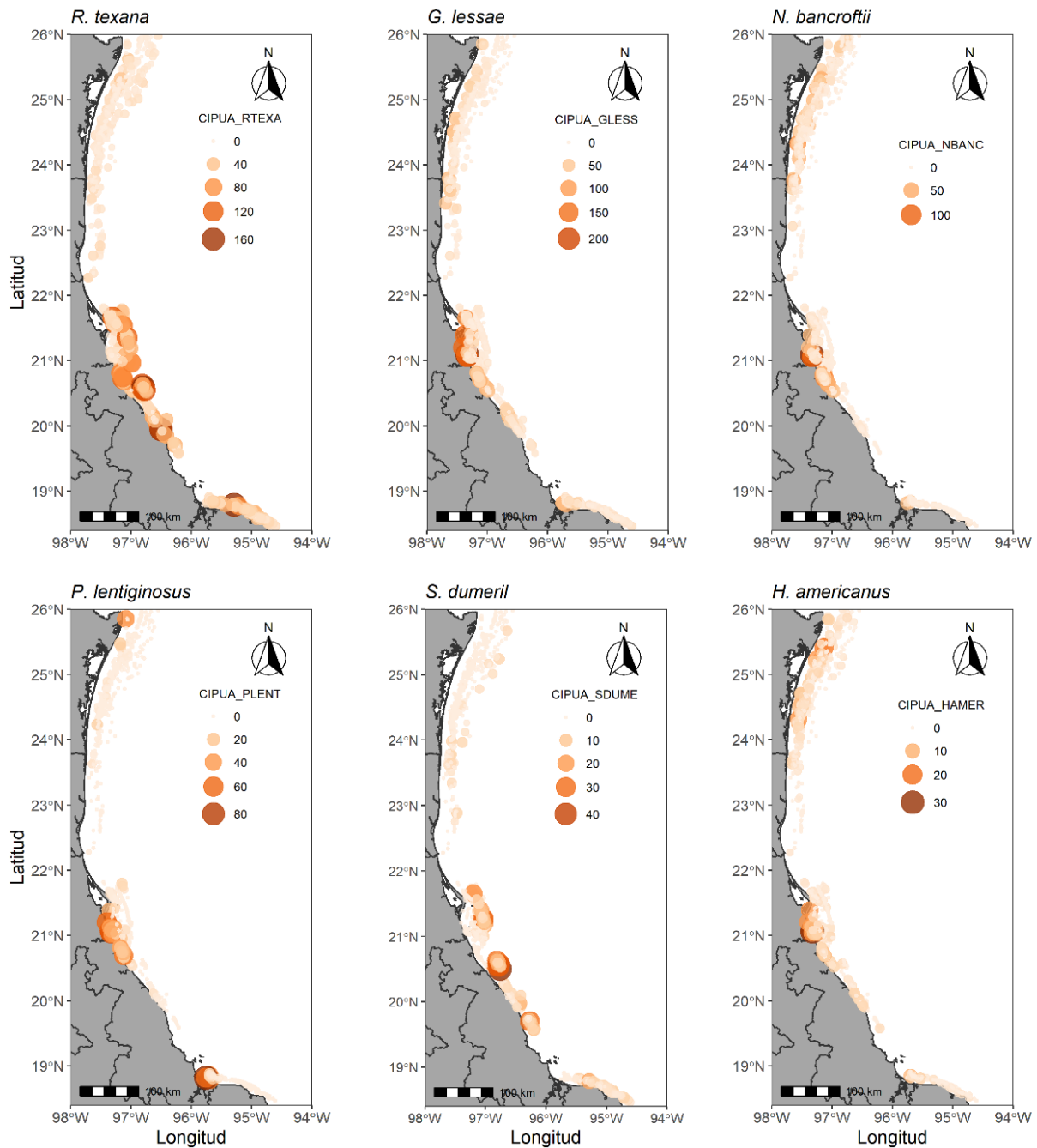


Figura 3.3. Comportamiento espacial de las tasas de captura incidental (ind/km²) de las seis especies principales de elasmobranquios en la pesca de arrastre de camarón en el sur del golfo de México.

Las zonas de riesgo de CI para las especies con vulnerabilidad moderada a la pesca de arrastre se encontraron batimétricamente delimitadas. Para *P. lentiginosus* se determinaron dos zonas de riesgo (1) a profundidades <15 m en el gradiente latitudinal 21.0–21.2° N (CI > 60 ind/km²) y (2) a profundidades <21 m entre 20.6–20.8° N (CI > 20–60 ind/km²). Similarmente para *S. dumeril* se determinaron dos zonas de riesgo (1) en profundidades >60 m entre 20.5–20.7° N (CI > 30 ind/km²) y (2) a profundidades >72 m entre 21.2–21.8° N (CI > 20–30 ind/km²). Esta última zona se ubicó como un “corredor” donde opera la flota pesquera (Fig. 3.4).

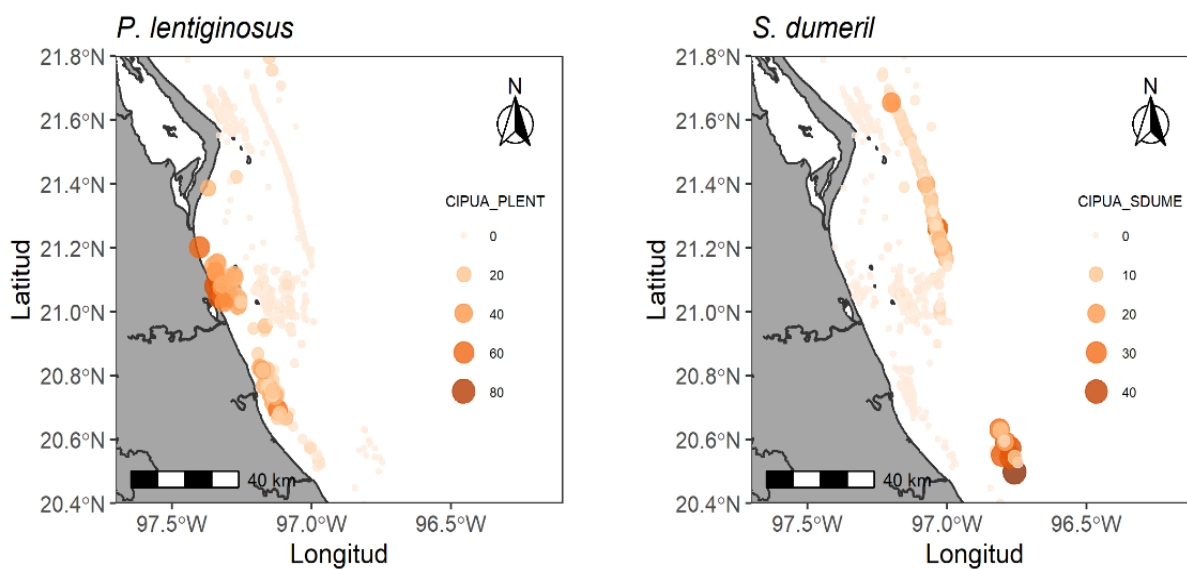


Figura 3.4. Zonas de mayor captura de *Pseudobatos lentiginosus* y *Squatina dumeril* en el arrastre camaronero en el sur del golfo de México.

Con base en la variabilidad mensual de las tasas de CI de *P. lentiginosus* y *S. dumeril*, se determinó que las zonas de riesgo de CI presentaron un componente temporal, identificándose los periodos de riesgo de captura incidental para ambas especies con mayor vulnerabilidad. Para *P. lentiginosus* el periodo fue desde abril (previo a la temporada de veda) hasta agosto (durante el periodo de veda). En el mes de abril se registró una CI > 20–60 ind/km² en el 21.5 % (n= 26) de los arrastres. En contraste, para *S. dumeril* se observó que su periodo de riesgo de captura abarcó desde junio hasta septiembre (durante el periodo de veda de la pesquería) (Fig. 3.5).

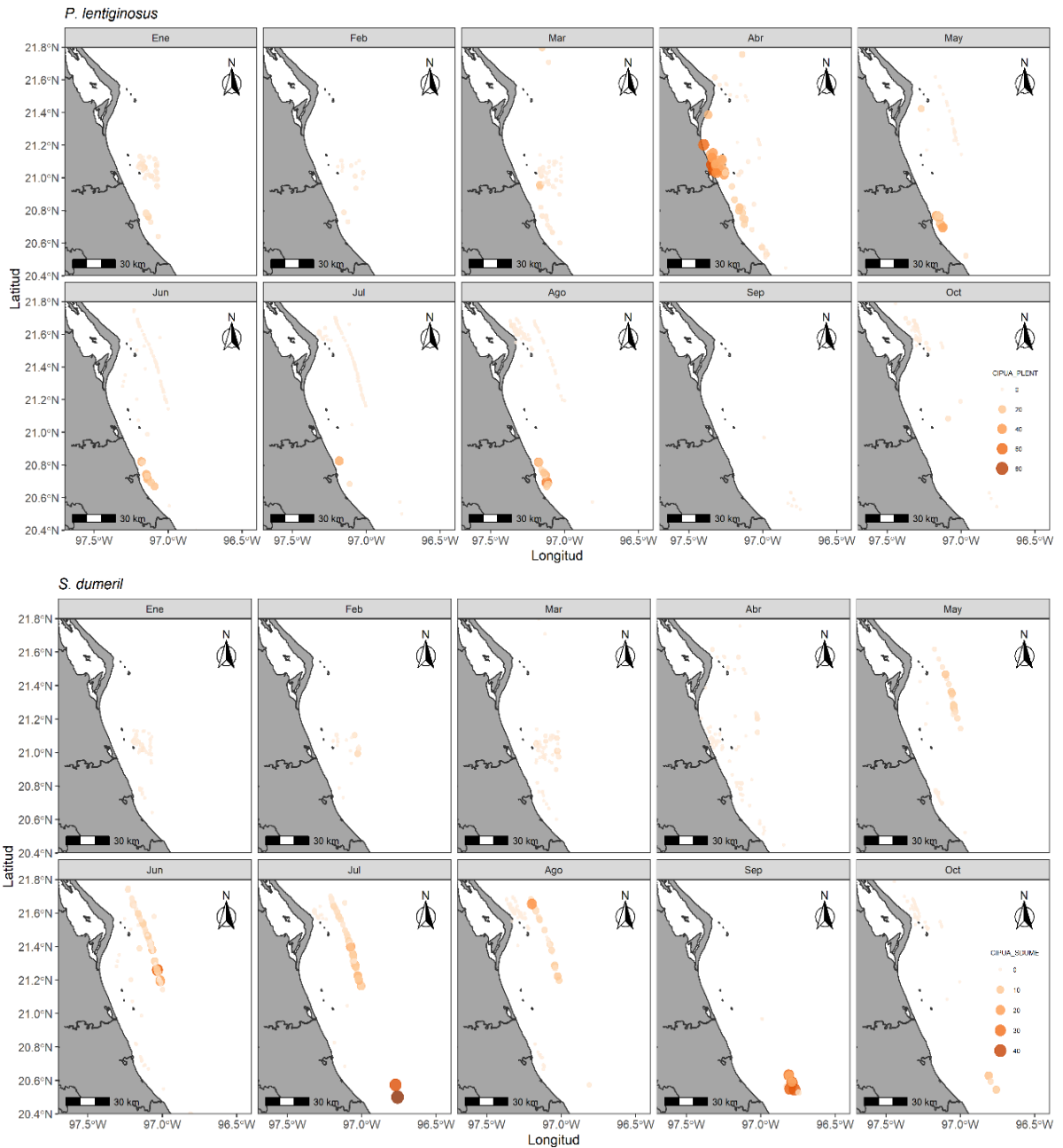


Figura 3.5. Variabilidad mensual de las tasas de captura incidental de especies de elasmobranquios más vulnerables, *Pseudobatos lentiginosus* y *Squatina dumeril*, en el arrastre camaronero en el sur del golfo de México.

Modelación de las tasas de captura incidental

La profundidad y la latitud fueron las variables explicativas más importantes de las tasas de CI global, con el mayor porcentaje de la variabilidad explicada (VE= 16.3 y VE= 14.0 %,

respectivamente). El tiempo de arrastre, el mes y año fueron significativas, aunque su contribución a la VE fue menor (VE <5 %). Por el contrario, el tipo de crucero y la longitud fueron no significativas, y no favorecen a la VE, tampoco a disminuir el AIC, por lo cual fueron eliminadas del modelo final. El GAMBN final, con base en el valor AIC menor y de sobredispersión, explicó 43.0 % de la VE acumulada. Las variables significativas fueron: profundidad, tiempo de arrastre, mes, año y latitud (Tabla 3.4).

Tabla 3.4. Resumen de la modelación del GAMBN por variables explicativas de las tasas de captura incidental global de elasmobranquios (ind/km²) en la pesca de arrastre en el sur del golfo de México. Se presenta el criterio de información de Akaike (AIC) y *variables excluidas del modelo final por no mejorar la variabilidad explicada, ni reducir el AIC y con una significancia $P > 0.05$.

Variabes	g.l.	Residual g.l.	Variabilidad explicada (%)	Variabilidad explicada acumulada (%)	Sobre-dispersión	AIC	Δ AIC
+Profundidad	9.70	1452.0	16.3	16.3	1.14	12403	
+Tiempo de arrastre	17.13	1444.4	3.1	19.4	1.06	12347	-56
+Tipo de crucero*	17.13	1444.4	0	19.4	1.06	12347	0
+Mes	25.58	1435.0	5.0	24.4	0.94	12251	-96
+Año	29.84	1430.0	4.6	29.0	0.87	12155	-96
+Latitud	25.54	1433.9	14.0	43.0	0.72	11827	-328
+Longitud *	26.07	1433.3	0	43.0	0.72	11827	0

Las representaciones gráficas de respuesta del GAMBN final mostraron un marcado efecto no lineal de la profundidad y la latitud sobre las tasas de CI global, resultando que ocurre una mayor probabilidad de captura entre 10–30 m de profundidad en la zona entre 18.5–22.5° N. El efecto del tiempo de arrastre fue mínimo (cercano a 0), siendo positivo en arrastres con una duración <5 h. La probabilidad de tasas de CI global se redujo en arrastres a profundidades >50 m y latitudes >24° N (Fig. 3.6). De manera general, la captura incidental disminuye al incrementarse ambas variables (profundidad y latitud).

