

Evaluación de riesgo ecológico de la pesca artesanal para los tiburones capturados en la entrada del Golfo de California

Ecological risk assessment of artisanal capture methods on sharks fished at the entrance of the Gulf of California

Emmanuel Furlong-Estrada¹, Javier Tovar-Ávila² y Eduardo Ríos-Jara¹

¹Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, km. 15.5 carretera Guadalajara-Nogales, Las Agujas, Zapopan, Jalisco, 45110. México

²Centro Regional de Investigación Pesquera-Bahía Banderas, INAPESCA, Calle Tortuga #1, La Cruz de Huanacastle, Nayarit, 63732. México
e-mail: efurlong49@hotmail.com

Furlong-Estrada E., J. Tovar-Ávila y E. Ríos-Jara. 2014. Evaluación de riesgo ecológico de la pesca artesanal para los tiburones capturados en la entrada del Golfo de California. *Hidrobiológica* 24 (2): 83-97.

RESUMEN

En México los tiburones son un importante recurso pesquero, sin embargo, sus características biológicas los hacen altamente vulnerables a la sobrepesca. Con el propósito de evaluar el riesgo ecológico (*RE*) y la vulnerabilidad (*v*) por efectos de la pesca artesanal, se llevó a cabo un Análisis de Productividad y Susceptibilidad (*APS*) de 20 especies, que se capturan en la entrada del Golfo de California en función de los principales sistemas de captura (redes y palangres). Los resultados mostraron que trece especies (65%) tienen productividad biológica media y el resto de ellas (35%) baja. La susceptibilidad de captura resultó baja para el total de especies analizadas. El *RE* estimado fue alto para siete especies y medio para 13 de ellas. Asimismo, todas las especies se ubicaron en la categoría media de vulnerabilidad. Los valores de productividad obtenidos para las especies son equiparables a los reportados en investigaciones similares y confirman la considerable sensibilidad de los tiburones a la sobrepesca. Por otra parte, la baja susceptibilidad de captura en todas las especies se relacionó con la limitada autonomía de las embarcaciones artesanales y su radio de operación. El *APS* es un método rápido, aplicable a pesquerías que cuentan con información escasa para realizar evaluaciones pesqueras tradicionales y su aplicación en otras pesquerías de elasmobranquios ayudaría a delinear y priorizar políticas de manejo pesquero y de investigación.

Palabras clave: Análisis de Productividad y Susceptibilidad, elasmobranquios, riesgo ecológico, vulnerabilidad.

ABSTRACT

In Mexico sharks are an important fishery resource, however, their biological characteristics make them highly vulnerable to overfishing. In order to assess the vulnerability (*v*) and ecological risk (*ER*) of 20 species caught by the artisanal fishery at the entrance of the Gulf of California, a Productivity and Susceptibility Analysis (*PSA*) was performed taking into consideration the main fishing capture systems used in this region (gillnets and longlines). The results showed that thirteen species (65%) have medium biological productivity and the rest of them (35%) have low. The catch susceptibility was low to the total species analyzed. The *ER* estimated was high for seven species and medium for 13 of them. Likewise, all species were located in the medium category of vulnerability. The productivity values obtained for the species are comparable to those reported in similar research and confirm the considerable sensitivity of sharks to

overfishing. Moreover the low susceptibility of capture in all species is related to the limited autonomy of the artisanal boats and their operation range. The *PSA* is a rapid method applicable to fisheries that have insufficient information for traditional fisheries assessments and its application in other elasmobranch fisheries can help to delineate and prioritize fisheries management policies and research.

Key words: Ecological Risk, elasmobranchs, productivity and susceptibility analysis, vulnerability.

INTRODUCCIÓN

Los tiburones poseen estrategia de vida tipo *K*, debido a su crecimiento lento, fecundidad baja y maduración tardía, requiriendo por tanto un manejo cuidadoso que evite su sobrepesca (Stevens, 1999). Sin embargo, a pesar de su baja productividad biológica, son un grupo heterogéneo con distinta capacidad de recuperación (Smith *et al.*, 1998; Walker, 2005). El potencial de algunas especies para soportar capturas razonables ha sido reconocido, aunque para lograr su uso sustentable se requiere información pesquera y biológica de las poblaciones, que permita ajustar las capturas (dirigida y/o incidental) a niveles adecuados (Walker, 1998).

En México, al igual que en otros países en desarrollo, los tiburones son un importante recurso pesquero con considerables volúmenes de captura (e.g. Indonesia, India y Singapur) (FAO, 2005). Un porcentaje significativo es capturado por embarcaciones menores tipo "panga" (CONAPESCA-INP, 2004), así, la pesca artesanal de tiburón en México es por lo tanto una actividad tradicional con alto valor socio-económico y sostén de numerosas familias (Pérez-Jiménez *et al.*, 2005).

El litoral del Pacífico mexicano genera la mayor parte de la captura de tiburón del país (aprox. 83%) (SAGARPA, 2010), destacando tres regiones: el Golfo de California (GC), el Golfo de Tehuantepec y la costa occidental de la península de Baja California (CONAPESCA-INP, 2004). La zona de entrada del GC (delimitada geográficamente por Cabo San Lucas en Baja California Sur, Cabo Corrientes, Jalisco y la población de El Dorado en Sinaloa) incluye las aguas del estado de Nayarit, el sur de Sinaloa, así como las aguas aledañas al archipiélago de las Islas Marías e Isla Isabel (Fig. 1) (Lavin & Marinone, 2003). Esta zona es considerada una zona de transición biogeográfica (Ríos-Jara, 2006) y ha sido reconocida tradicionalmente por los pescadores como importante para la captura de tiburones (CONANP, 2005).