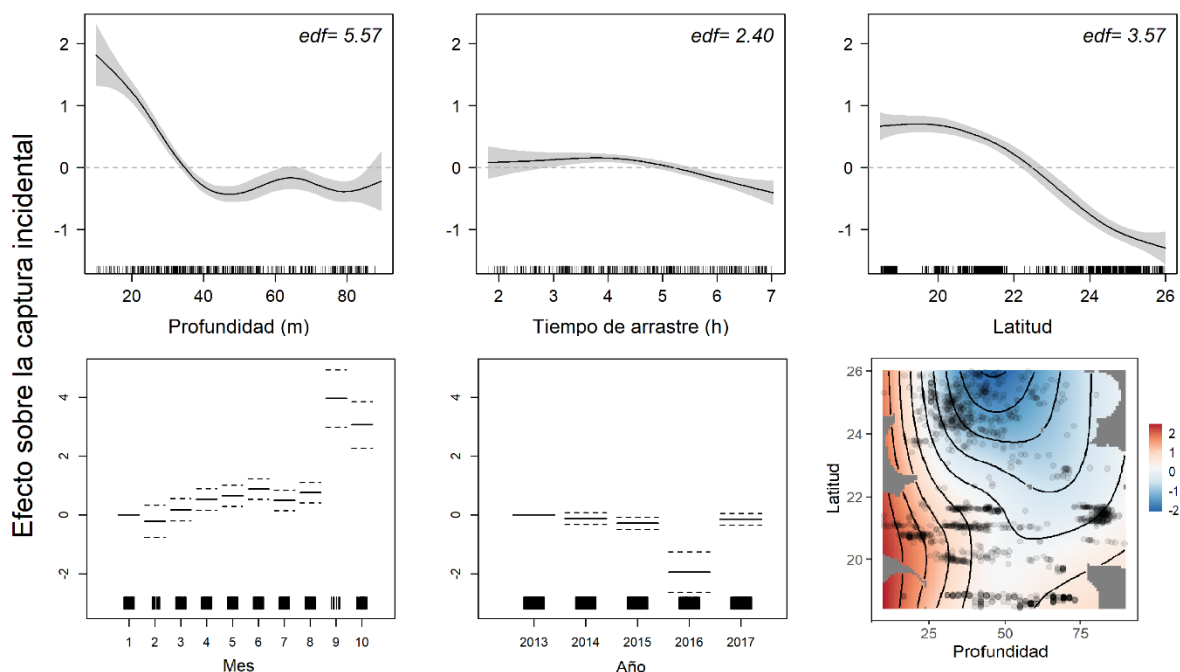


Figura 3.6. Efecto parcial de variables predictoras en el GAMBN final para predecir las tasas de captura incidental global de elasmobranquios en la pesca de arrastre de camarón en el sur del golfo de México. El área sombreada representa el intervalo de confianza al 95 % y las líneas al eje x representan la densidad de las observaciones. La gráfica inferior derecha muestra el efecto parcial de la interacción entre la profundidad y la latitud, donde los puntos grises representan la densidad de las observaciones.

Modelación de las tasas de captura incidental para las especies principales

Los GAMBN para las especies dominantes presentaron un alto porcentaje de VE de las tasas de CI. La VE acumulada osciló entre un mínimo de 30.2 % para *H. americanus* y un máximo de 70.4 % para *P. lentiginosus*. La profundidad fue altamente explicativa en cinco de las seis especies (excepto para *R. texana*) con VE entre 20.3–51.8 %, correspondiendo los máximos porcentajes para *P. lentiginosus* (VE= 51.8 %) y *S. dumeril* (VE= 37.9 %). La latitud fue más explicativa para *R. texana*, *G. lessae*, *P. lentiginosus* y *S. dumeril* con VE entre 12.8–19.5 %. El tiempo de arrastre fue significativo solo en cuatro especies (*R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii* y *H. americanus*) con VE <6.0 %. El tipo de crucero fue significativo para *N. bancroftii* y *S. dumeril*, pero con VE baja (<1.7 %). De las variables temporales, el mes fue significativo para cuatro especies (*R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii* y *P. lentiginosus*) con VE <6.9 %, mientras que el año fue significativo para *R. texana* y *G. lessae* con una VE de 9.4 y 3.4 %, respectivamente. Por lo cual, la profundidad y la latitud fueron las variables determinantes para las tasas de CI de las especies principales (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Resumen de la formulación del GAMBN a las tasas de captura incidental de las especies principales de elasmobranquios en la pesca de arrastre de camarón. Se presentan únicamente las variables significativas ($P < 0.05$), el criterio de información de Akaike (AIC) y el número de lances analizados para cada especie (n).

Especie	VARIABLES SIGNIFICATIVAS	g.l.	Variabilidad explicada (%)	Variabilidad explicada acumulada (%)	Sobre-dispersión	AIC	n
<i>R. texana</i>	+ profundidad	9.94	4.8	4.8	1.99	10668.9	1462
	+ tiempo	16.81	6.0	10.8	1.74	10514.9	
	+ mes	25.69	5.4	16.2	1.56	10379.6	
	+ año	29.91	9.4	25.6	1.33	10123.4	
	+ latitud	31.43	19.5	45.1	1.08	9577.9	
<i>G. lessae</i>	+ profundidad	8.37	24.1	24.1	2.03	7951.7	1462
	+ tiempo	16.29	2.2	26.3	1.87	7889.8	
	+ mes	25.72	4.6	30.9	1.84	7746.6	
	+ año	29.77	3.4	34.3	1.73	7634.1	
	+ latitud	36.69	13.5	47.8	1.46	7168.6	
<i>N. bancroftii</i>	+ profundidad	7.97	20.3	20.3	2.56	4275.8	873
	+ tiempo	14.95	5.0	25.3	2.35	4190.3	
	+ mes	17.72	6.9	32.2	2.24	4044.3	
	+ tipo de crucero	21.83	0.9	33.1	2.16	4034.4	
	+ latitud	29.88	3.5	36.6	1.84	3973.6	
<i>P. lentiginosus</i>	+ profundidad	7.61	51.8	51.8	3.52	2729.4	873
	+ mes	15.80	5.8	57.6	4.17	2593.5	
	+ latitud	21.46	12.8	70.4	2.42	2270.1	
<i>S. dumeril</i>	+ profundidad	4.11	37.9	37.9	1.80	2523.3	762
	+ tipo de crucero	9.66	1.7	39.6	1.90	2510.7	
	+ latitud	16.39	17.6	57.2	1.08	2288.0	
<i>H. americanus</i>	+ profundidad	6.27	26.1	26.1	1.67	2317.5	968
	+ tiempo	13.65	1.8	27.9	1.70	2305.8	
	+ latitud	21.05	2.3	30.2	1.54	2287.4	

De acuerdo con los gráficos de respuesta del GAMBN, las máximas probabilidades de CI para *R. texana* ocurren en arrastres en profundidades >20 m entre $18.5-23^\circ$ N; para *G. lessae* en profundidades <40 m entre $18.5-24^\circ$ N; Para *N. bancroftii* y *H. americanus* suceden en profundidades <30 m entre $21.5-25^\circ$ N y $24-26^\circ$ N, respectivamente. Para las especies con vulnerabilidad moderada, *P. lentiginosus* presentó una relación negativa con la profundidad y la latitud, con altas probabilidades de CI en profundidades <25 m entre $19-21.5^\circ$ N. Por el contrario, *S. dumeril* presentó una relación positiva con la profundidad, con mayor CI en profundidades >70 m entre $20-21.5^\circ$ N (Fig. 3.7). Los gráficos de residuales de los GAMBN de cada especie se presentan en el Anexo 8.

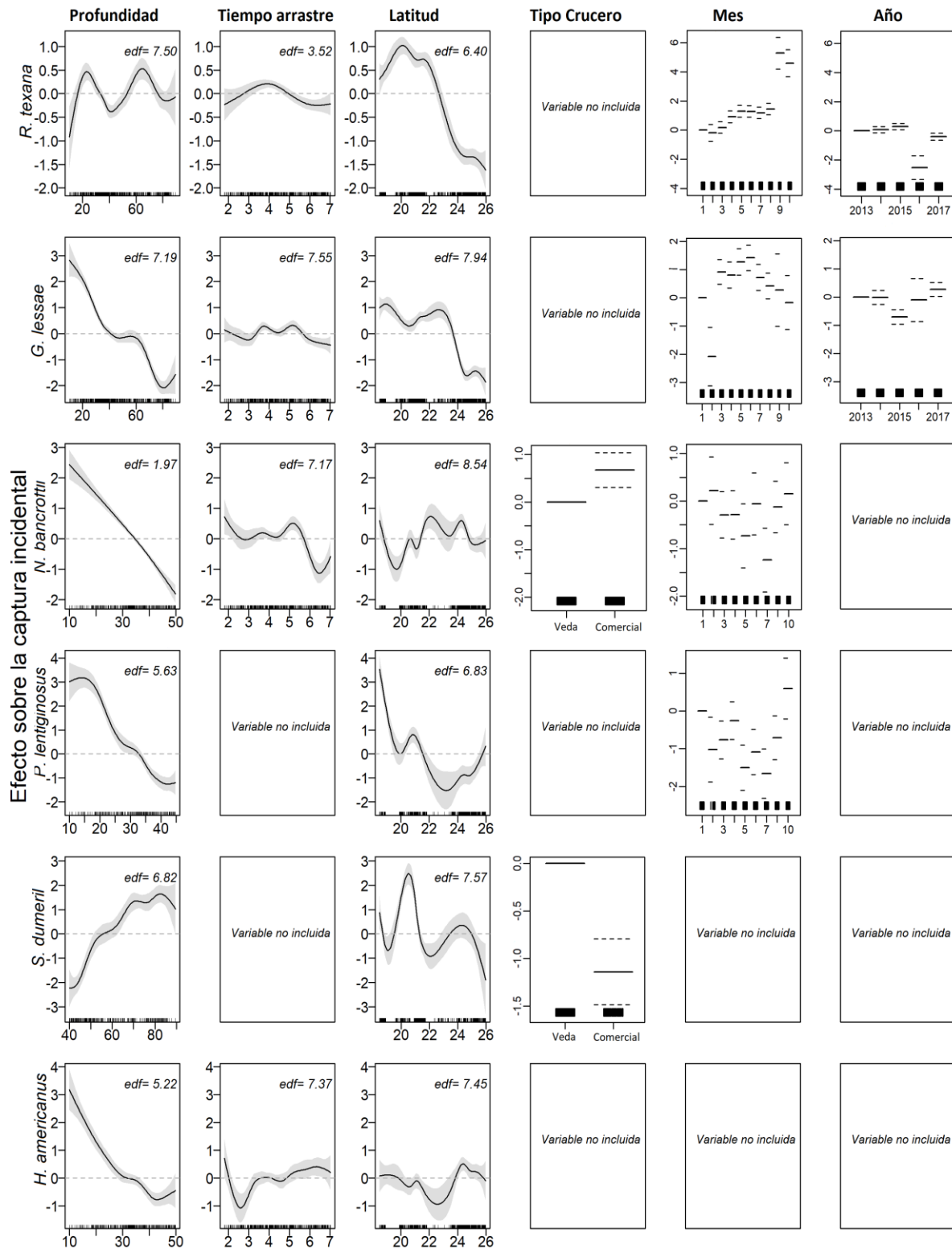


Figura 3.7. Efecto parcial de las variables sobre las tasas de captura incidental para cada una de las especies principales de elasmobranquios en la pesca de arrastre de camarón. El área gris representa el intervalo de confianza al 95 % y las líneas al eje x la densidad de las observaciones. Las variables no incluidas en el modelo final fueron aquellas que fueron no significativas.

A partir de los gráficos de efecto parcial de la interacción entre profundidad y la latitud para las principales especies, estimados mediante los GAMBN, resultaron las máximas probabilidades de captura incidental para *P. lentiginosus* y *S. dumeril* en zonas batimétricamente opuestas (Fig. 3.8).

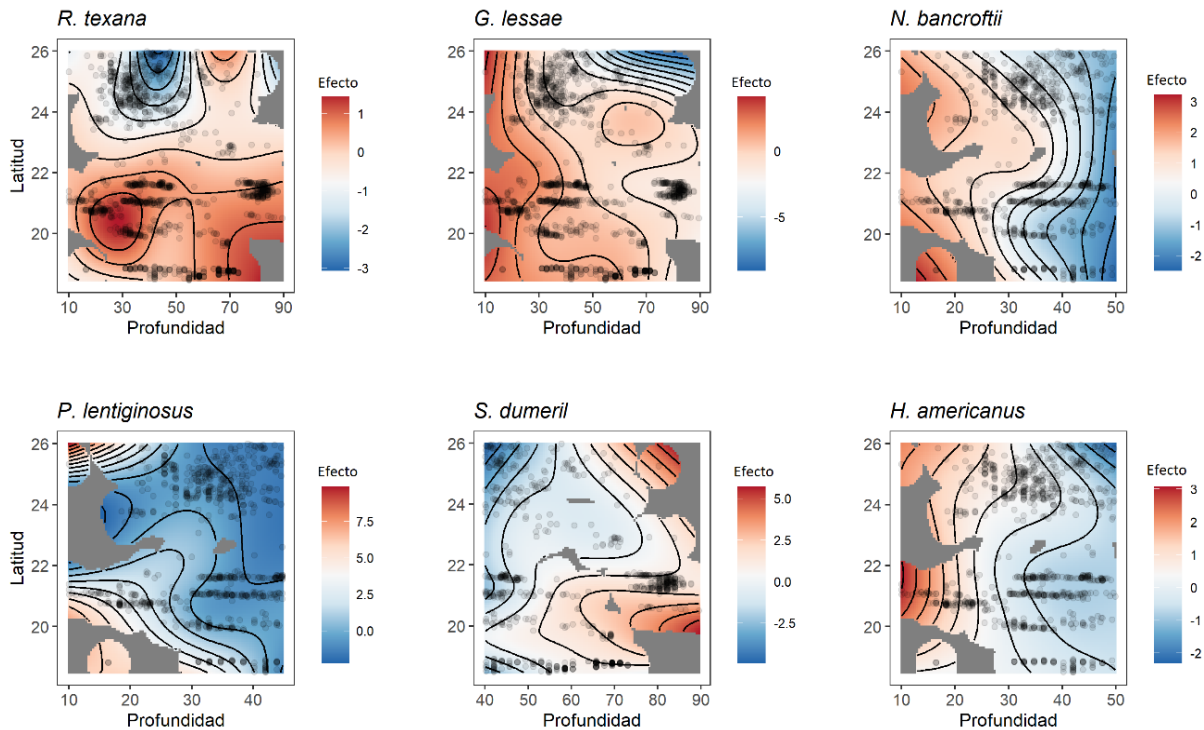


Figura 3.8. Efecto parcial de la interacción entre la profundidad y latitud en el modelo GAMBN final para predecir las tasas de captura incidental de las especies principales de elasmobranquios en la pesca de arrastre de camarón. Los puntos grises representan la densidad de las observaciones.

Discusión

Tasas de captura incidental de elasmobranquios

Como se mencionó en capítulos previos, el conocimiento actual sobre la captura incidental, composición y contribución relativa de especies de elasmobranquios en el arrastre camaronero es limitado y con grandes vacíos geográficos a nivel mundial. Debido a ello, la comprensión de la dinámica de sus tasas de CI ha sido poco estudiada para varias regiones, no siendo los litorales mexicanos la excepción. Esto se ve limitado principalmente por la falta de información sistematizada y de programas que la provean rutinariamente con una

cobertura temporal amplia durante la temporada de pesca comercial, ya que los individuos en su mayoría son descartados en altamar. La única forma de obtener esta información es directamente durante las operaciones de pesca, como fue el caso para los datos utilizados en la presente investigación. A partir de este contexto, la comprensión de la dinámica y de las variables que influyen en las magnitudes de las tasas de CI de estas especies es un paso importante para avanzar hacia el diseño de esquemas de conservación de las poblaciones en sistemas marinos sometidos a presiones antropogénicas, tales como la región suroeste del gran ecosistema marino del GM.

De acuerdo con los resultados del presente estudio, las tasas globales máximas de CI de elasmobranquios se registraron en el estrato de profundidad <20 m en ambas zonas del sur del GM (Fig. 3.2). Esto manifiesta que las tasas de CI están relacionadas principalmente con las agregaciones de cuatro especies, *R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii* y *P. lentiginosus*, en aguas costeras (Capítulo I). La abundancia elevada, y por lo tanto altas tasas de CI, de elasmobranquios en aguas poco profundas refleja su preferencia de hábitat por una disponibilidad de presas mayor y comportamientos reproductivos (Lauria *et al.*, 2015). Además, varias de estas especies utilizan las aguas costeras como áreas de crianza (White y Potter, 2004; Knip *et al.*, 2010; Thorburn *et al.*, 2019).

Particularmente, *R. texana* y *G. lessae* tienen las mayores tasas de CI (Tabla 3.3), debido a que su intervalo de distribución batimétrica es amplio y les confiere mayor capturabilidad al sistema de arrastre, el cual se traslapa completamente con la extensión de la profundidad de operación de la flota camaronera (9.1–90 m). Por otra parte, las otras especies costero-demersales, *N. bancroftii*, *P. lentiginosus* y *H. americanus*, y el tiburón demersal, *S. dumeril*, presentaron tasas de CI relativamente menores. Esto puede interpretarse por la restricción batimétrica de sus hábitats típicos y, en consecuencia, menor intensidad del esfuerzo de pesca en estos estratos de profundidad. Durante todo el periodo de estudio, la menor proporción del esfuerzo en número de arrastres se ejerció a <20 m de profundidad (n= 67, correspondientes a 4.6 %) y a profundidades >60 m (n= 384 arrastres, 26.2 %). Por el contrario, el mayor esfuerzo se ejerció en el intervalo de 20–60 m de profundidad (Tabla 3.1). Esto concuerda con lo establecido por Stobutzki *et al.* (2002) y lo encontrado en el Capítulo I, donde la SC se incrementa en aquellas especies en las que su hábitat está mayormente expuesto al arrastre.

En el presente capítulo se proponen y se detallan las principales zonas de riesgo con tasas con CI altas para las especies dominantes en el sur del GM (Fig. 3.3), mismas que surgen debido a que probablemente algunos caladeros de pesca de la flota de arrastre se traslapan con potenciales hábitats críticos, por ejemplo, áreas de reproducción y crianza que incrementan sus capturas incidentales. De acuerdo con Gupta *et al.* (2020), la falta de información sobre los hábitats críticos de los elasmobranquios es la fuente de incertidumbre más importante para diseñar estrategias que favorezcan la mitigación de la captura incidental. Las zonas de riesgo para las especies con vulnerabilidad mayor, aquí expuestas, se encontraron batimétrica y temporalmente delimitadas. Para *P. lentiginosus* se ubicó en aguas muy someras previo a la temporada de veda, por el contrario, para *S. dumeril* se ubicó hacia zonas con una profundidad mayor durante la temporada de veda (Fig. 3.4, 3.5). Los arrastres sobre estas zonas representan un estresor potencial importante para la población de ambas especies, sobre las cuales se debe enfocar un especial énfasis. En consecuencia, es necesario que estudios posteriores deban ser enfocados a evaluar la presencia de hábitats críticos de elasmobranquios en el sur del GM.

Modelación de las tasas de captura incidental

Los GAMs son métodos estadísticos flexibles que pueden utilizarse para identificar y caracterizar efectos no lineales entre variables predictoras y la de respuesta de forma no paramétrica, permitiendo estimar relaciones funcionales suavizadas (Hastie *et al.*, 2009; Pedersen *et al.*, 2019), siendo entonces adecuados para el proceso de análisis en este estudio.

A partir de la modelación GAMBAN se estableció que la profundidad y la latitud son evidentemente las variables más explicativas de las tasas globales de CI de elasmobranquios (Tabla 3.4). Esto es consistente con los comportamientos diferenciados de segregación inter-específica por las preferencias de la profundidad y el área geográfica (Capítulo I), asimismo, con lo expuesto por Tserpes *et al.* (2013), quienes encontraron que estas mismas variables fueron factores determinantes en la distribución y presencia de elasmobranquios demersales en el Mediterráneo oriental. Se ha documentado que la profundidad, en especial, es el factor determinante no solo en el Mediterráneo (Damalas *et al.*, 2009; Lauria *et al.*, 2015; Tserpes *et al.*, 2013, Follesa *et al.*, 2019), sino también en el

norte del Atlántico, en la cordillera central mesoatlántica en el archipiélago de Azores (Das *et al.*, 2022), y en el norte del GM (Drymon *et al.*, 2010; Plumlee *et al.*, 2018).

La latitud fue la segunda variable más explicativa de las tasas globales de CI, determinándose máximas probabilidades de captura entre 18.5–22° N (Tabla 3.4; Fig. 3.4). Es probable, sin embargo, que el efecto de la latitud sobre las tasas de CI es resultado de un efecto indirecto y que esté relacionado mayormente con factores ecológicos. Por ejemplo, debido a una productividad primaria alta y una mayor heterogeneidad, complejidad estructural y conectividad de las áreas adyacentes a los caladeros de pesca en este gradiente latitudinal (Capítulo I). A pesar de que la latitud provee un efecto indirecto, numéricamente otorgó una explicabilidad alta de las tasas de CI en el GAMBN.

En el presente estudio, se demostró que existe una mayor probabilidad de CI en zonas con profundidades <30 m en una latitud <22.5° N (Fig. 3.6), con base en la modelación con el GAMBN final (VE global= 30.3). Esto significa que la dinámica de las tasas de CI de elasmobranquios en el sur del GM está determinada principalmente por los comportamientos de agregación y preferencias de distribución batimétrica y latitudinal de las especies (Capítulo I), ya sea por ontogenia y/o por procesos eto-ecológicos interanuales que maximizan las tasas de CI y conllevan a una mortalidad mayor debido a la actividad pesquera.

Modelación de las tasas de captura incidental para las principales especies

La modelación mediante GAMs de las tasas de captura de especies de tiburones ha sido aplicada para evaluar los factores que influyen en pesquerías con palangres, entre ellos, para la CI en la flota comercial con palangre en el Pacífico norte (Bigelow *et al.*, 1999; Walsh y Kleiber, 2001), en la pesca artesanal en el sureste del GM (Pérez-Jiménez *et al.*, 2020) y para entender la variabilidad de las tasas de capturas de *Prionace glauca* a través de la interacción climática (Godínez-Padilla *et al.*, 2022). Para el sistema de arrastre específicamente, las mayores investigaciones se han llevado a cabo en el Mediterráneo, donde se han determinado los factores que afectan la presencia, segregación espacial, abundancia y captura incidental de especies de elasmobranquios (Damalas *et al.*, 2009; Gouraguine *et al.*, 2011; Lauria *et al.*, 2015; Tserpes *et al.*, 2013, La Mesa *et al.*, 2016; Follesa *et al.*, 2019).

Este tipo de análisis no había sido realizado hasta el momento para evaluar la captura incidental de elasmobranquios en esta pesquería mexicana de arrastre en el sur del GM, de la cual se contaba con una comprensión limitada acerca de la dinámica y de los factores determinantes para que ocurran magnitudes altas de CI. Al presente, la modelación GAMBN permitió establecer que las tasas de CI de cada una de las seis especies dominantes presentaron heterogeneidad batimétrica, latitudinal y temporal inter-específicas. Incluir el conocimiento ecológico para cada especie como criterios para la modelación del GAMBN, delimitando los datos batimétricos restringidos al hábitat relativamente idóneo, permitió estandarizar las tasas de CI, reduciendo las fuentes de incertidumbre y acotando con ello la variabilidad no explicada en la modelación.

La profundidad y la latitud fueron las variables predictoras más explicativas de las tasas de CI con mayor peso para las especies principales de elasmobranquios. La modelación de la interacción entre estas variables permitió visualizar aquellas zonas con mayor probabilidad de captura. Se demostró que las tasas de CI de *G. lessae*, *N. bancroftii*, *H. americanus* y *P. lentiginosus* presentan una relación negativa con la profundidad y en dos de estas especies (*G. lessae* y *P. lentiginosus*) también con la latitud, es decir, a mayor profundidad y latitud menor probabilidad de CI. Para las tres primeras especies, la mayor probabilidad de tasas máximas de CI ocurre en arrastres a profundidades <30 m y para *P. lentiginosus* todavía más somero (<25 m). En el otro extremo, para *S. dumeril* las tasas de CI presentaron una relación positiva con la profundidad y con mayor probabilidad de captura en zonas más profundas (>60 m) (Fig. 3.7).

En el caso de las especies más vulnerables, la profundidad y la latitud otorgan una explicabilidad alta para la CI de *P. lentiginosus* (VE= 64.6 %) y *S. dumeril* (VE= 55.5 %) (Tabla 3.5). Para ambas especies debe considerarse que los efectos de probabilidades altas de captura están estrechamente relacionados con las zonas de riesgo de CI (Fig. 3.4, 3.5). Esto probablemente obedece a los comportamientos de agrupación espacio-temporal que incrementan su probabilidad de captura (Cosandey-Godín y Morgan 2011; Crespi-Abril *et al.*, 2013; Jacoby *et al.*, 2012) y que además en el sur del GM están completamente opuestas por las preferencias batimétricas y latitudinales restringidas del tipo de hábitat que poseen ambas especies (Capítulo I).

El presente análisis de modelación de las tasas de CI para cada una de las especies dominantes de elasmobranquios contribuye a completar vacíos en cuanto a la comprensión de la dinámica y variación espacio-temporal de sus capturas en el arrastre camaronero, ayudando a elucidar los atributos principales para delimitar principales zonas de riesgo de CI. Las zonas con tasas de CI altas podrían ser consideradas zonas prioritarias de conservación, su exclusión parcial de las operaciones de arrastre ayudaría a mitigar la captura incidental y reducir la mortalidad de sus poblaciones.

El establecimiento de estrategias de manejo como la restricción temporal de áreas a la pesca, por ejemplo, la protección de zonas prioritarias, permitiría disminuir el riesgo en la susceptibilidad y en consecuencia la vulnerabilidad de los elasmobranquios en el sur del GM (Capítulo II). Otros autores han propuesto también zonas de conservación basadas en criterios semejantes, como la presencia de especies con alta fragilidad biológica, áreas potenciales de reproducción y crianza (Salomón-Aguilar, 2015; Salomón-Aguilar *et al.*, 2009). Por su parte, Clarke *et al.* (2018) propusieron áreas temporales con mayor concentración de especies vulnerables para reducir el impacto de la pesca de arrastre de camarón sobre los elasmobranquios en el Pacífico costarricense. En la presente investigación se utilizó un enfoque similar, pero además se aplicó una modelación con GAMs para robustecer la identificación de zonas riesgo de captura incidental.

Finalmente, lo expuesto en el presente capítulo contribuye a la comprensión de la dinámica y variabilidad espacio-temporal de las tasas globales de CI y para las seis especies dominantes de elasmobranquios en la pesca de arrastre de camarón en el sur del GM, permitiendo determinar las principales zonas de riesgo de captura incidental. Las variables predictoras más explicativas para las magnitudes de las tasas de CI fueron la profundidad y la latitud, que a su vez dan la pauta para que se originen zonas y temporadas de riesgo para cada especie, principalmente para las dos más vulnerables al arrastre. Las zonas de riesgo de CI para *P. lentiginosus* podrían ser discriminadas de las operaciones de pesca para mitigar sustancialmente su captura. Se contribuye también al conocimiento de zonas específicas donde ocurre un ensamble de especies de rayas costero-demersales, como *R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii* y *H. americanus*, su protección ayudaría potencialmente a proteger la fracción de las poblaciones expuestas a la pesca de arrastre.

V. Discusión general

El presente trabajo esclarece varios aspectos relevantes acerca de la captura incidental de elasmobranquios asociados al arrastre camaronero en el GM. Primero, la composición específica está representada por al menos 16 especies, de las cuales, las rayas (bentónicas) representaron el contribuyente incidental más abundante (99.5 %) comparado con los individuos de tiburón (nectónicos), cuya representatividad fue claramente marginal. Esta particularidad de la pesca de arrastre ha sido determinada para otras regiones, donde las rayas asociadas al fondo marino son más susceptibles a ser capturadas que los tiburones (Stobutzki *et al.*, 2002; Acevedo *et al.*, 2007; Clarke *et al.*, 2016; Garcés-García *et al.*, 2020), resaltando entonces que el tipo hábitat, la morfología y la capacidad natatoria son factores que influyen para que los individuos sean retenidos y formen parte de la fauna de acompañamiento.

El segundo aspecto es que, cinco especies de rayas costero-demersales y una de tiburón demersal fueron las más expuestas a ser capturadas, en todos sus estadios de desarrollo. Contrario a lo que refiere el PANMCTR (Conapesca-INP, 2004), los individuos de la familia Carcharhinidae (n= 3 especies) no son contribuyentes relevantes, sino esporádicos, con una contribución numérica marginal (<0.1 %). Además, únicamente 0.5 % de los tiburones pertenecieron a las familias Carcharhinidae, Sphyrnidae y Triakidae, las cuales tienen importancia comercial, tanto en las pesquerías artesanales del GM (Castillo-Géniz *et al.*, 1998; DOF, 2018; Pérez-Jiménez *et al.*, 2020) como para retención en la captura incidental. Es decir, la pesca de arrastre camaronero en el GM no representa una explotación evidente para estas especies, ni como una amenaza relevante para su sustentabilidad, ni una competencia directa para las pesquerías artesanales.

El tercer aspecto a resaltar es que las seis especies de elasmobranquios incidentales dominantes no se distribuyen homogéneamente en el área de pesca de la flota camaronera, sino que se observó segregación batimétrica tanto por ontogenia como por especies, con efecto temporal sobre su frecuencia de captura. De acuerdo con Damalas *et al.* (2009), la selección del hábitat de las especies demersales depende de una variedad de factores, siendo la profundidad uno de los más importantes que a menudo explica la variación espacial en la composición de las comunidades demersales, tal como se encontró en el sur del GM a partir de la presente investigación. A partir de estos hallazgos, se puede afirmar

que las preferencias de hábitat de los elasmobranquios determinaron sustancialmente la composición de especies en la captura y las zonas de agregaciones. En estas zonas donde las especies se agregan se incrementa la probabilidad de captura (Jacoby *et al.*, 2012; Crespi-Abril *et al.*, 2013) y, por lo tanto, la vulnerabilidad instantánea de las poblaciones por la presión por pesca indirecta.

Una de las principales problemáticas de la pesca de arrastre, corroborado en el presente estudio para el GM, es que incide sobre especies de la familia Squatinidae, Dasyatidae y Rhinobatidae. Estas se encuentran catalogadas como amenazadas en la UICN, como resultado de su alta exposición a la mortalidad por pesca y degradación de hábitat (Dulvy *et al.*, 2014). La captura incidental en este tipo de pesquerías representa una de las principales causas de la disminución de las poblaciones de elasmobranquios (Smith *et al.*, 1998; Shepherd y Myers, 2005; Walker, 2005). Constituyendo a la pesquería mexicana de arrastre de camarón como uno de los probables estresores para las poblaciones de elasmobranquios, especialmente para las especies más vulnerables.