La captura de tiburón en México se registra de forma genérica, sin considerar separadamente a las numerosas especies, restringiendo el uso de métodos cuantitativos tradicionales para evaluar sus poblaciones (Tovar-Ávila *et al.*, 2011). De igual manera, la información biológica de la mayoría de las especies cap-

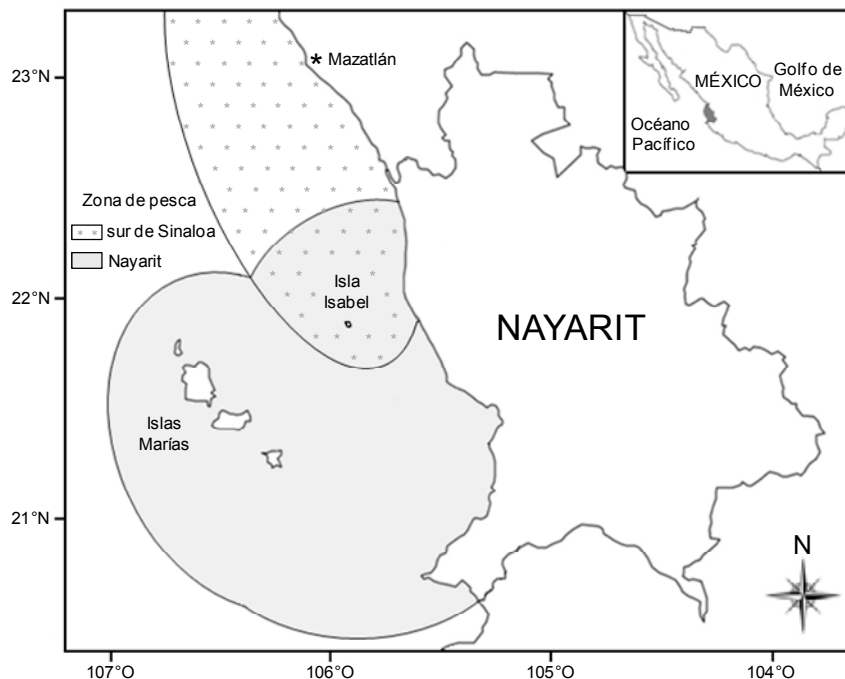


Figura 1. Áreas de pesca de tiburón de la flota artesanal de la zona oceánica del estado de Nayarit y de la porción sur de la costa del estado de Sinaloa en la entrada del Golfo de California.

turadas en la zona de estudio es aun limitada. El desarrollo de investigaciones que completen dicha información es indiscutible. Sin embargo, existe la necesidad de aplicar métodos rápidos de evaluación que permitan delinear prioridades de investigación, así como destacar a las especies en mayor riesgo que requieren medidas de protección urgentes (Walker, 2007).

La Evaluación de Riesgo Ecológico por Efectos de la Pesca (ERAEF por sus siglas en inglés) (Stobutzki *et al.*, 2002; Walker, 2005; Hobday *et al.*, 2011) es un método jerárquico que permite evaluar de manera rápida, la vulnerabilidad relativa de una población a esta actividad en casos de insuficiencia de información pesquera o biológica, utilizando la mejor información disponible y un enfoque precautorio (FAO, 1996) en casos de incertidumbre en la información. Este método ha sido exitosamente utilizado en otras pesquerías de elasmobranchios (Stobutzki *et al.*, 2002; Tovar-Ávila *et al.*, 2010; Cortés *et al.*, 2010; Hobday *et al.*, 2011).

En el presente estudio se aplicó el segundo nivel de evaluación (semi-cuantitativo) del ERAEF, llamado Análisis de Pro-

ductividad y Susceptibilidad (*APS*), para categorizar el riesgo ecológico (*RE*) y la vulnerabilidad (v) relativa de todas las especies de tiburón de importancia comercial reportadas en las capturas de embarcaciones artesanales en la entrada del GC durante los el periodo de 1996 a 2011 (Pérez-Jiménez *et al.*, 2005; Soriano-Velázquez *et al.*, 2005; Tovar-Ávila *et al.*, 2011). Lo anterior considerando que por el principio precautorio, en ausencia del primer nivel de evaluación del ERAEF (Análisis de Escala de Intensidad y Consecuencias), el riesgo de las poblaciones de tiburones en la zona es alto (Smith *et al.*, 2006 citado en Walker, 2007).

MATERIAL Y MÉTODOS

El *RE* y la v de las 20 especies de tiburón de importancia comercial capturadas por embarcaciones artesanales en la entrada del GC (Tabla 1) se evaluó con base en dos factores: su productividad biológica (*PB*) y su susceptibilidad de captura (*SC*) a los sistemas de pesca (redes y palangres) utilizados por las embarcaciones en la zona.

Tabla 1. Especies de tiburones registrados en las capturas de la pesquería artesanal en la entrada del Golfo de California de 1996 a 2011.

| | Especie | Abreviatura | Nombre común en la zona de estudio |
|-----------------------|---|-------------|------------------------------------|
| Costero-demersales | | | |
| | <i>Ginglymostoma cirratum</i> (Bonaterre, 1788) | <i>GCIR</i> | gata, nodriza |
| | <i>Negaprion brevirostris</i> (Poey, 1868) | <i>NBRE</i> | limón, bayo |
| | <i>Mustelus lunulatus</i> (Jordan & Gilbert, 1883) | <i>MLUN</i> | mamón, de leche |
| | <i>Carcharhinus leucas</i> (Valenciennes, 1839) | <i>CLEU</i> | chato, toro |
| | <i>Carcharhinus porosus</i> (Ranzani, 1839) | <i>CPOR</i> | cuero duro |
| | <i>Triaenodon obesus</i> (Rüpell, 1837) | <i>TOBE</i> | puntas blancas |
| Costero-semioceánicas | | | |
| | <i>Carcharhinus altimus</i> (Springer, 1950) | <i>CALT</i> | coloradillo |
| | <i>Carcharhinus falciformis</i> (Bibron, 1839) | <i>CFAL</i> | sedoso, tunero |
| | <i>Carcharhinus brachyurus</i> (Günther, 1870) | <i>CBRA</i> | café, cobrizo |
| | <i>Carcharhinus obscurus</i> (Lesuer, 1818) | <i>COBS</i> | zarco, prieto |
| | <i>Carcharhinus limbatus</i> (Valenciennes, 1839) | <i>CLIM</i> | volador, puntas negras |
| | <i>Galeocerdo cuvier</i> (Peron Lesuer, 1822) | <i>GCUV</i> | tigre, rayado |
| | <i>Nasolamia velox</i> (Gilbert, 1898) | <i>NVEL</i> | coyote |
| | <i>Rhizoprionodon longurio</i> (Jordan & Gilbert, 1882) | <i>RLON</i> | bironche, coyotillo |
| | <i>Sphyrna lewini</i> (Griffith & Smith, 1834) | <i>SLEW</i> | cornuda blanca |
| | <i>Sphyrna zygaena</i> (Linnaeus, 1758) | <i>SZYG</i> | cornuda prieta, baya |
| | <i>Sphyrna mokarran</i> (Rüpell, 1837) | <i>SMOK</i> | cornuda gigante |
| Pelágicas | | | |
| | <i>Prionace glauca</i> (Linnaeus, 1758) | <i>PGLA</i> | azul, aguado |
| | <i>Isurus oxyrinchus</i> (Rafinesque, 1810) | <i>IOXY</i> | mako, perro |
| | <i>Alopias pelagicus</i> (Nakamura, 1935) | <i>APEL</i> | zorro, coludo |

Productividad Biológica (PB). La *PB* de cada especie se estimó de dos formas (*PB1* y *PB2*), primero con base en la mortalidad natural (*M*) calculada a través del método indirecto propuesto por Hoenig (1983):

$$\ln Z = 1.46 - 1.01 \ln T_{\max}$$

donde: $Z \approx M$ y T_{\max} es la edad máxima en años.

Este método de estimación de *M*, desarrollado para peces, es utilizado para tiburones (Simpfendorfer *et al.*, 2005) de manera estandarizada y ha sido aplicado en evaluaciones previas de riesgo ecológico (Braccini *et al.*, 2006; Tovar-Ávila *et al.*, 2010). El valor obtenido para *M* se asoció a una productividad baja (si $M \leq 0.16$), media (si $M > 0.16$ y < 0.38) o alta (si $M \geq 0.38$) (Walker, 2005).

La *PB2* se estimó también promediando los valores de siete atributos biológicos sugeridos por Hobday *et al.* (2011) (Tabla 2). El valor de cada atributo y su promedio se categorizaron de acuerdo a la siguiente escala: baja (0-0.33), media (0.34-0.66) o alta (0.67-1).

La información biológica de las especies para estimar la *PB* se obtuvo de estudios realizados en el GC. Cuando dicha información no existía se utilizó información de estudios de otras zonas en el siguiente orden de prioridad: zona aledañas al GC, estudios en el Pacífico Oriental, estudios de otras regiones del Pacífico, estudios realizados en otros océanos y finalmente de la base de datos www.fishbase.org (Froese & Pauly, 2011). En el caso de ausencia total de información de alguno de los parámetros, se utilizó información de especies afines o se asignó el valor de mayor riesgo, aplicando el principio precautorio (Hobday *et al.*, 2011).

La productividad biológica promedio (\overline{PB}) se estimó de la siguiente forma:

$$\overline{PB} = (PB1c + PB2)/2$$

Donde *PB1c* es la transformación de la *PB1* a una escala proporcional a la de *PB2*: baja (0-0.33), media (0.34-0.66) o alta (0.67-1) a fin de hacerlas comparables.

Susceptibilidad de Captura (SC). Se determinó la *SC* a los principales sistemas de captura (palangres y redes) utilizados para la pesca artesanal de tiburón en la zona de estudio, de manera dirigida o incidental. Aunque estos sistemas de captura pueden ser muy variables, las redes con las que generalmente se captura tiburón son de monofilamento con luz de malla de 3-4½". Los palangres (o cimbras) tienen entre 300-1000 anzuelos del número cinco para capturar tiburones pequeños (denominados "cazones") y del número dos para tiburones de mayor tamaño, y una línea o palangre puede tener anzuelos de diferentes tamaños. Ambos sistemas de captura pueden operar en la superficie, a media agua o en el fondo (entre 0-80 m) mediante la colocación de boyas y plomos, según lo decidan los propios pescadores en cada viaje. De igual manera, la longitud de ambos sistemas de captura varía por viaje dependiendo, en las redes, del número de paños añadidos y en los palangres, de la longitud de la línea madre utilizada.

La *SC* de cada especie a cada sistema de captura se estimó mediante la siguiente ecuación:

$$SC = D \times PE \times S \times MPC$$

donde *D* es la disponibilidad (grado de traslape en el plano horizontal entre la distribución de la especie y el radio de operación de la pesquería); *PE* es la posibilidad de encuentro (grado de traslape en el plano vertical entre la distribución de la especie en la columna de agua y el rango de profundidad a la que opera el sistema de captura); *S* es la selectividad (probabilidad de que una especie sea capturada por un arte de pesca); y *MPC* es la mortalidad post-captura (probabilidad de supervivencia de un organismo después de su captura) (Walker, 2005).

Aunque cada elemento que conforma la *SC* puede ser estimado matemáticamente, para efectos de una evaluación rápida se asignaron valores probables (bajo = 0.33, medio = 0.66 o alto = 1) de acuerdo a la escala propuesta por Walker (2005) (Tabla 3). Esta escala considera la distribución reportada de las especies, el radio de operación de la pesquería, la profundidad a la que se encuentran las especies, sus hábitos, biología, características de los sistemas de captura utilizados en la región para la pesca de tiburón y si estas son especies objetivo.

Tabla 2. Escala de productividad biológica con base en diversos atributos biológicos (modificada de Hobday *et al.*, 2011).

| Atributo | Productividad baja (0.33) | Productividad media (0.66) | Productividad alta (1.00) |
|-------------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|
| Edad de madurez | >15 años | 5-15 años | <5 años |
| Talla de madurez | >200 cm | 40-200 cm | <40 cm |
| Edad máxima | >25 años | 10-25 años | <10 años |
| Talla máxima | >300 cm | 100-300 cm | <100 cm |
| Fecundidad anual | <100 crías por año | 100-20,000 crías por año | >20,000 crías por año |
| Estrategia reproductiva | vivíparos y semejantes | ovíparos demersales | difusión múltiple |
| Nivel trófico | >3.25 | 2.75-3.25 | <2.75 |

Tabla 3. Valores asignados a cada uno de los elementos utilizados para estimar la susceptibilidad de captura (SC) de las especies (Walker, 2005).