Bajo el contexto antes mencionado, el cuarto aspecto relevante de este trabajo expone que, dos de las 16 especies de elasmobranquios son las más vulnerables a la pesca de arrastre de camarón en el GM, pero con riesgo moderado y por determinantes distintas: *P. lentiginosus* por su *S* alta debido a su distribución somera, incidencia sobre la fracción adulta de la población y formación de agregaciones durante la temporada de pesca previo a la veda, mientras que, *S. dumeril* por su *P* baja, atemperada parcialmente porque la incidentalidad recae mayoritariamente sobre individuos juveniles. A pesar de que la pesquería de arrastre en el GM ha operado por al menos siete décadas con intensidad variable (DOF, 2014b) y que probablemente ha impactado la estructura comunitaria de los elasmobranquios, los cambios en la dinámica de la pesquería y en sus medidas de manejo podrían haber permitido que ambas especies más vulnerables hayan soportado una explotación no dirigida durante este periodo.

Los cambios ocurridos en la pesquería mexicana de arrastre del GM benéficos para los elasmobranquios se pueden resumir en: 1) Disminución del esfuerzo pesquero en un 59.2 % en número de embarcaciones, pasando de 733 desde 1990 a 299 (SAGARPA, 2021); 2) Establecimiento del periodo de veda para la pesca, que ha disminuido en un 41 % los días de pesca en las dos últimas décadas por la ampliación de este periodo (de 91 días

en 1999 a 137 en 2020); 3) Modificaciones tecnológicas en el sistema de pesca, como el uso de redes de arrastre de material nuevo, de menor tamaño, y DETs que podrían reducir las capturas de tiburones y rayas de mayor tamaño; 4) Zonas de no arrastre por tipo de fondo marino rocoso y zonas prohibidas (zonas de arrecife y de extracción petrolera), así como la prohibición del arrastre a <9.1 m de profundidad (DOF, 1993, 2014b, 2013, 2017), protegiendo parcialmente el hábitat de ciertas especies y su reclutamiento. Aunque lo que se percibe es que varias especies de elasmobranquios han logrado soportar la explotación del sistema de arrastre, se desconoce el estado actual de sus poblaciones y los cambios probables en la estructura comunitaria debido a la falta de información de décadas anteriores en lo referente a la contribución del elenco de especies, y de las tasas de CI.

Del espectro de regulaciones con las que cuenta la pesquería mexicana de arrastre de camarón en el GM, ninguna de ellas ha sido diseñada específicamente para la conservación de elasmobranquios. No obstante, es una de las principales pesquerías que cuenta con una amplia variedad de medidas de manejo que, con base en los resultados expuestos en la presente investigación, ayudan a disminuir el riesgo en la *S* y otorgan efectos positivos para la protección de las poblaciones de elasmobranquios.

Bajo este contexto, el quinto aspecto relevante refiere a los efectos probables de las medidas de manejo de la pesquería de arrastre sobre las poblaciones de elasmobranquios asociados. Estos efectos pueden dividirse en dos grandes grupos, por un lado, la protección espacio-temporal para segmentos etarios de las poblaciones y, por otro lado, los mecanismos de exclusión selectiva durante la pesca. Del primer grupo se destaca que el periodo de veda para la pesca de arrastre (DOF, 2017) protege el alumbramiento de *N. bancroftii*, *P. lentiginosus* y *S. dumeril*, dado que se registraron individuos con las tallas mínimas durante ese periodo. Esto es de gran relevancia para *S. dumeril* por ser una especie vulnerable, con mayor registro de individuos (83.5 %) durante este periodo, permitiendo la protección de sus agregaciones reproductivas (Capítulo I, Fig. 1.3, 1.6). Este periodo de veda protege también del arrastre a las agregaciones reproductivas y de crianza de *R. terraenovae* y *S. tiburo* (abril-junio y agosto-septiembre, respectivamente; Martínez-Cruz *et al.*, 2016; Pérez-Jiménez y Mendez-Loeza, 2015) en el sur del GM y para la Sonda de Campeche (DOF, 2018b).

Por otra parte, la prohibición del arrastre en zonas <9.1 m de profundidad (DOF, 2013) favorece la protección de individuos neonatos y juveniles de *G. lessae*, *N. bancroftii* y *P. lentiginosus*, mismos que probablemente habitan y se agregan en aguas costeras debido a sus hábitos de permanencia en aguas someras. En cuanto a los mecanismos de exclusión, los DETs implementados para evitar la captura de tortugas marinas (DOF, 1993) favorecen la exclusión de individuos adultos de *H. americanus* y *S. dumeril* de mayor talla (>110 cm), así como a individuos de la familia Carcharhinidae, mismos que fueron raramente registrados en el presente estudio. Se ha demostrado que los DETs permiten la exclusión de algunos elasmobranquios y en consecuencia otorgan una reducción significativa de la captura incidental de ciertas especies y tallas (Brewer *et al.*, 1998, 2006; Raborn *et al.*, 2012; Willems *et al.*, 2016; Campbell *et al.*, 2020).

A pesar de estos efectos positivos de las medidas de manejo actuales de la pesquería de camarón para la mitigación de la captura de elasmobranquios, con los hallazgos de este trabajo se distinguió que subyacen aún aspectos que podrían vulnerar a sus poblaciones. Por lo cual, el sexto aspecto relevante refiere a estos elementos medulares a considerarse; prevalece una alta frecuencia de las especies de rayas costero-demersales en todo su espectro poblacional (Capítulo I), la captura de dos especies con mayor vulnerabilidad (Capítulo II) y las tasas de CI altas de especies costero-demersales, resaltando zonas de riesgo de CI para *P. lentiginosus* en aguas someras previo al periodo de veda (Capítulo III, Fig. 3.5).

El séptimo aspecto relevante refiere acerca de las potenciales estrategias para disminuir el riesgo, especialmente para las especies más vulnerables, como la restricción de zonas y la liberación post-captura planteadas en el capítulo II. La adopción de una potencial estrategia de restricción para la pesca de arrastre en zonas de riesgo impactaría positivamente en la mitigación de la captura incidental de una fracción importante de sus poblaciones. Por ejemplo, la protección de la zona de riesgo de CI de *P. lentiginosus* (a <15 m de profundidad entre 21.0–21.2° N) implicaría extender la prohibición de arrastre actual de la zona <9.1 a <15 m de profundidad únicamente durante abril (Capítulo III, Fig. 3.5, 3.8). Esto ayudaría también a *R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii* y *H. americanus* que tienden a agregarse en esta misma área costera (Capítulo I, III). Por el contrario, la protección de la zona de riesgo de CI de *S. dumeril* (a >60 m de profundidad entre

20.5–20.7° N) no es una opción prioritaria, dado que sus agregaciones reproductivas y su periodo de alumbramiento están protegidos por el periodo de veda actual de la pesquería (Capítulo I, III).

La sistematización de la maniobra para una apropiada liberación post-captura podría ser una estrategia viable y efectiva inmediata para las especies más vulnerables, habida cuenta la hipotética disminución de su *V* moderada a una categoría baja si son descartadas mientras aún están vivas (Escenario 1, Capítulo II). Además, se han determinado tasas de supervivencia altas para algunas especies de elasmobranquios demersales descartadas después de la captura en el arrastre (Laptikhovsky, 2004; Saygu y Deval, 2014). La aplicación de buenas prácticas de manipulación para la liberación post-captura podría contribuir a reducir la mortalidad por pesca de las especies vulnerables (Poisson *et al.*, 2014), para lo cual, con el fin de mejorar la supervivencia, se deben generar protocolos de manipulación particulares para cada especie (Wosnick *et al.*, 2022).

Es necesario, sin embargo, evaluar la factibilidad y riesgo socio-económico de las potenciales estrategias para los pescadores, en este caso, estrategias adicionales a las establecidas actualmente, como es el caso de la extensión de la prohibición del arrastre temporal hasta < 15 m en la zona crítica de CI de *P. lentiginosus* y la liberación post-captura. De acuerdo con Booth *et al.* (2019) y Gupta *et al.* (2020), las estrategias potenciales de manejo deben ser evaluadas considerando los costos, beneficios, contextos sociales y riesgos. Bajo dichas evaluaciones, la liberación post-captura ha sido la estrategia más aceptada, con mayor viabilidad socioeconómica y menor riesgo para los pescadores en una pesquería de arrastre. No obstante, esta estrategia presentó una menor efectividad técnica comparado con los cierres espacio-temporales y la restricción de arrastres, los cuales pueden reducir significativamente la captura de rayas (Gupta *et al.*, 2020).

De acuerdo con Wosnick *et al.* (2022), las estrategias más recomendadas para reducir el impacto de las capturas incidentales de elasmobranquios son la creación de zonas de exclusión (cierres a la pesca) y la implementación de dispositivos excluidores (BRDs). Por lo tanto, el último aspecto relevante refiere de investigaciones futuras que faciliten la modificación y modernización de las redes de arrastre en la pesquería mexicana del GM, por ejemplo, la implementación de dispositivos excluidores de peces (DEPs). Los DEPs han sido instalados en la flota de arrastre de camarón en el litoral del Pacífico mexicano

desde 2016, con base en la NOM-002-SAG/PESC-2013 (DOF, 2013), pero esta modernización no ha sucedido aún para el GM.

La incorporación de DEPs en las redes de arrastre modernizaría con aditamentos de vanguardia a la flota pesquera de arrastre del GM y aportaría un elemento adicional para reducir captura de la fauna de acompañamiento y la mortalidad para ciertas especies. Con ello, minimizar el impacto antropogénico en las poblaciones de elasmobranquios y su hábitat. Se requiere por lo tanto realizar investigaciones futuras detalladas sobre el efecto de estos DEPs en la captura incidental de especies de elasmobranquios y otras de gran importancia económica-ecológica. Se pueden realizar también investigaciones acerca de modificaciones a los DETs, es decir, incorporar innovaciones a dispositivos ya en uso. Se ha determinado que una menor separación entre las barras de los DETs podría ayudar a reducir el número de elasmobranquios, requiriendo, sin embargo, determinar los espacios apropiados entre las barras del DET que reduzcan las capturas incidentales y minimicen la pérdida de especies comercialmente importantes (Willems *et al.*, 2016; Campbell *et al.*, 2020).

La incorporación de una combinación de DEPs y DETs permite una importante reducción de la captura incidental de rayas (Brewer *et al.*, 1998, 2006; Garcés-García *et al.*, 2020). A pesar de ello, los individuos de pequeño tamaño son comúnmente capturados debido a que la separación entre las barras de los DETs permite el paso de estos organismos (Belcher y Jennings 2011; Raborn *et al.*, 2012; Willems *et al.*, 2016), tal como fue constatado en la presente investigación con la contribución relativa estimada de *R. texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii* y *P. lentiginosus*, pudiendo ocasionar consecuencias negativas para sus poblaciones (Capítulo I).

Las potenciales estrategias para la conservación de las especies costero-demersales expuestas en la presente investigación, tales como la limitación de la pesca en zonas y temporadas de riesgo, las prácticas de liberación post-captura y las mejoras tecnológicas, podrían mitigar la CI de elasmobranquios de pequeño tamaño en la pesca mexicana de arrastre de camarón en el GM, incluyendo tanto las especies más vulnerables, *S. dumeril* y *P. lentiginosus*, como aquellas de importancia comercial en las pesquerías artesanales, como *H. americanus* y *G. lessae*.

VI. Conclusiones

1. Al menos 16 especies de elasmobranquios forman parte de la captura incidental en la pesca de arrastre de camarón en el GM. *Rostroraja texana*, *G. lessae*, *N. bancroftii*, *P. lentiginosus*, *S. dumeril* y *H. americanus* fueron las especies dominantes y son capturadas en todo su espectro poblacional, presentando segregación batimétrica y temporal, tanto intra- como inter-específicas, y agregaciones temporales.
2. La vulnerabilidad de las 16 especies de elasmobranquios a la pesca de arrastre difiere entre estas, es baja para la mayoría de ellas y solo dos presentan una vulnerabilidad moderada; *P. lentiginosus* por su susceptibilidad de captura alta, mientras que, *S. dumeril* por su productividad biológica baja. La liberación post-captura y la protección de agregaciones mediante la restricción de zonas de pesca son estrategias potenciales que reducirían su riesgo y, en consecuencia, su vulnerabilidad.
3. Dos especies costero-demersales, *R. texana* y *G. lessae*, exhiben las mayores tasas de captura. Para las especies más vulnerables, las zonas de mayor captura están espacialmente delimitadas, *P. lentiginosus* a <15 m de profundidad entre 21.0–21.2° N, y *S. dumeril* en profundidades >60 m entre 20.5–20.7° N. La profundidad y la latitud fueron las variables más explicativas y determinantes de las tasas de CI globales y para las seis especies principales. Estos hallazgos son elementos robustos que soportan el diseño estrategias para avanzar hacia su conservación.
4. Las medidas de manejo de la pesquería de arrastre actuales otorgan efectos positivos para la mitigación de la captura incidental de elasmobranquios. El periodo de veda protege el alumbramiento de *N. bancroftii*, *P. lentiginosus* y *S. dumeril*. Para esta última especie, la veda preserva una fracción importante de su población durante sus agregaciones reproductivas. Los DETs permiten la exclusión de individuos de la familia Carcharhinidae, Dasyatidae y Squatinidae de tallas >110 cm.
5. La limitación de la profundidad de arrastre en zonas de riesgo, la liberación post-captura y modificaciones al sistema de pesca son estrategias que ayudarían a la conservación de las poblaciones de elasmobranquios dominantes mediante la reducción de sus capturas incidentales.

VII. Recomendaciones

Considerando que los elasmobranquios son las especies más sensibles de todas aquellas presentes en la fauna de acompañamiento de la pesca de arrastre de camarón en el GM, y en su mayoría son descartadas, se considera relevante proponer las siguientes recomendaciones:

1. Continuar con el muestreo específico de los elasmobranquios asociados a la captura incidental en la pesca de arrastre de camarón, debido a que los datos recabados a bordo de las embarcaciones son la única fuente de información detallada.
2. Recabar una serie temporal de datos de captura y esfuerzo evaluar posibles cambios en la estructura comunitaria y los efectos probables en las poblaciones de elasmobranquios.
3. Las prioridades de investigación deben orientarse a determinar parámetros reproductivos y de crecimiento, cambios en la abundancia y estructura de tallas, y la presencia de hábitats críticos de las especies costero-demersales que podrían superponerse con las zonas de operación de la pesca de arrastre.
4. Evaluar mejoras tecnológicas en el sistema de redes de arrastre, como DEPs y otros BRDs, que contribuyan a incrementar su selectividad para la mitigación de la captura incidental de elasmobranquios y otras especies de importancia comercial.