| Elementos/nivel de riesgo | Bajo (0.33) | Medio (0.66) | Alto (1.00) |
|---------------------------|--|--|--|
| Disponibilidad | Zona de distribución de la pesquería menor que una tercera parte de la zona de distribución de la población. | Zona de distribución de la pesquería entre una y dos terceras partes de la zona de distribución de la población. | Zona de distribución de la pesquería mayor que dos terceras parte de la zona de distribución de la población. |
| Posibilidad de encuentro | Probabilidad baja de que un organismo se encuentre con un arte de pesca (e.g. una especie de hábitos pelágicos encontrando una red de arrastre). | Probabilidad media de que un organismo se encuentre con un arte de pesca (e.g. una especie de hábitos pelágicos encontrando una red demersal). | Probabilidad alta de que un organismo se encuentre con un arte de pesca (e.g. una especie de hábitos bentónicos encontrando una red de arrastre). |
| Selectividad | Probabilidad baja de un organismos a ser capturado por un arte de pesca (e.g. especies filtradoras atrapadas con anzuelos). | Probabilidad media de un organismos a ser capturado por un arte de pesca (e.g. especies carnívoras demersales atrapados con anzuelos). | Probabilidad alta de un organismos a ser capturado por un arte de pesca (e.g. especies con protuberancias en la cabeza atrapados en redes de enmalle). |
| Mortalidad post-captura | Probabilidad alta de sobrevivencia después de la captura (e.g. especies bentónicas robustas con espiráculos y que son descartadas). | Probabilidad media de sobrevivencia después de la captura (e.g. especies demersales robustas que son descartadas). | Probabilidad baja de sobrevivencia después de la captura (e.g. especies objetivo). |
| SC | 0-0.33 | 0.34-0.66 | 0.67-1.00 |

La susceptibilidad de captura promedio (\overline{SC}) de cada especie, se estimó de la forma siguiente:

$$\overline{SC} = (SC_{redes} + SC_{palangres})/2$$

Riesgo Ecológico (RE). El RE de las especies se determinó graficando la \overline{PB} contra la \overline{SC} . En dicho gráfico el área cercana al foco (intersección entre el eje X y Y) es considerada de menor RE, mientras que en dirección opuesta al foco, el nivel de riesgo aumenta (Hobday et al., 2011).

Vulnerabilidad (ν). La ν de las especies se estimó calculando la distancia Euclidiana de cada especie al foco del gráfico de RE (Cortés et al., 2010) de la siguiente forma:

$$\nu = \sqrt{(p-1)^2 + (s-0)^2}$$

donde $p = \overline{PB}$ y $s = \overline{SC}$. El grado de ν se estimó jerarquizando los valores obtenidos de mayor a menor. Puesto que el valor máximo que ν puede tener es = 1.41, se consideraron tres categorías: baja ($\nu \leq 0.47$); media ($0.47 < \nu < 0.94$); alta ($\nu \geq 0.95$).

RESULTADOS

Productividad Biológica. Los valores de M obtenidos presentaron un rango amplio, que va de 0.08 para *Galeocerdo cuvier* a 0.42 para *Rhizoprionodon longurio* (Tabla 4). La M promedio de las especies fue 0.22 (desv. est. = 0.09). Con base en este parámetro, la mayoría de las especies (60%) presentaron $PB1$ media, siete de

ellas (35%) $PB1$ baja y solo una especie (*R. longurio*) (5%) $PB1$ alta. Todas las especies costero-demersales presentaron $PB1$ media, y más de la mitad de las especies costero-pelágicas $PB1$ baja.

La edad de madurez fue el atributo biológico utilizado para estimar la $PB2$ con mayor rango (0.33-1.0) (Tabla 4). La talla de madurez, la edad y la talla máxima de las especies fueron de baja a media. Todas las especies presentaron valores de fecundidad anual baja (0.33), excepto *Prionace glauca*, que presentó fecundidad media (0.66). De igual manera, todas las especies presentaron valores bajos (0.33) en los atributos de estrategia reproductiva y nivel trófico. La $PB2$ fue media para 16 de las especies (80%) y baja para cuatro de ellas (20%).

La mayoría de las especies (65%) presentaron \overline{PB} media, y 35% \overline{PB} baja: *Carcharhinus obscurus*, *G. cuvier*, *C. brachyurus*, *C. leucas*, *Sphyrna lewini*, *S. mokarran* y *A. pelagicus* (Tabla 5).

Susceptibilidad de Captura. La SC , tanto a las redes como a los palangres, fue baja para todas las especies analizadas, debido a que su D a la flota artesanal de Nayarit y el sur de Sinaloa es baja, siendo el área de distribución de los tiburones mayor a la zona de operación de las embarcaciones menores (Tabla 6). No obstante, la PE fue alta para la mayoría de las especies debido a que ambos sistemas de captura pueden operar a distintas profundidades. La PE fue baja únicamente para *C. altimus* y *C. brachyurus* debido a que su distribución en la columna de agua (entre 80-220 y 200-400 m de profundidad respectivamente) (Fisher et al., 1995; Froese &

Tabla 4. Productividad de los tiburones capturados en la entrada del Golfo de California, obtenida a partir de la mortalidad natural (*M*) (PB1) y el promedio de siete atributos biológicos (PB2) (Hobday *et al.*, 2011). A = alta, M = media y B = baja.

| Especies | <i>M</i> | PB1 | Edad de madurez | Talla de madurez | Edad máxima | Talla máxima | Fecundidad anual | Estrategia reproductiva | Nivel trófico | Promedio | PB2 | Referencia |
|------------------------------|----------|-----|-----------------|------------------|-------------|--------------|------------------|-------------------------|---------------|----------|-----|--|
| Costero-demersales | | | | | | | | | | | | |
| <i>GC/R</i> | 0.17 | M | 0.33 | 0.33 | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.38 | M | Clark (1963); Compagno (1984); Compagno (2001); Castro (2009); Froese & Pauly (2011). |
| <i>NBRE</i> | 0.32 | M | 0.33 | 0.33 | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.38 | M | Hueter & Gruber (1982); Compagno (1984b); Castro (1993); Froese & Pauly (2011). |
| <i>MLUN</i> | 0.23** | M | 0.33* | 0.33* | 0.33* | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.38 | M | Pérez-Jiménez & Sosa-Nishizaki (2010); Froese & Pauly (2011). |
| <i>CLEU</i> | 0.17 | M | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | B | Compagno (1984b); Compagno (1999); Cruz-Martínez (2005); Froese & Pauly (2011). |
| <i>CPOR</i> | 0.35 | M | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.52 | M | Stride <i>et al.</i> (1992); Lessa & Santana (1998); Lessa <i>et al.</i> (1999); Froese & Pauly (2011). |
| <i>TOBE</i> | 0.26 | M | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.52 | M | Randall (1977); Froese & Pauly (2011). |
| Costero-semioceánicas | | | | | | | | | | | | |
| <i>CALT</i> | 0.16 | B | 1.00 | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.48 | M | Kohler <i>et al.</i> (1998); Froese & Pauly (2011). |
| <i>CFAL</i> | 0.26 | M | 0.66 | 0.33 | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.43 | M | Smith & Show (1998); White <i>et al.</i> (2006); Tovar-Ávila <i>et al.</i> (2009); Sánchez de Ita <i>et al.</i> (2010); Froese & Pauly (2011). |
| <i>CBRA</i> | 0.14 | B | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | B | Walter & Ebert (1991); Natanson <i>et al.</i> (1995); Chiaramonte (1998); Castro (2009); Froese & Pauly (2011). |
| <i>COBS</i> | 0.10 | B | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | B | Castro (2009); Kohler <i>et al.</i> (1998); Dudley (2005); Smith & Show (1998); Froese & Pauly (2011). |

Tabla 4. Continúa.

| Especies | M | PB1 | Edad de madurez | Talla de madurez | Edad máxima | Talla máxima | Fecundidad anual | Estrategia reproductiva | Nivel trófico | Promedio | PB2 | Referencia |
|-------------|------|-----|-----------------|------------------|-------------|--------------|------------------|-------------------------|---------------|----------|-----|--|
| <i>CLIM</i> | 0.35 | M | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.52 | M | Compagno (1984b); Pérez-Jiménez <i>et al.</i> (2005); Froese & Pauly (2011). |
| <i>GCUV</i> | 0.08 | B | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.38 | M | De Crosta <i>et al.</i> (1984); Cox & Francis (1997); Whitney & Crow (2007); Froese & Pauly (2011). |
| <i>NVEL</i> | 0.32 | M | 0.33* | 0.33* | 0.33* | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.38 | M | Porras (1997); Froese & Pauly (2011). |
| <i>RLON</i> | 0.42 | A | 1.00 | 0.66 | 0.66 | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.57 | M | Anislado-Tolentino & Robinson-Mendoza (2001); Pérez-Jiménez <i>et al.</i> (2005); Anislado-Tolentino <i>et al.</i> (2008); Castro (2009); Froese & Pauly (2011). |
| <i>SLEW</i> | 0.12 | B | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.38 | M | Pérez-Jiménez <i>et al.</i> (2005); Castro (2009); Froese & Pauly (2011). |
| <i>SZYG</i> | 0.21 | M | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.38 | M | Stevens & Lyle (1989); Fisher <i>et al.</i> (1995); Castro (2009); Froese & Pauly (2011). |
| <i>SMOK</i> | 0.10 | B | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.38 | M | Compagno (1984); Mollet <i>et al.</i> (2000); Froese & Pauly (2011). |
| Pelágicas | | | | | | | | | | | | |
| <i>PGLA</i> | 0.21 | M | 0.66 | 0.33 | 0.66 | 0.33 | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.48 | M | Walter & Ebert (1991); Last & Stevens (1994); Blanco-Parra (2008); Froese & Pauly (2011). |
| <i>IOXY</i> | 0.23 | M | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | B | Compagno (2001); Ribot-Carballar (2005); Nakano & Stevens (2008); Froese & Pauly (2011). |
| <i>APEL</i> | 0.14 | B | 0.66 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.38 | M | Stevens & Lyle (1989); Kwan-Ming Liu <i>et al.</i> (1999); Castro (2009); Froese & Pauly (2011). |

*Debido a la ausencia de información biológica y por el principio precautorio, se asumió el valor de mayor riesgo.

** Mortalidad obtenida a partir de información de *Mustelus henlei* (Méndez-Loeza, 2009)

Tabla 5. Productividad biológica promedio (\overline{PB}), susceptibilidad de captura promedio (\overline{SC}); vulnerabilidad (ν), ranquin y categoría de ν de las especies de tiburón en la entrada del GC. A = alto, M = medio y B = bajo.

| Especie | \overline{PB} | Categoría | \overline{SC} | Categoría | ν | Ranquin (ν) | Categoría (ν) |
|-----------------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|-------|-------------------|---------------------|
| Costero-demersales | | | | | | | |
| <i>GCIR</i> | 0.37 | M | 0.33 | B | 0.71 | 9 | M |
| <i>NBRE</i> | 0.47 | M | 0.33 | B | 0.62 | 14 | M |
| <i>MLUN</i> | 0.39 | M | 0.33 | B | 0.69 | 11 | M |
| <i>CLEU</i> | 0.31 | B | 0.33 | B | 0.76 | 4 | M |
| <i>CPOR</i> | 0.56 | M | 0.33 | B | 0.55 | 18 | M |
| <i>TOBE</i> | 0.49 | M | 0.33 | B | 0.61 | 16 | M |
| Costero-semioceánicas | | | | | | | |
| <i>CALT</i> | 0.40 | M | 0.11 | B | 0.61 | 16 | M |
| <i>CFAL</i> | 0.44 | M | 0.33 | B | 0.65 | 13 | M |
| <i>CBRA</i> | 0.31 | B | 0.33 | B | 0.78 | 2 | M |
| <i>COBS</i> | 0.27 | B | 0.11 | B | 0.74 | 6 | M |
| <i>CLIM</i> | 0.56 | M | 0.33 | B | 0.55 | 18 | M |
| <i>GCUV</i> | 0.27 | B | 0.33 | B | 0.80 | 1 | M |
| <i>NVEL</i> | 0.47 | M | 0.33 | B | 0.62 | 14 | M |
| <i>RLON</i> | 0.65 | M | 0.33 | B | 0.48 | 20 | M |
| <i>SLEW</i> | 0.31 | B | 0.33 | B | 0.72 | 7 | M |
| <i>SZYG</i> | 0.37 | M | 0.33 | B | 0.71 | 9 | M |
| <i>SMOK</i> | 0.29 | B | 0.33 | B | 0.78 | 2 | M |
| Pelágicas | | | | | | | |
| <i>PGLA</i> | 0.42 | M | 0.33 | B | 0.67 | 12 | M |
| <i>IOXY</i> | 0.36 | M | 0.33 | B | 0.72 | 7 | M |
| <i>APEL</i> | 0.33 | B | 0.33 | B | 0.75 | 5 | M |

Pauly, 2011), está por debajo de la de operación de los sistemas de captura artesanales. De igual manera, la S fue alta para todas las especies debido a la alta diversidad y baja selectividad de las redes y el uso de diversos tamaños de anzuelo utilizados en los palangres. La MPC fue alta para todas las especies debido a que una vez capturados, todos los tiburones son retenidos para su comercialización.