Referencias

- Acevedo, K.K., Bohórquez-Herrera, J., Moreno, F., Moreno, C., Molina, E., Grijalba-Bendeck, L.M., Gómez-Canchong, P., 2007. Tiburones y rayas (Subclase Elasmobranchii) descartados por la flota de arrastre camaronero en dos zonas del mar Caribe de Colombia. *Acta Biológica Colomb.* 12, 69–80.
- Afonso, A.S., Andrade, H.A., Hazin, F.H.V., 2014. Structure and dynamics of the shark assemblage off Recife, Northeastern Brazil. *PLoS One* 9(7): e102369.
- Anticamara, J.A., Watson, R., Gelchu, A., Pauly, D., 2011. Global fishing effort (1950–2010): Trends, gaps, and implications. *Fish. Res.* 107, 131–136.
- Baremore, I.E., 2010. Reproductive aspects of the Atlantic angel shark *Squatina dumeril*. *J. Fish Biol.* 76, 1682–1695.
- Baremore, I.E., 2019. *Squatina dumeril*. IUCN Red List Threat. Species 2019 e.T197087A22515424.
- Baremore, I.E., Andrews, K.I., Hale, L.F., 2009. Difficulties associated with modeling growth in the Atlantic angel shark (*Squatina dumeril*). *Fish. Res.* 99, 203–209.
- Belcher, C.N., Jennings, C.A., 2011. Identification and evaluation of shark bycatch in Georgia's commercial shrimp trawl fishery with implications for management. *Fish. Manag. Ecol.* 18, 104–112.
- Benítez, H., López, G., Rivera-Téllez E., 2015. Taller de Evaluación de Productividad, Susceptibilidad y Manejo de tiburones mexicanos listados en el Apéndice II de la CITES, Informe de Resultados, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México, D.F. 35 p.
- Bigelow, K.A., Boggs, C.H., HE, X., 1999. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery. *Fish. Oceanogr.* 8, 178–198.
- Booth, H., Squires, D., Milner-Gulland, E.J., 2019. The mitigation hierarchy for sharks: A risk-based framework for reconciling trade-offs between shark conservation and fisheries objectives. *Fish Fish.* 21, 269–289.
- Branstetter, S., 1981. Biological notes on the sharks of the North Central Gulf of Mexico. *Contrib. Mar. Sci.* 24, 13–34.
- Brewer, D., Heales, D., Milton, D., Dell, Q., Fry, G., Venables, B., Jones, P., 2006. The impact of turtle excluder devices and bycatch reduction devices on diverse tropical marine communities in Australia's northern prawn trawl fishery. *Fish. Res.* 81, 176–188.
- Brewer, D., Rawlinson, N., Eayrs, S., Burrridge, C., 1998. An assessment of Bycatch Reduction Devices in a tropical Australian prawn trawl fishery. *Fish. Res.* 36, 195–215.
- Broadhurst, M.K., 2000. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. *Rev. Fish Biol. Fish.* 10, 27–60.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2004. Multimodel inference: Understanding AIC and BIC in model selection. *Sociol. Methods Res.* 33, 261–304. <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>.
- Campana, S.E., Ferretti, F., Rosenberg, A., 2017. Sharks and Other Elasmobranchs, in: United Nations (Ed.), The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 781–788.
- Campbell, M.J., Tonks, M.L., Miller, M., Brewer D.T., Courtney, A.J., Simpfendorfer, C.A., 2020. Factors affecting elasmobranch escape from turtle excluder devices (TEDs) in a tropical penaeid-trawl fishery. *Fish. Res.* 224, 105456. doi.org/10.1016/j.fishres.2019.105456.
- Capapé, C., Hemida, F., Seck, A.A., Diatta, Y., Guélorguet, O., Zaquali, J., 2003. Distribution and reproductive biology of the spinner shark, *Carcharhinus brevipinna* (Müller and Henle, 1841) (CHONDRICHTHYES: CARCHARHINIDAE). *Isr. J. Zool.* 49, 269–286.
- Carbonell, A., Alemany, F., Merella, P., Quetglas, A., Román, E., 2003. The by-catch of sharks in the western Mediterranean (Balearic Islands) trawl fishery. *Fish. Res.* 61, 7–18.
- Carlson, J.K., Baremore, I.E., 2005. Growth dynamics of the spinner shark (*Carcharhinus brevipinna*) off the United States southeast and Gulf of Mexico coasts: a comparison of methods. *Fish. Bull.* 103, 280–291.
- Casper, B., Burgess, G.H., Shepherd, T., 2016. *Pseudobatos lentiginosus*. IUCN Red List Threat. Species 2016: e.T161743A103934572.
- Castillo-Géniz, J.L., Márquez-Farías, J.F., Cruz, M.C.R. de la, Cortés, E., Prado, A.C. del, 1998. The Mexican artisanal shark fishery in the Gulf of Mexico: towards a regulated fishery. *Mar. Freshw. Res.* 49, 611.

- Castro-Aguirre, J.L., Espinosa-Pérez, H., 1996. Catálogo sistemático de las rayas y especies afines de México: Chondrichthyes: Elasmobranchii: Rajiformes: Batoideomorpha. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, México.
- Cedrola, P., Gonzalez, A., Chiaramonte, G., Pettovello, A., 2012. Bycatch of sharks (Elasmobranchii) in the Patagonian red shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) fishery. *Rev. del Mus. Argentino Ciencias Nat.* 14, 349–356.
- Cedrola, P. V., González, A.M., Pettovello, A.D., 2005. Bycatch of skates (Elasmobranchii: Arhynchobatidae, Rajidae) in the Patagonian red shrimp fishery. *Fish. Res.* 71, 141–150.
- Chiaramonte, G.E., Tamini, L.L., Perez-Comesaña, J.E., 2011. Evaluación de la supervivencia de elasmobranquios capturados por arrastreros de fondo. Contrib. sobre la Biol. pesca y Comer. tiburones en la Argentina. Aportes para la Elabor. del Plan Accion Nac. 217–222.
- Clarke, T.M., Espinoza, M., Ahrens, R., Wehrtmann, I.S., 2016. Elasmobranch bycatch associated with the shrimp trawl fishery off the pacific coast of Costa Rica, Central America. *Fish. Bull.* 114, 1–17.
- Clarke, T.M., Espinoza, M., Romero Chaves, R., Wehrtmann, I.S., 2018. Assessing the vulnerability of demersal elasmobranchs to a data-poor shrimp trawl fishery in Costa Rica, Eastern Tropical Pacific. *Biol. Conserv.* 217, 321–328.
- Clarke, T.M., Espinoza, M., Wehrtmann, I.S., 2014. Reproductive ecology of demersal elasmobranchs from a data-deficient fishery, Pacific of Costa Rica, Central America. *Fish. Res.* 157, 96–105.
- Compagno, L.J.V., 2002. Shark, in: Carpenter, K.E. (Ed.), *The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, Molluscs, Crustaceans, Hagfishes, Sharks, Batoid Fishes, and Chimaeras.* FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5, Roma, pp. 357–505.
- CONAPESCA-INP, 2004. Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México (PANMCT). Com. Nac. Acuacultura y Pesca e Inst. Nac. la Pesca, Secr. Agric. Ganad. Desarro. Rural. Pesca y Aliment. 80.
- Cope, J.M., Devore, J., Dick, E.J., Ames, K., Budrick, J., Erickson, D.L., Grebel, J., Hanshew, G., Jones, R., Mattes, L., Niles, C., Williams, S., 2011. An approach to defining stock complexes for U.S. west coast groundfishes using vulnerabilities and ecological distributions. *North Am. J. Fish. Manag.* 31, 589–604.
- Cope, J.M., Punt, A.E., 2009. Drawing the lines: resolving fishery management units with simple fisheries data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66, 1256–1273.
- Cortés, E., 2007. Chondrichthyan demographic modelling: An essay on its use, abuse and future. *Mar. Freshw. Res.* 58, 4–6.
- Cortés, E., Arocha, F., Beerkircher, L., Carvalho, F., Domingo, A., Heupel, M., Holtzhausen, H., Santos, M.N., Ribera, M., Simpfendorfer, C., 2010. Ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *Aquat. Living Resour.* 34, 25–34.
- Cortés, E., Brooks, E.N., Shertzer, K.W., 2015. Risk assessment of cartilaginous fish populations. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 1057–1068.
- Cosandey-Godin, A., Morgan, A., 2011. Fisheries Bycatch of Sharks: Options for Mitigation. *Ocean Sci. Ser. PEW Environ. Gr.* 1–18.
- Crespi-Abril, A.C., Pedraza, S.N., García, N.A., Crespo, E.A., 2013. Species biology of elasmobranch by-catch in bottom-trawl fishery on the northern patagonian shelf, Argentina. *Aquat. Biol.* 19, 239–251.
- Cu-Salazar, N.-H., Pérez-Jiménez, J.C., Méndez-Loeza, I., Mendoza-Carranza, M., 2014. Reproductive parameters of females of butterfly ray *Gymnura micrura* (Elasmobranchii) in the southern Gulf of Mexico. *Hidrobiológica* 24, 109–117.
- Damalas, D., Katsanevakis, S., Maravelias, C., Karageorgis, A., Anagnostou, C., Tsitsika, E., Papaconstantinou, C., 2009. Habitat preferences and spatiotemporal distribution of four benthic skates in the eastern Mediterranean Sea. 9th Symp. *Oceanogr. Fish.* 1, 771–776.
- Das, D., Gonzalez-Irusta, J.M., Morato, T., Fauconnet, L., Catarino, D., Afonso, P., Viegas, C.N., Rodrigues, L., Menezes, G., Rosa, A., Rilho Pinho, M.R., Marques da Silva, H.G., Giacomello, E., 2022. Distribution models of deep-sea elasmobranchs in the Azores, Mid-Atlantic Ridge, to inform spatial planning. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 103707.
- Del Moral-Flores, L.F., Morrone, J.J., Alcocer, J., Pérez-Ponce De León, G., 2016. Diversidad y afinidades biogeográficas de los tiburones, rayas y quimeras (Chondrichthyes: Elasmobranchii, Holocephali) de México. *Rev. Biol. Trop.* 64 (4), 1469–1486.

- DOF, 2022a. ACUERDO mediante el cual se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. 26/07/2022. SADER.
- DOF, 2022b. ACUERDO por el que se da a conocer el Plan de Manejo Pesquero de Tiburones y Rayas del Golfo de México y Mar Caribe. 09/06/2022. SADER.
- DOF, 2020. ACUERDO por el que se modifica por segunda ocasión el similar por el que se establecen las épocas y zonas de veda para la captura de todas las especies de camarón en aguas marinas y de los sistemas lagunarios estuarinos de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe. 31/08/2020. SADER.
- DOF, 2017. ACUERDO por el que se da a conocer el establecimiento de épocas y zonas de veda para la captura de todas las especies de camarón en aguas marinas y de los sistemas lagunarios estuarinos de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe. 28/04/2017. SAGARPA.
- DOF, 2014a. 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 1984 para modificar el periodo y zonas de veda de tiburones en el Golfo de México y Mar Caribe. 15/05/2014. SAGARPA.
- DOF, 2014b. Acuerdo por el que se da a conocer el Plan de Manejo Pesquero de Camarón Café (*Farfantepenaeus aztecus*) y camarón blanco (*Litopenaeus setiferus*) en las costas de Tamaulipas y Veracruz. 12/03/2014. SAGARPA.
- DOF, 2013. Norma Oficial Mexicana NOM-002-SAG/PESC-2013, Para ordenar el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. Prim. Sección. 11/07/2013. SAGARPA.
- DOF, 2007. NORMA Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006, Pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento. 14/02/2007. SAGARPA.
- DOF, 1993. NORMA Oficial Mexicana de Emergencia 002-PESC-1993, por la que se establece el uso obligatorio de dispositivos excluidores de tortugas marinas en el Golfo de México y Mar Caribe mexicanos. 24/02/1993. Secr. pesca.
- Driggers, III, W.B., Carlson, J., 2019. *Narcine bancroftii*. IUCN Red List Threat. Species 2019 eT63142A3121523. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T63142A3121523.en>
- 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, 440–450.
- Dulvy, N.K., Fowler, S.L., Musick, J.A., Cavanagh, R.D., Kyne, P.M., Harrison, L.R., Carlson, J.K., Davidson, L.N., Fordham, S. V., Francis, M.P., Pollock, C.M., Simpfendorfer, C.A., Burgess, G.H., Carpenter, K.E., Compagno, L.J., Ebert, D.A., Gibson, C., Heupel, M.R., Livingstone, S.R., Sanciangco, J.C., Stevens, J.D., Valenti, S., White, W.T., 2014. Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *Elife*. 1–34.
- Dulvy, N.K., Metcalfe, J.D., Glanville, J., Pawson, M.G., Reynolds, J.D., 2000. Fishery stability, local extinctions, and shifts in community structure in skates. *Conserv. Biol.* 14, 283–293.
- Ellis, J.R., McCully-Phillips, S.R., Poisson, F., 2017. A review of capture and post-release mortality of elasmobranchs. *J. Fish Biol.* 90, 653–722.
- Field, I.C., Meekan, M.G., Buckworth, R.C., Bradshaw, C.J.A., 2009. Susceptibility of sharks, rays and chimaeras to global extinction. *Advances in Marine Biology.* 56, 275–363.
- Follesa, M.C., Marongiu, M.F., Zupa, W., Bellodi, A., Cau, A., Cannas, R., Colloca, F., Djurovic, M., Isajlovic, I., Jadaud, A., Manfredi, C., Mulas, A., Peristeraki, P., Porcu, C., Ramirez-Amaro, S., Salmerón-Jiménez, F., Serena, F., Sion, L., Thasitis, I., Cau, A., Carbonara, P., 2019. Spatial variability of Chondrichthyes in the northern Mediterranean. *Sci. Mar.* 81–100.
- Froese, R., Pauly, D. (Eds.), 2018. FishBase, World Wide Web electronic publication. Disponible en línea www.fishbase.org. Junio 2018.
- Furlong-Estrada, E., Galván-Magaña, F., Tovar-Ávila, J., 2017. Use of the productivity and susceptibility analysis and a rapid management-risk assessment to evaluate the vulnerability of sharks caught off the west coast of Baja California Sur, Mexico. *Fish. Res.* 194, 197–208.
- Furlong-Estrada, E., Tovar-Ávila, J., Ríos-Jara, E., 2014. Ecological risk assessment of artisanal capture methods on sharks fished at the entrance of the Gulf of California. *Hidrobiológica* 24, 83–97.