La \overline{SC} fue baja para todas las especies, siendo las menores para *Carcharhinus altimus* y *C. obscurus* ($\overline{SC} = 0.11$) (Tabla 5).

Riesgo Ecológico. El RE por efecto de la pesca artesanal para los tiburones en la entrada del GC resultó medio para el 65% de las especies, debido a su baja \overline{SC} y su baja-media \overline{PB} . No obstante, siete especies (35%) se ubicaron en la zona de RE alto: *C. obscurus*, *G. cuvier*, *S. mokarran*, *C. brachyurus*, *C. leucas*, *S. lewini* y *A. pelagicus* (Fig. 2).

Vulnerabilidad. Todas las especies presentaron ν media, siendo *Galeocerdo cuvier*, *Sphyrna mokarran*, *S. lewini*, *Carcharhinus*

brachyurus y *C. leucas*, las especies más vulnerables ($\nu > 0.75$) mientras que *R. longurio* la especie menos vulnerable ($\nu = 0.48$) (Tabla 5).

DISCUSIÓN

Las especies analizadas en este estudio presentan una marcada heterogeneidad de historias de vida, pero la mayoría comparten una PB media y baja, similar a otros elasmobranchios (Stobutzki *et al.*, 2002; Braccini *et al.*, 2006; Tovar-Ávila *et al.*, 2007; Cortés *et al.*, 2010). La alta sensibilidad y baja capacidad de recuperación encontradas en tiburones han sido señaladas frecuentemente (Musick, 1999; Walker, 1998; Stevens, 1999). Sin embargo, se ha destacado también el amplio rango de capacidades productivas de los tiburones (Walker, 1998; Smith *et al.*, 1998; Stevens, 1999). Incluso se ha resaltado que especies de alta PB , como *Mustelus antarcticus* (Günther, 1870) en Australia, pueden mantener niveles sustentables de captura bajo esquemas cuidadosos de manejo (Walker, 1998).

Tabla 6. Susceptibilidad de captura (SC) a los dos principales sistemas de captura utilizados: redes (R) y palangres (P). SC = disponibilidad (D) x posibilidad de encuentro (PE) x selectividad (S) x mortalidad post-captura (MPC). A = alta, M = media y B = baja.

| Especie | D | | PE | | S | | MPC | | SC | |
|-----------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|----------|----------|
| | R | P | R | P | R | P | R | P | R | P |
| Costero-demersales | | | | | | | | | | |
| <i>GCIR</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>NBRE</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>MLUN</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>CLEU</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>CPOR</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>TOBE</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| Costero-semioceánicas | | | | | | | | | | |
| <i>CALT</i> | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.11 (B) | 0.11 (B) |
| <i>CFAL</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>CBRA</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>COBS</i> | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.11 (B) | 0.11 (B) |
| <i>CLIM</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>GCUV</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>NVEL</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>RLON</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>SLEW</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>SZYG</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>SMOK</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| Pelágicas | | | | | | | | | | |
| <i>PGLA</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>IOXY</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |
| <i>APEL</i> | 0.33 | 0.33 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.33 (B) | 0.33 (B) |

La especie con mayor *PB* estimada en el presente estudio (*Rhizoprionodon longurio*), ha sido capturada por la pesquería artesanal en la entrada del GC durante varias décadas (Saucedo-Barrón, 1982; Pérez-Jiménez *et al.*, 2005; Tovar-Ávila *et al.*, 2011), sugiriendo una capacidad considerable para mantener niveles de captura abundantes durante un largo periodo, debido probablemente a su *PB* relativamente alta.

Así mismo, la *PB* estimada para algunas especies en el presente estudio, coincide con el "potencial de recuperación" (r_{2M}) estimado por Smith *et al.* (1998) con base en algunas características de historia de vida. Por ejemplo, se han estimado *PB* y r_{2M} bajos en especies costero-demersales y semioceánicas de talla media-grande como *Carcharhinus obscurus*, *C. leucas* y *Sphyrna lewini*, las cuales tienen crecimiento lento y maduración tardía (Natanson *et al.*, 1995; Cruz-Martínez *et al.*, 2004; Anislado-Tolentino *et al.*, 2008; Smith *et al.*, 1998); *PB* y r_{2M} medios en especies pelágicas de talla grande (>250 cm de longitud total) como *Prio-*

nace glauca e *Isurus oxyrinchus* y costero-semioceánicas como *Carcharhinus falciformis*, consideradas de crecimiento relativamente rápido y maduración temprana (Smith *et al.*, 1998; Ribot-Carballar, 2005; Sánchez de Ita *et al.*, 2010).

La estimación semi-cuantitativa de la *PB* con base en diversos atributos biológicos propuesta por Hobday *et al.* (2011), es equivalente a la estimada con base en índices de *M* propuesta por Walker (2005). La estimación del valor de *M* es considerada una buena aproximación de la *PB* de los tiburones y ha sido utilizada en otras evaluaciones rápidas de riesgo ecológico (Braccini *et al.*, 2006; Tovar-Ávila *et al.*, 2010), aunque se recomienda un manejo cauteloso por ser denso-dependiente y también dependiente de la talla y edad (Walker, 2005). La equivalencia de ambos métodos se debe a que están basados en las características de historia de vida, de las cuales depende la *PB* de una especie (Stevens, 1999). La estimación cuantitativa de la *PB* con base en la tasa intrínseca de crecimiento (*r*) adoptada por Cortés *et al.*