- Garcés-García, K.C., Tovar-Ávila, J., Vargas-Trejo, B., Chávez-Arrenquín, D.A., Walker, T.I., Day, R.W., 2020. Elasmobranch bycatch by prawn trawls in the Gulf of California: First comprehensive analysis and the effect of fish escape devices. *Fish. Res.* 230, 105639.
- Godínez-Padilla, C.J., Castillo-Géniz, J.L., 2016. Distribución y abundancia de elasmobranchios capturados por la flota comercial escamero de mediana altura de San Felipe, Baja California, México. *Cienc. Pesq.* 24, 27–44.
- Godínez-Padilla, C.J., Castillo-Géniz, J.L., Hernández-de la Torre, B., González-Ania, L.V., Román-Verdesoto M.H., 2022. Marine-climate interactions with the blue shark (*Prionace glauca*) catches in the western coast of Baja California Peninsula, Mexico. *Fish. Oceanogr.* 1–28.
- Graham, K.J., Andrew, N.L., Hodgson, K.E., 2001. Changes in relative abundance of sharks and rays on Australian South East Fishery trawl grounds after twenty years of fishing. *Mar. Freshw. Res.* 52, 549–561.
- Grijalba-Bendeck, M., Acero, A., González, E., 2008. Biología reproductiva de *Rhinobatos percellens* (Walbaum, 1792) (Batoidea: Rajiformes) en el Caribe colombiano. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 43, 469–481.
- Gupta, T., Booth, H., Arlidge, W., Rao, C., Manoharakrishnan, M., Namboothri, N., Shanker, K., Milner-Gulland, E.J., 2020. Mitigation of Elasmobranch Bycatch in Trawlers: A Case Study in Indian Fisheries. *Front. Mar. Sci.* 7, 1–17. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00571>.
- Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J., 2009. The Elements of Statistical Learning, Second Edition, Springer Series in Statistics. Springer-Verlag New York, New York, NY.
- Hensley, R.A., McCoid, M.J., Luer, C.A., 1998. Litter Variation in the Atlantic Guitarfish (*Rhinobatidae: Rhinobatos lentiginosus*) with Comments on Distribution in the Gulf of Mexico. *Southwest. Nat.* 43, 501–504.
- Herrera-Valdivia, E., López-Martínez, J., Castillo Vargasmachuca, S., García-Juárez, A.R., 2016. Diversidad taxonómica y funcional en la comunidad de peces de la pesca de arrastre de camarón en el norte del Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop.* 64, 587–602.
- Hobday, A.J., Smith, A.D.M., Stobutzki, I.C., Bulman, C., Daley, R., Dambacher, J.M., Deng, R.A., Dowdney, J., Fuller, M., Furlani, D., Griffiths, S.P., Johnson, D., Kenyon, R., Knuckey, I.A., Ling, S.D., Pitcher, R., Sainsbury, K.J., Sporcic, M., Smith, T., Turnbull, C., Walker, T.I., Wayte, S.E., Webb, H., Williams, A., Wise, B.S., Zhou, S., 2011. Ecological risk assessment for the effects of fishing. *Fish. Res.* 108, 372–384.
- Hoening, J.M., Gruber, S.H., 1990. Life-History Patterns in the Elasmobranchs: Implications for Fisheries Management, NOAA Technical Report.
- Ismen, A., Yigin, C., Ismen, P., 2007. Age, growth, reproductive biology and feed of the common guitarfish (*Rhinobatos rhinobatos* Linnaeus, 1758) in Iskenderun Bay, the eastern Mediterranean Sea. *Fish. Res.* 84, 263–269.
- Jacoby, D.M.P., Croft, D.P., Sims, D.W., 2012. Social behaviour in sharks and rays: Analysis, patterns and implications for conservation. *Fish. Fish.* 13, 1–19.
- Kampstra, P., 2008. Beanplot: A boxplot alternative for visual comparison of distributions. *J. Stat. Softw.* 28, 1–9.
- Klima, E.F., 1976. An assessment of the fish stocks and fisheries of the Campeche Bank. Western Central Atlantic Fishery Commission, FAO, Rome, 24 p.
- Knip, D.M., Heupel, M.R., Simpfendorfer, C.A., 2010. Sharks in nearshore environments: Models, importance, and consequences. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 402, 1–11.
- Kyne, P.M., Courtney, A.J., Campbell, M.J., Chilcott, K.E., Gaddes, S.W., Turnbull, C.T., van der Geest, C.C., Bennett, M.B., 2007. An overview of the elasmobranch bycatch in the Queensland East Coast Trawl Fishery (Australia) and the effects of bycatch reduction devices, in: Courtney, A.J., et al. (Eds.), Bycatch Weight, Composition and Preliminary Estimates of the Impact of Bycatch Reduction Devices in Queensland's Trawl Fishery. Queensland Department of Primary Industries and Fisheries, Brisbane, pp. 125–136.
- La Mesa, G., Annunziatellis, A., Filidei, Jr. E., Fortuna, C.M., 2016. Bycatch of Myliobatid Rays in the Central Mediterranean Sea: The Influence of Spatiotemporal, Environmental, and Operational Factors as Determined by Generalized Additive Modeling. *Mar. Coast. Fish.* 8:1, 382–394.
- Laptikhovskiy, V.V., 2004. Survival rates for rays discarded by the bottom trawl squid fishery off the Falkland Islands. *Fish. Bull.* 102, 757–759.

- Lara-Mendoza, R.E., Galeana-Cortazar, A.R., Díaz-Álvarez, A., 2016a. Tendencia de la captura de rayas (Batoidea) del litoral de Tabasco: enfocada en *Hypanus americanus*. *Cienc. Pesq.* 24, 13–20.
- Lara-Mendoza, R.E., Zamora-García, O., Márquez-Farías, J.F., 2016b. Elasmobranchs caught by the bony-fish trawler fishery in the central- eastern Gulf of California , Mexico. *Cienc. Pesq.* 24, 145–151.
- Last, P.R., White, W.T., Carvalho, M.R., Séret, B., W, S.M.F., Naylor, G.J.P., 2016. Rays of the World, First ed. Csiro Publishing, Australia.
- Lauria, V., Gristina, M., Attrill, M.J., Fiorentino, F., Garofalo, G., 2015. Predictive habitat suitability models to aid conservation of elasmobranch diversity in the central Mediterranean Sea. *Sci. Rep.* 5, 1–16. <https://doi.org/10.1038/srep13245>.
- Lee, K.A., Smoothey, A.F., Harcourt, R.G., Roughan, M., Butcher, P.A., Peddemors, V.M., 2019. Environmental drivers of abundance and residency of a large migratory shark, *Carcharhinus leucas*, inshore of a dynamic western boundary current. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 622, 121–137.
- López-Martínez, J., Herrera-Valdivia, E., Rodríguez-Romero, J., Hernández-Vázquez, S., 2010. Peces de la fauna de acompañamiento en la pesca industrial de camarón en el golfo de california, México. *Rev. Biol. Trop.* 58, 925–942.
- Marín-Enríquez, E., Seoane, J., Muhlia-Melo, A., 2018. Environmental modeling of occurrence of dolphinfish (*Coryphaena* spp.) in the Pacific Ocean off Mexico reveals seasonality in abundance, hot spots and migration patterns. *Fish. Oceanogr.* 27, 28–40.
- Martin, C.S., Vaz, S., Ellis, J.R., Coppin, F., Le Roy, D., Carpentier, A., 2010. Spatio-temporal patterns in demersal elasmobranchs from trawl surveys in the eastern English Channel (1988–2008). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 417: 211–228. doi.org/10.3354/meps08802.
- Martin, C.S., Vaz, S., Ellis, J.R., Lauria, V., Coppin, F., Carpentier, A., 2012. Modelled distribution of ten demersal elasmobranchs of the eastern English Channel in relation to the environment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 418–419: 91–103. doi.org/10.1016/j.jembe.2012.03.010.
- Martínez-Candelas, I.A., Pérez-Jiménez, J.C., Espinoza-Tenorio, A., McClenachan, L., Méndez-Loeza, I., 2020. Use of historical data to assess changes in the vulnerability of sharks. *Fish. Res.* 226, 105526.
- Martínez-Cruz, L.E., Zea-de la Cruz, H., Oviedo-Pérez, J.L., Morales-Parra, L.G., Balan-Che, L.I., 2016. Aspectos biológico pesqueros del cazón tuztún *Rhizoprionodon terraenovae*, en las costas de Campeche, México. *Cienc. Pesq.* Número especial 24: 23–35.
- McCully-Phillips, S.R., Scott, F., Ellis, J.R., 2015. Having confidence in productivity susceptibility analyses: A method for underpinning scientific advice on skate stocks? *Fish. Res.* 171, 87–100.
- McEachran, J., 2002. Batoid fishes, in: Carpenter, K.E. (Ed.), *The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, Molluscs, Crustaceans, Hagfishes, Sharks, Batoid Fishes, and Chimaeras*. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5., Roma, pp. 507–590.
- Medina-Bautista, J., 2011. Elasmobranchios capturados por la pesquería de arrastre camaronero en el Golfo de Tehuantepec. Universidad del Mar.
- Mejía-Falla, P.A., Castro, E.R., Ballesteros, C.A., Bent-Hooker, H., Caldas, J.P., Rojas, A., Navia, A.F., 2019. Effect of a precautionary management measure on the vulnerability and ecological risk of elasmobranchs captured as target fisheries. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 31, 100779.
- Miranda, L. V., Vooren, C.M., 2003. Captura e esforço da pesca de elasmobrânquios demersais no sul do Brasil nos anos de 1975 a 1997. *Frente Marítimo.* 19, 217–203.
- Molina, J.M., Cooke, S.J., 2012. Trends in shark bycatch research: Current status and research needs. *Rev. Fish Biol. Fish.* 22, 719–737. <https://doi.org/10.1007/s11160-012-9269-3>.
- Mucientes, G.R., Queiroz, N., Sousa, L.L., Tarroso, P., Sims, D.W., 2009. Sexual segregation of pelagic sharks and the potential threat from fisheries. *Biol. Lett.* 5, 156–159.
- Navarro-González, J., Bohórquez-Herrera, J., Navia, A., Cruz-Escalona, V., 2012. Diet composition of batoids on the continental shelf off Nayarit and Sinaloa, Mexico. *Ciencias Mar.* 38, 347–362.
- Oliver, S., Braccini, M., Newman, S.J., Harvey, E.S., 2015. Global patterns in the bycatch of sharks and rays. *Mar. Policy* 54, 86–97.
- Ortiz-Lozano, L., Gutiérrez-Velázquez, A.L., Colmenares-Campos, C., Aja-Arteaga, A., Ramos-Castillo, V., Olivera-Vázquez, L., 2019. Arrecifes sumergidos en el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México. Segundo Informe. Cantro Mexicano de Derecho Ambiental.

- Ortiz-Lozano, L., Pérez-España, H., Granados-Barba, A., González-Gándara, C., Gutiérrez-Velázquez, A., Martos, J., 2013. The Reef Corridor of the Southwest Gulf of Mexico: Challenges for its management and conservation. *Ocean Coast. Manag.* 86, 22–32.
- Oviedo-Pérez, J., Zea-de la Cruz, H., Estrada, G.P.R., Balderas-telles, J., Acosta-Barbosa, G., Balderas-Ramírez, L.A., López-Salazar, A., Martínez-Cruz, L.E., Balan-Che, L., González-Ocaranza, L., 2014. Captura incidental de elasmobranchios asociada a la pesquería de arrastre de camarón en el Golfo de México y Mar Caribe, in: Gaspar-Dillanes, M.T., Huidobro-Campo, L., Ramírez-Santiago, C.E. (Eds.), *Memoria de La Reunión Nacional de Innovación Acuícola y Pesquera*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Yucatán, México, p. 99.
- Oviedo-Pérez, J., Zea-de la Cruz, H., Martínez-Cruz, L., González-Ocaranza, L., 2017. Presencia de tiburones y rayas en el arrastre de camarón en el norte del litoral veracruzano durante 2016, in: Amador-del Ángel, L.E., López-Contreras, J.E., Endañu-Huerta, E., Laffon-Leal, S.M. (Eds.), *Memorias Del IV Congreso Sobre Los Recursos Acuáticos Del Golfo de México y Mar Caribe*. Universidad Autónoma del Carmen, Campeche, pp. 23–24.
- Patrick, W., Spencer, P., Ormseth, O., Cope, J., Field, J., Kobayashi, D.R., Gedamke, T., Coretes, E., Bigelow, K., Overholtz, W.J., Link, J., Lawson, P., 2009. Use of productivity and susceptibility indices to determine the vulnerability of a stock, with example applications to six US fisheries. *NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-10* 1 90 p.
- Patrick, W.S., Spencer, P., Link, J., Cope, J., Field, J., Kobayashi, D., Lawson, P., Gedamke, T., Cortés, E., Ormseth, O., Bigelow, K., Overholtz, W., 2010. Using productivity and susceptibility indices to assess the vulnerability of United States fish stocks to overfishing. *Fish. Bull.* 108, 305–322.
- Pedersen, E.J., Miller, D.L., Simpson, G.L., Ross, N., 2019. Hierarchical generalized additive models in ecology: An introduction with mgcv. *PeerJ* 2019.
- Pérez-Jiménez, J.C., Wakida-Kusunoki, A., Hernández-Lazo, C., Mendoza-Carranza, M., 2020. Shark-catch composition and seasonality in the data-poor small-scale fisheries of the southern Gulf of Mexico. *Mar. Freshw. Res.* 71 (9) 1182–1193.
- Pérez-Jiménez, J.C., Mendez-Loeza, I., 2015. The small-scale shark fisheries in the southern Gulf of Mexico: Understanding their heterogeneity to improve their management. *Fish. Res.* 172, 96–104.
- Peters, E. M., Zaragoza Álvarez, R. A., Herzka, S. Z., y Herguera García, J. C., 2021. Introducción. En S. Z. Herzka, R. A. Zaragoza Álvarez, E. M. Peters y G. Hernández Cárdenas. (Coord. Gral.). *Atlas de línea base ambiental del golfo de México*, México: Consorcio de Investigación del Golfo de México.
- Plumlee, J.D., Dance, K.M., Matich, P., Mohan, J.A., Richards, T.M., TinHan, T.C., Fisher, M.R., Wells, R.J.D., 2018. Community structure of elasmobranchs in estuaries along the northwest Gulf of Mexico. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 204, 103–113.
- Poisson, F., Séret, B., Vernet, A.L., Goujon, M., Dagorn, L., 2014. Collaborative research: Development of a manual on elasmobranch handling and release best practices in tropical tuna purse-seine fisheries. *Mar. Policy.* 44, 312–320.
- R Core Team, 2022. R: A language and environment for statistical computing. R. Foundation for Statistical Computing, Viena, Australia. <https://www.R-project.org/>.
- Raborn, S.W., Gallaway, B.J., Cole, J.G., Gazey, W.J., Andrews, K.I., 2012. Effects of turtle excluder devices (TEDs) on the bycatch of three small coastal sharks in the Gulf of Mexico penaeid shrimp fishery. *North Am. J. Fish. Manag.* 32, 333–345.
- Ramírez-Mosqueda, E., Pérez-Jiménez, J.C., Mendoza-Carranza, M., 2012. Reproductive parameters of the southern stingray *Dasyatis americana* in southern gulf of Mexico. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 40, 335–344.
- Rogers, S., Ellis, J., 2000. Changes in the demersal fish assemblages of British coastal waters during the 20th century. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 866–881. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0574>
- SADER, 2021. Anuario estadístico de acuicultura y pesca 2021 de la Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. Maz. Sinaloa. México 291 p.
- SAGARPA, 2017. Anuario estadístico de acuicultura y pesca 2017. Maz. Sinaloa. México 300 p.
- Salomón-Aguilar, C.A., 2015. Zonas prioritarias de conservación de rayas y mantarrayas en el noroeste del Pacífico mexicano. *Cienc. Pesq.* 23 (2): 77–99.
- Salomón-Aguilar, C.A., Villavicencio-Garayzar, C.J., Reyes-Bonilla, H., 2009. Shark breeding grounds and seasons in the Gulf of California: Fishery management and conservation strategy. *Ciencias Marinas.* 35 (4), 369–388.