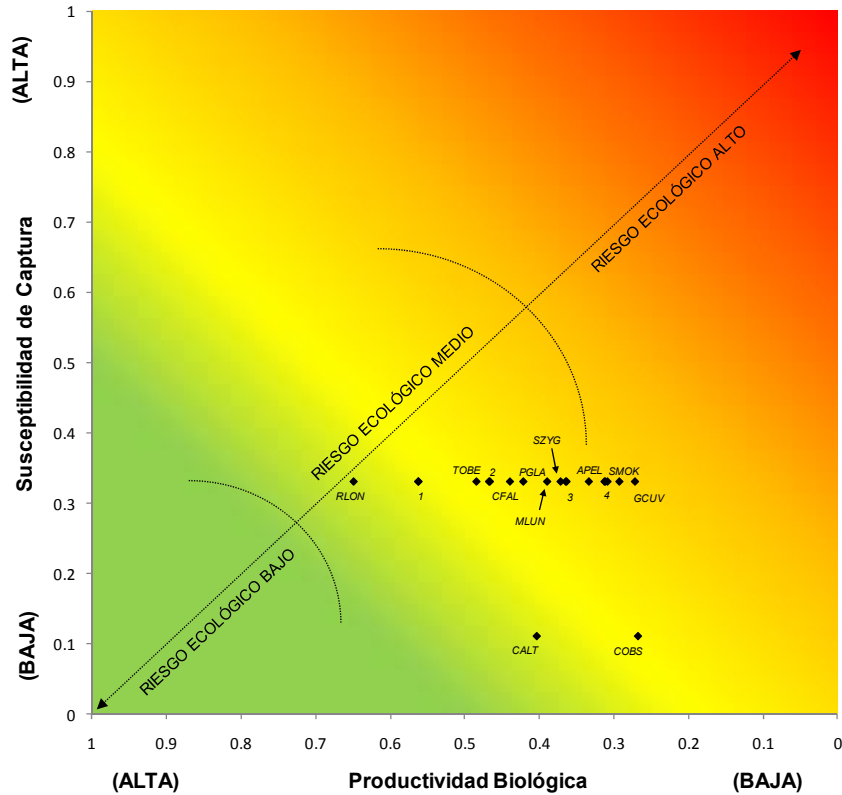


Figura 2. Riesgo ecológico por efecto de la pesca artesanal para los tiburones capturados en la zona de entrada al Golfo de California. Los números refieren a combinaciones de especies que cayeron juntas en el gráfico (1 = CLIM, CPOR; 2 = NVEL, NBRE; 3 = GCIR, IOXY; 4 = SLEW, CLEU, CBRA).

(2010), es probablemente una mejor aproximación al potencial productivo de una especie; sin embargo, requiere mayor cantidad de información biológica, la cual no se conoce en el caso de muchas de las poblaciones de tiburones, en particular en países en desarrollo. Cualquier información accesoria sobre atributos biológicos o tendencia de capturas, identificación de hábitats críticos o degradación ambiental podría ser incorporada también al APS (Walker, 2007). De igual manera, es necesario adecuar las escalas de estimación de *PB* a las características de las especies en distintos ambientes (tropicales por ejemplo), ya que diversos atributos biológicos, como la tasa de crecimiento y por tanto *M*, puede variar considerablemente (Hobday *et al.*, 2011).

La posibilidad de usar distinta información para estimar la *PB* demuestra la flexibilidad del APS y su utilidad en situaciones en que los datos disponibles son incompletos, permitiendo el uso de la mejor información disponible (Walker, 2005). Esta flexibilidad del APS permite también que la carencia de información biológica de algunas especies de una determinada zona de estudio, pueda ser suplida, para efectos de una evaluación rápida y preliminar, con información de otras regiones. Aunque pueden existir diferencias sustanciales en los parámetros biológicos y demográficos entre las poblaciones de una misma especie, y aparentemente en una misma población (Cortés & Parson, 1996), la amplitud de

los intervalos utilizados (Hobday *et al.*, 2011; Walker, 2005) permite estimar una *PB* similar, a pesar de diferencias reales o aquellas atribuibles a la incertidumbre en los parámetros, ya que se trata de categorizaciones generales basadas en la comparación de un amplio rango de diferentes especies de tiburón. Por ejemplo, la edad máxima registrada en la zona de estudio para *C. falciformis* (16 años) (Sánchez de Ita *et al.*, 2011), fue mayor a la estimada para la especie en otras regiones (14 años en el Golfo de México y Océano Pacífico Central de acuerdo con Branstetter, 1987 y Oshitani *et al.*, 2003, respectivamente) y menor a la reportada en otras (22 años en el Golfo de México de acuerdo con Bonfil *et al.*, 1993, y 20 años en el Océano Índico de acuerdo con Hall *et al.*, 2012). Sin embargo, todas estas edades máximas derivan en una *PB* media de la especie estimada con base en la categorización mediante ambos métodos utilizados en el presente estudio. Cuando existen huecos de información, se han utilizado parámetros de la especie provenientes de otras regiones, e incluso de especies afines, para categorizar su potencial productivo (Smith *et al.*, 1998).

La *PE* y *S* estimadas en el presente estudio fueron en general mayores a las estimadas para otras especies de tiburones que se pescan con sistemas de captura demersales (redes y anzuelos) en Australia (Walker, 2005). Esto posiblemente fue debido a

la gran plasticidad de los sistemas de captura utilizados por los pescadores artesanales en la entrada del GC, ya que por ejemplo pueden adaptarse para operar a distintas profundidades (Pérez-Jiménez *et al.*, 2005; Tovar-Ávila *et al.*, 2011), posibilitando así la captura de tiburones de diferentes tallas y especies. De igual manera por ser la carne de tiburón un producto apreciado en México, las aletas de algunas especies alcanzan altos precios; y además otros productos como dientes y mandíbulas tienen valor comercial (CONAPESCA-INP, 2004), ninguna especie de tiburón capturada en la pesquería artesanal es descartada, derivando en una MPC alta.

La SC baja estimada para todas las especies analizadas, a pesar de su S, PE y MPC altas, se debe a su D baja y al efecto multiplicativo del método (Hobday *et al.*, 2011). La D baja está relacionada con la autonomía y radio de operación limitados de las embarcaciones artesanales. Aunque el campamento pesquero que desde hace varias décadas existe en Isla Isabel (CONANP, 2005), permite a los pescadores artesanales de Nayarit y sur de Sinaloa operar en un radio más amplio de la entrada del GC, éste sigue siendo reducido respecto a la distribución de las especies (Fisher *et al.*, 1995).

Cortés *et al.* (2010) estimaron una SC mayor en el caso de la pesca industrial con palangre de algunos tiburones pelágicos del Atlántico como *Carcharhinus falciformis*, *Isurus oxyrinchus* y *Prionace glauca*, respecto a la estimada en el presente estudio. Esto se debe a la diferencia en la D por el distinto rango de operación de la pesca industrial y artesanal. No obstante, la SC estimada por Cortés *et al.* (2010) para *Sphyrna lewini* y *S. mokarran* fueron semejantes a las del presente estudio, esto se debe a la S baja relacionada con la selectividad de los palangres utilizados por la flota industrial del Atlántico.