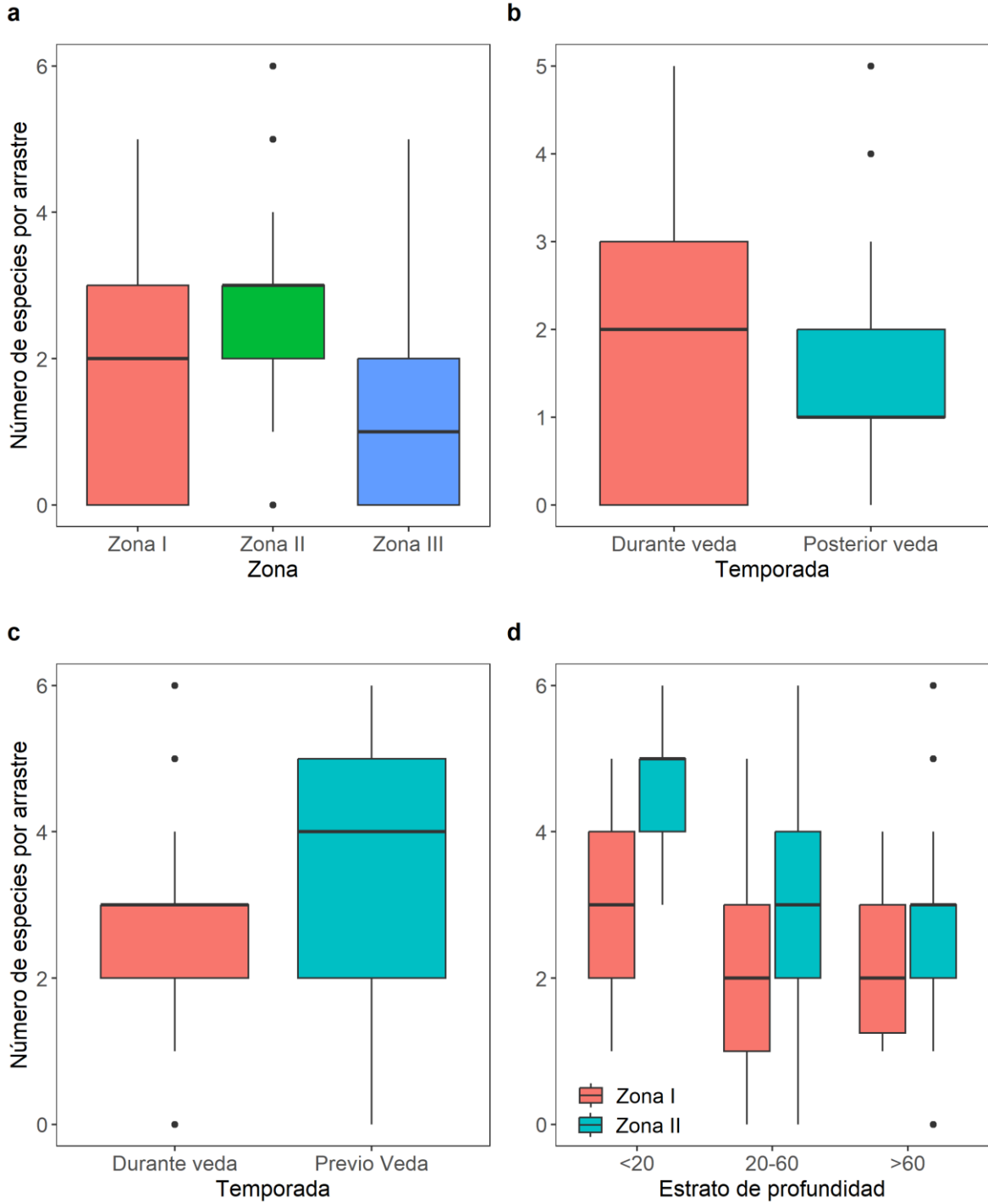
- Saygu, I., Deval, M.C., 2014. The Post-Release Survival of Two Skate Species Discarded by Bottom Trawl Fisheries in Antalya Bay, Eastern Mediterranean. *Turkish J. Fish. Aquat. Sci.* 14, 947–953.
- Shepherd, T.D., Myers, R.A., 2005. Direct and indirect fishery effects on small coastal elasmobranchs in the northern Gulf of Mexico. *Ecol. Lett.* 8, 1095–1104.
- Smith, S.E., Au, D.W., Show, C., 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Mar. Freshw. Res.* 49, 663–678.
- Sokal, R., and F. J. Rohlf. 1981. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*, second ed. W. H. Freeman and Company, San Francisco.
- Sparre, P., Venema, S.C. 1997. Introducción a la evaluación de los recursos pesqueros tropicales. Parte I. Manual. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 306. Rome. 420 p.
- Stevens, J.D., Bonfil, R., Dulvy, N.K., Walker, P.A., 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyan), and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 476–494.
- Stobutzki, I.C., Miller, M.J., Heales, D.S., Brewer, D.T., 2002. Sustainability of elasmobranchs caught as bycatch in a tropical prawn (shrimp) trawl fishery. *Fish. Bull.* 100, 800–821.
- Stobutzki, I.C., Miller, M.J., Jones, P., Salini, J.P., 2001. Bycatch diversity and variation in a tropical Australian penaeid fishery; the implications for monitoring. *Fish. Res.* 53, 283–301.
- Sulikowski, J.A., Irvine, S.B., DeValerio, K.C., Carlson, J.K., 2007. Age, growth and maturity of the roundel skate, *Raja texana*, from the Gulf of Mexico, USA. *Mar. Freshw. Res.* 58, 41–53.
- Tamini, L.L., Chiamonte, G.E., Perez, J.E., Cappozzo, H.L., 2006. Batoids in a coastal trawl fishery of Argentina. *Fish. Res.* 77, 326–332.
- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G., Hewitt, D.A., 2015. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 1–11.
- Thorburn, J., Neat, F., Burrett, I., Henry, L.A., Bailey, D.M., Jones, C.S., Noble, L.R., 2019. Ontogenetic variation in movements and depth use, and evidence of partial migration in a benthopelagic elasmobranch. *Front. Ecol. Evol.* 7, 1–14.
- Torres-Huerta, A.M., López-Pérez, R.A., Tapia-García, M., Gracia, A., 2019. Distribution of batoid demersal assemblages on the continental shelf of the Gulf of Tehuantepec. *Mar. Freshw. Res.* 70, 1445.
- Tovar-Ávila, J., Day, R.W., Walker, T.I., 2010. Using rapid assessment and demographic methods to evaluate the effects of fishing on *Heterodontus portusjacksoni* off far-eastern Victoria, Australia. *J. Fish Biol.* 77, 1564–1578.
- Tserpes, G., Maravelias, C.D., Pantazi, M., Peristeraki, P., 2013. Distribution of relatively rare demersal elasmobranchs in the eastern Mediterranean. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 117, 48–53.
- Vögler, R., González, C., Segura A.M., 2020. Spatio-temporal dynamics of the fish community associated with artisanal fisheries activities within a key marine protected area of the Southwest Atlantic (Uruguay). *Ocean Coast. Manag.* 190, 105175.
- Walker, T.I., 2007. The state of research on chondrichthyan fishes. *Mar. Freshw. Res.* 58, 1–3.
- Walker, T.I., 2005. Management measures, in: Musick, J.A., Bonfil, R. (Eds.), *Management Techniques for Elasmobranch Fisheries*. Roma, pp. 216–242.
- Walker, T.I., 1998. Can shark resources be harvested sustainably? A question revisited with a review of shark fisheries. *Mar. Freshw. Res.* 49, 553–572.
- Walsh, W.A., Kleiber, P., 2001. Generalized additive model and regression tree analyses of blue shark (*Prionace glauca*) catch rates by the Hawaii-based commercial longline fishery. *Fish. Res.* 53, 115–131.
- Watling, L., Haedrich, R.L., Devine, J., Drazen, J., Dunn, M., Gianni, M., Baker, K., Cailliet, G., Figueiredo, I., Kyne, P., Menezes, G., Neat, F., Orlov, A., Duran, P., Perez, J., Ardon, J., Bezaury, J., Revenga, C., Nouvian, C., 2011. Can ecosystem-based deep-sea fishing be sustained? *Mar. Sci. Fac. Scholarsh.* 1–84.
- White, W.T., Baje, L., Simpfendorfer, C.A., Appleyard, S.A., Chin, A., Sabub, B., Rochel, E., Naylor, G.J.P., 2019. Elasmobranch bycatch in the demersal prawn trawl fishery in the Gulf of Papua, Papua New Guinea. *Sci. Rep.* 9, 1–16.
- White, W.T., Potter, I.C., 2004. Habitat partitioning among four elasmobranch species in nearshore, shallow waters of a subtropical embayment in Western Australia. *Mar. Biol.* 145, 1023–1032.

- Willems, T., Depestele, J., De Backer, A., Hostens, K., 2016. Ray bycatch in a tropical shrimp fishery: Do Bycatch Reduction Devices and Turtle Excluder Devices effectively exclude rays? *Fish. Res.* 175, 35–42.
- Wood, S.N., 2017. Generalized additive models: An introduction with R, second edition. Chapman and Hall/CRC. New York. 496 p. <https://doi.org/10.1201/9781315370279>.
- Wosnick, N., Pinheiro-Giaretta, E., Daldin-Leite, R., Hyrcena, I., Charvet, P., 2022. An overview on elasmobranch release as a bycatch mitigation strategy. *ICES J. Mar. Sci.* 1–14 DOI: 10.1093/icesjms/fsac164.
- Zar, J.H., 2010. Biostatistical Analysis, 5th ed. Prentice Hall, New Jersey, 944 p.
- Zea-de la Cruz, H., Oviedo-Pérez, J.L., Balderas-Telles, J., Acosta-Barbosa, G., Balderas-Ramírez, L.A., Balanché, L.I., 2016. Abundancia y estructura poblacional de la raya mariposa *Gymnura micrura* asociadas al arrastre camarero en el Golfo de México. *Cienc. Pesq.* 24, 15–26.

Anexos

Anexo I. Relaciones longitud-peso de 11 especies de elasmobranchios asociados a la pesca de arrastre de camarón en el golfo de México.												
Especie	Sexo	n	Tipo de longitud	Intervalo de longitud (cm)	Intervalo de peso (g)	a	IC 95 % de a	b	IC 95 % de b	r ²	Tipo de crecimiento	Longitud máxima
<i>Rostroraja texana</i>	Ambos	2545	LT	9.8 - 66.5	10 - 1630	0.0135	0.0127 - 0.0144	2.731	2.714 - 2.748	0.975	A-	53 LT
	Hembra	1432	LT	10.2 - 66.5	10 - 1630	0.0088	0.0082 - 0.0095	2.854	2.833 - 2.875	0.980	A-	
	Macho	1113	LT	9.8 - 65.0	10 - 1390	0.0244	0.0223 - 0.0267	2.550	2.524 - 2.575	0.971	A-	
<i>Gymnura lessae</i>	Ambos	2985	AD	17.0 - 92.0	50 - 7500	0.0082	0.0077 - 0.0086	3.009	2.994 - 3.024	0.981	I	110 AD
	Hembra	1371	AD	18.3 - 92.0	50 - 7500	0.0065	0.0060 - 0.0070	3.064	3.043 - 3.085	0.983	A+	
	Macho	1614	AD	17.0 - 69.5	60 - 3300	0.0110	0.0100 - 0.0120	2.930	2.904 - 2.956	0.968	A-	
<i>Narcine bancroftii</i>	Ambos	1209	LT	13.5 - 60.0	40 - 3500	0.0279	0.0247 - 0.0315	2.793	2.758 - 2.828	0.953	A-	65 LT
	Hembra	760	LT	14.0 - 60	40 - 3500	0.0260	0.0221 - 0.0306	2.819	2.773 - 2.865	0.950	A-	
	Macho	449	LT	13.5 - 50.5	50 - 2000	0.0547	0.0454 - 0.0658	2.583	2.528 - 2.638	0.950	A-	
<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	Ambos	1108	LT	18.2 - 81.5	30 - 2070	0.0035	0.0030 - 0.0041	2.982	2.945 - 3.018	0.959	I	76 LT
	Hembra	459	LT	18.2 - 81.5	30 - 2070	0.0044	0.0037 - 0.0052	2.949	2.906 - 2.992	0.975	A-	
	Macho	649	LT	25.3 - 73.1	50 - 1300	0.0082	0.0068 - 0.0099	2.760	2.713 - 2.808	0.952	A-	
<i>Squatina dumeril</i>	Ambos	279	LT	26.0 - 106.0	140 - 10550	0.0100	0.0086 - 0.0117	2.941	2.905 - 2.978	0.989	A-	152 LT
	Hembra	161	LT	26.0 - 106.0	140 - 10550	0.0095	0.0078 - 0.0115	2.960	2.913 - 3.006	0.990	I	
	Macho	118	LT	27.5 - 103.0	140 - 7410	0.0103	0.0080 - 0.0132	2.929	2.870 - 2.988	0.988	A-	
<i>Hypanus americanus</i>	Ambos	569	AD	17.0 - 107.0	150 - 30000	0.0401	0.0342 - 0.0469	2.898	2.853 - 2.943	0.966	A-	200 AD
	Hembra	303	AD	17.0 - 107.0	150 - 30000	0.0433	0.0351 - 0.0534	2.876	2.816 - 2.936	0.967	A-	
	Macho	266	AD	18.5 - 100.0	180 - 22000	0.0368	0.0290 - 0.0466	2.924	2.856 - 2.992	0.964	A-	
<i>Dipturus olseni</i>	Ambos	34	LT	48.0 - 67.0	610 - 1780	0.0027	0.0009 - 0.0071	3.206	2.959 - 3.454	0.956	I	69 LT
<i>Mustelus canis</i>	Ambos	53	LT	55.0 - 105.0	720 - 5000	0.0082	0.0044 - 0.0155	2.840	2.694 - 2.987	0.967	A-	150 LT
<i>Mustelus norrisi</i>	Ambos	42	LT	69.0 - 107.0	1200 - 5200	0.0018	0.0008 - 0.0040	3.178	2.994 - 3.361	0.968	I	110 LT
<i>Rhinoptera bonasus</i>	Ambos	18	AD	34.0 - 92.0	530 - 12500	0.0132	0.0092 - 0.0189	3.036	2.942 - 3.129	0.996	I	120 AD
<i>Sphyrna tiburo</i>	Ambos	10	LT	29.0 - 89.0	70 - 3200	0.0024	0.0007 - 0.0081	3.104	2.799 - 3.409	0.986	A+	150 LT

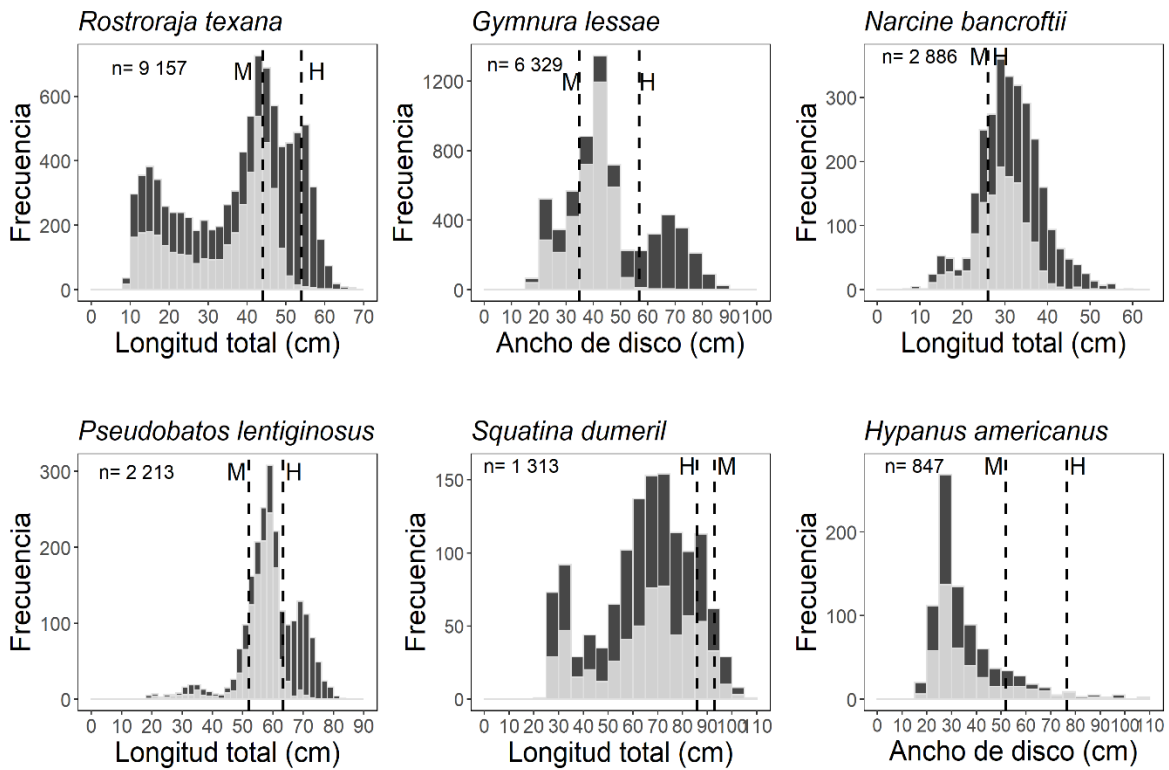
Tipo de crecimiento: isométrico (I); alométrico negativo (A-), alométrico positivo (A+)



Anexo 2. Gráfico de boxplot del número de especies de elasmobranquios capturadas por arrastre por zona, durante la temporada de veda (a), por temporadas, para la zona I (b) y zona II (c), y por estratos de profundidad por zonas (d).

Anexo 3. Composición numérica (y en peso, kg) de especies de elasmobranquios en la pesca de arrastre de camarón del golfo de México durante 2013–2017, por cruceros, zonas y total.

Especie	Crucero de veda			Crucero de pesca		Total	%
	Zona I	Zona II	Zona III	Zona I	Zona II		
<i>Rostroraja texana</i>	650 (383.1)	10091 (2850.0)	12 (4.2)	454 (299.1)	4815 (1640.1)	16022 (5176.5)	49.90 (22.02)
<i>Gymnura lessae</i>	1045 (1704.0)	3537 (4468.3)	184 (200.6)	114 (331.5)	2862 (2090.3)	7742 (8794.8)	24.11 (37.41)
<i>Narcine bancroftii</i>	618 (371.8)	514 (211.2)	72 (61.9)	309 (261.7)	1773 (728.4)	3286 (1635.0)	10.23 (6.96)
<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	56 (61.3)	663 (400.7)	40 (33.1)	24 (28.5)	1620 (1381.2)	2403 (1904.7)	7.48 (8.10)
<i>Squatina dumeril</i>	44 (156.1)	1128 (3145.3)	0 (0)	30 (67.8)	253 (391.9)	1455 (3761.1)	4.53 (16.00)
<i>Hypanus americanus</i>	196 (498.0)	124 (217.0)	78 (579)	28 (36.1)	441 (400.5)	867 (1730.6)	2.70 (7.36)
<i>Dipturus olseni</i>	1 (1.4)	116 (116.4)	0 (0)	0	10 (14.6)	127 (132.3)	0.40 (0.56)
<i>Mustelus canis</i>	13 (26.6)	16 (48.0)	0 (0)	36 (68.4)	9 (13.14)	74 (156.1)	0.23 (0.66)
<i>Mustelus norrisi</i>	51 (102.8)	2 (9.7)	0 (0)	0	0	53 (112.5)	0.17 (0.48)
<i>Squalus cubensis</i>	0 (0)	28 (12.7)	0 (0)	0	0	28 (12.7)	0.09 (0.05)
<i>Sphyrna tiburo</i>	3 (6.5)	0 (0)	15 (9.8)	0	2 (1.6)	20 (17.43)	0.06 (0.07)
<i>Rhinoptera bonasus</i>	15 (23.7)	1 (6.9)	1 (5)	1 (12.5)	0	18 (48.2)	0.06 (0.20)
<i>Aetobatus narinari</i>	0 (0)	3 (10.5)	1 (1.5)	0	3 (5.4)	7 (17.4)	0.02 (0.07)
<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	1 (1.5)	0 (0)	4 (3.2)	0	0	5 (4.7)	0.02 (0.02)
<i>Carcharhinus acronotus</i>	0 (0)	0 (0)	1 (1.2)	1 (1.2)	0	2 (2.4)	0.01 (0.01)
<i>Carcharhinus brevipinna</i>	1 (1.4)	0 (0)	0 (0)	0	0	1 (1.4)	0.00 (0.01)
Total	2694 (3338.1)	16223 (11496.6)	408 (899.6)	997 (1106.8)	11788 (6666.7)	32110 (23507.7)	100



Anexo 4. Distribución de frecuencia de tallas de las seis principales especies de elasmobranquios asociadas al arrastre de camarón del golfo de México. Las hembras se presentan en barras negras y los machos en grises. Las líneas punteadas representan la talla de madurez sexual.

Anexo 5. Atributos de productividad (P) de 16 especies de elasmobranquios capturados en la pesca de arrastre de camarón del golfo de México.

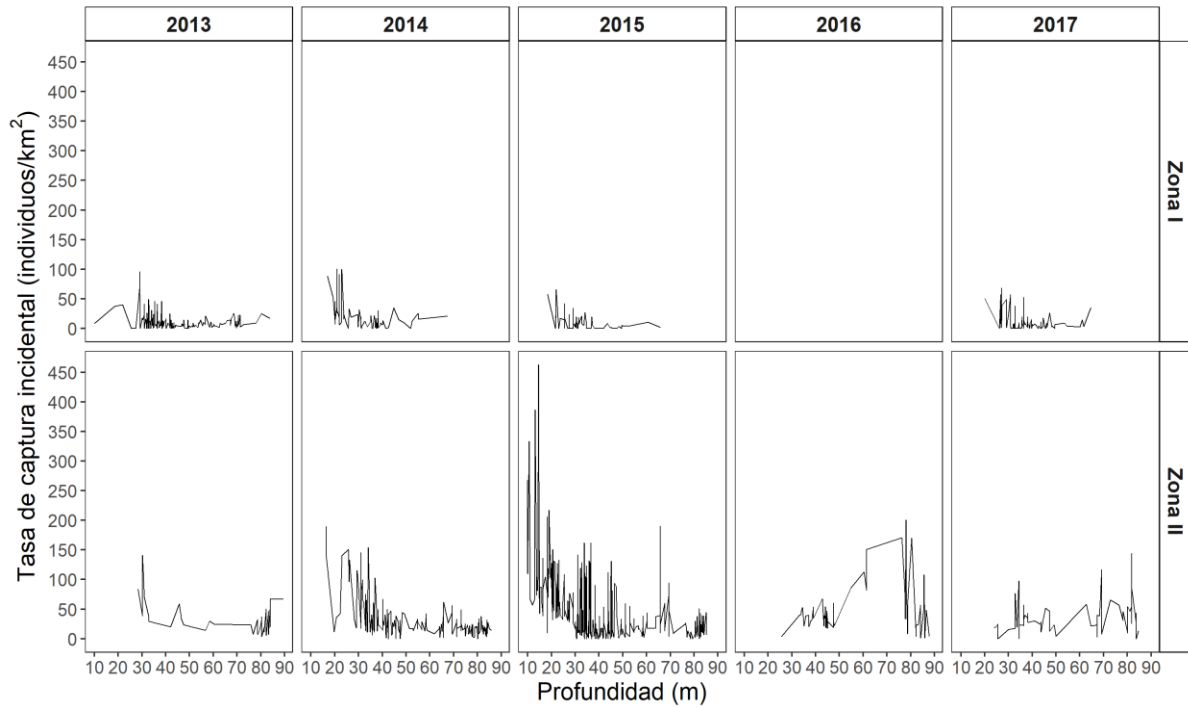
Especie	r	E _{max}	T _{max}	k	M	Fec	CR	T _{mad}	E _{mad}	NT
<i>Rostroraja texana</i>	0	3	2	2	3	1	3	3	1	1
<i>Gymnura lessae</i>	0	2	2	2	3	1	2	3	0	1
<i>Narcine bancroftii</i>	0	2	3	3	3	1	2	3	2	2
<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	0	3	2	3	3	1	2	3	2	1
<i>Squatina dumeril</i>	0	1	2	1	2	1	1	3	1	1
<i>Hypanus americanus</i>	0	2	2	1	2	1	2	3	1	2
<i>Dipturus olseni</i>	0	3	2	2	2	1	2	0	1	1
<i>Mustelus canis</i>	0	2	2	3	2	1	2	3	2	1
<i>Mustelus norrisi</i>	0	2	2	3	2	1	2	3	2	1
<i>Squalus cubensis</i>	0	2	3	1	2	1	2	3	0	1
<i>Sphyrna tiburo</i>	2	2	2	3	3	1	2	3	2	1
<i>Rhinoptera bonasus</i>	0	2	2	1	3	1	1	3	1	2
<i>Aetobatus narinari</i>	0	2	1	2	3	1	0	2	0	1
<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	2	2	2	3	2	1	2	3	2	1
<i>Carcharhinus acronotus</i>	0	2	2	2	2	1	1	2	1	1
<i>Carcharhinus brevipinna</i>	0	2	1	1	2	1	2	1	1	1

Nota: r= tasa intrínseca de crecimiento poblacional, E_{max}= edad máxima, T_{max}= talla máxima, k= coeficiente de crecimiento, M= mortalidad natural, Fec= fecundidad anual, CR= ciclo reproductivo, T_{mad}= talla de madurez, E_{mad}= edad de madurez, NT= nivel trófico.

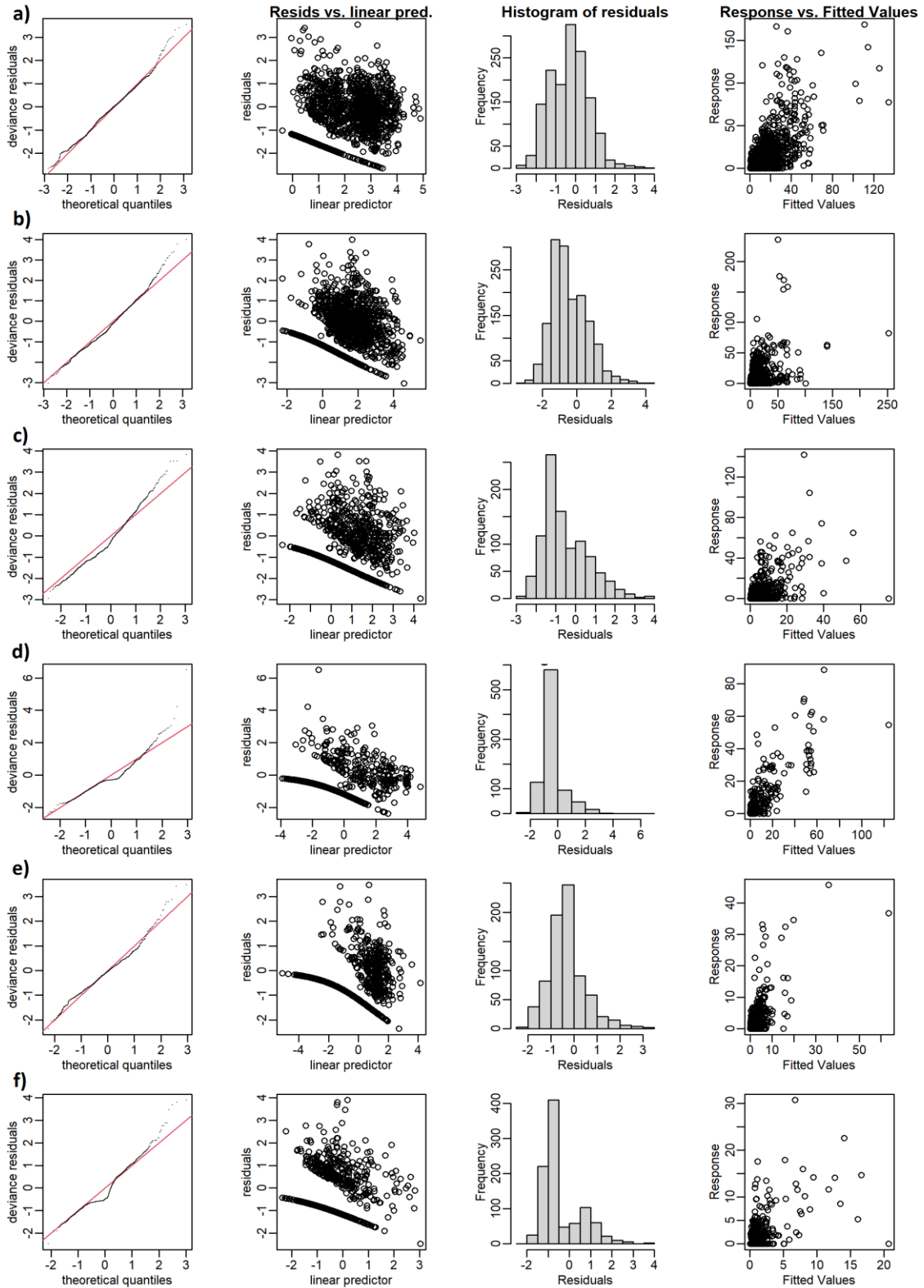
Anexo 6. Atributos de susceptibilidad de captura (S) para 16 especies de elasmobranquios capturados incidentalmente en la pesca de arrastre de camarón del golfo de México.

Especie	EM	TA	CG	TV	ME	ARC	MPC	SPC	SIR	IH
<i>Rostroraja texana</i>	2	2	2	3	2	3	3	3	1	3
<i>Gymnura lessae</i>	2	2	2	3	1	3	3	3	2	3
<i>Narcine bancroftii</i>	2	3	2	3	2	3	3	3	1	3
<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	2	3	3	3	2	3	3	3	2	3
<i>Squatina dumeril</i>	2	1	2	1	2	3	3	2	2	2
<i>Hypanus americanus</i>	2	2	1	3	2	2	1	3	2	3
<i>Dipturus olsenii</i>	2	2	2	1	2	1	3	3	1	2
<i>Mustelus canis</i>	2	1	1	2	2	1	1	2	3	3
<i>Mustelus norrisi</i>	2	2	2	3	2	1	1	2	3	3
<i>Squalus cubensis</i>	2	2	2	1	2	1	3	3	1	2
<i>Sphyrna tiburo</i>	2	2	2	2	1	2	3	3	3	2
<i>Rhinoptera bonasus</i>	2	2	1	1	2	1	2	3	2	2
<i>Aetobatus narinari</i>	2	2	1	1	2	1	2	3	2	2
<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	2	2	1	1	2	2	1	3	3	2
<i>Carcharhinus acronotus</i>	2	2	1	1	1	1	1	3	3	2
<i>Carcharhinus brevipinna</i>	2	1	1	1	1	1	1	3	3	2

Nota: EM= estrategia de manejo; TA= traslape del área, CG= concentración geográfica, TV= traslape vertical, ME= migración estacional, ARC= Agregaciones y respuestas de comportamiento, MPC= morfología que promueve su captura, SPC= supervivencia post-captura, SIR= stock con interés para retención, IH= impacto de la pesquería sobre el hábitat.



Anexo 7. Distribución batimétrica de las tasas de captura incidental global de elasmobranchios en la pesca de arrastre de camarón por zonas en el sur del golfo de México de 2013–2017.



Anexo 8. Gráficos de residuales del ajuste del GAMBN de las tasas de captura incidental de *Rostroraja texana* (a), *Gymnura lessae* (b), *Narcine bancroftii* (c), *Pseudobatos lentiginosus* (d), *Squatina dumeril* (e) e *Hypanus americanus* (f) en la pesca de arrastre de camarón en el sur del golfo de México.

“Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz”

www.uv.mx