Debido a que las poblaciones de elasmobranquios generalmente son impactadas por varias flotas pesqueras (Stobutzki *et al.*, 2002), es importante considerar y analizar en un futuro los efectos aditivos sobre la D, ya que varias de las especies analizadas son capturadas de manera importante por otras pesquerías artesanales que operan en la misma zona de distribución de las especies (Madrid *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 2009; Bizarro *et al.*, 2009a y 2009b; Cartamil *et al.*, 2011). De igual manera, es necesario considerar el efecto en la SC de las flotas semi-industrial e industrial que operan en la zona de estudio, ya que es probable que estas tengan mayores efectos que la pesquería artesanal sobre especies de hábitos pelágicos y semioceánicos, como *Isurus oxyrinchus*, *Prionace glauca*, *Carcharhinus falciformis* y *Sphyrna zygaena*, las cuales son abundantes en las capturas de barcos palangreros que operan en el Pacífico mexicano (Galeana-Villaseñor *et al.*, 2009; Vélez-Marín & Márquez-Farías, 2009; Cruz *et al.*, 2011). Ya que la SC y en consecuencia el RE, son generalmente mayores cuando los efectos de diversas flotas y pesquerías se combinan (Cortés *et al.*, 2010).

Entre las especies con RE alto destaca *S. lewini* por su gran importancia en las capturas de la pesca artesanal (Saucedo-Barrón, 1982; Madrid *et al.*, 1997; Pérez-Jiménez *et al.*, 2005; Tovar-Ávila *et al.*, 2011). Otras especies con importancia en la pesca artesanal (*R. longurio*, *C. falciformis* y *P. glauca*) (Saucedo-Barrón, 1982; Soriano Velásquez *et al.*, 2005; Pérez-Jiménez *et al.*, 2005; Tovar-Ávila *et al.*, 2011) presentan RE medio, debido a su PB media-alta o SC baja. Es probable también que especies con baja PB y RE alto, cuya abundancia en las capturas actuales es baja (*Carcharhinus leucas*, *C. brachyurus* y *C. obscurus*), se encuentren ya en un nivel de sobreexplotación en la zona de estudio, ya que con base en la información proveniente de encuestas realizadas a los pescadores artesanales de la región, se sabe que estas especies fueron comunes en las capturas de años anteriores. Desafortunadamente los métodos de evaluación de riesgo cualitativos y semicuantitativos como el APS no permiten detectar hasta el momento dichos cambios (Griffiths *et al.*, 2006), siendo necesario para ello considerar en un futuro tendencias de captura (Walker, 2007). A pesar de la poca información, el RE alto de estas especies indica la necesidad urgente de medidas que favorezcan su protección, por ejemplo restringir la pesca en hábitats importantes para su reproducción (e.g. zonas de arrecife de coral, lagunas costeras, esteros y desembocaduras de ríos) (Fisher *et al.*, 1995).

Con base en los resultados se recomienda enfocar los esfuerzos de investigación, manejo y conservación en la región hacia las especies de RE alto como *S. lewini*, *C. leucas*, *S. mokarran*, *A. pelagicus*, *G. cuvier*, *C. obscurus* y *C. brachyurus*. De igual manera, requieren atención especies con RE medio que son abundantes en las capturas comerciales como *P. glauca*, *C. falciformis*, *S. zygaena* y *R. longurio*, así como aquellas que carecen por completo de información biológica como *Nasolamia velox* y *Mustelus lunulatus*. Las investigaciones prioritarias deben ser aquellas que permitan complementar la información biológica (ciclo de vida, reproducción, edad y crecimiento) y pesquera (zonas, temporadas y tallas más frecuentes de captura.) para realizar el tercer nivel de evaluación del ERAEF (evaluación cuantitativa) para estas especies, a fin de determinar con mayor certidumbre el estado actual de las poblaciones y su resiliencia, por ejemplo a través de la estimación de la tasa intrínseca de crecimiento (r).

Se requiere también mejorar la información sobre los hábitos de las especies, incluyendo sus movimientos migratorios y distribución, mediante estudios de marcaje y genéticos, así como la S de los sistemas de captura que permitan estimar con mayor confiabilidad su SC. Aunque para efectos de una evaluación rápida, el APS asume una S homogénea para cada especie, se sabe que esta puede variar según la etapa de vida de los organismos (neonato, juvenil, pre-adulto o adulto) debido a cambios en su talla (Márquez-Farías, 2011), por lo que deberá considerarse en futuras evaluaciones. Así mismo, es necesario tomar en cuenta la segregación por tallas (Fisher *et al.*, 1995), así como las migra-

ciones nocturnas (verticales u horizontales) de algunas especies (Galván-Magaña *et al.*, 1989; Klimley *et al.*, 1993), lo cual se relaciona estrechamente con la PE. Para algunas especies se conoce la profundidad máxima a la cual pueden ser capturadas (Froese & Pauly, 2011), pero poco se conoce en realidad sobre sus preferencias de distribución vertical (Cortés *et al.*, 2010). El APS es un método que requiere actualizarse constantemente (Cortés *et al.*, 2010), incorporando nueva información disponible.

Diversos métodos han sido utilizados para categorizar la v y resiliencia de las especies de elasmobranchios con base en sus características de historia de vida, por ejemplo se han sugerido criterios para incluir especies de la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) (Musick, 1999) o la estimación de r_{2M} (Smith *et al.*, 1998) ya mencionada. Incluso algunos índices como la r (Cortés *et al.*, 2010) o la constante de crecimiento del modelo de von Bertalanffy (k), pueden servir por si solos para categorizar el riesgo de las especies (Musick, 1999). Sin embargo, el APS además de utilizar la información de historia de vida de las especies para categorizar su PB, permite determinar el RE relativo de las poblaciones tomando en cuenta su SC a los sistemas de captura, con base en información específica de una pesquería (Stobutzki *et al.*, 2002) y considerando el conocimiento empírico de expertos, como en evaluaciones con enfoque bayesiano (Braccini *et al.*, 2006). Aunque este método no reemplaza a los métodos tradicionales de evaluación, si provee información complementaria muy valiosa (Tovar-Ávila *et al.*, 2010).

Finalmente, el APS es un método de evaluación rápida útil para especies y pesquerías con información insuficiente, que permite llevar a cabo evaluaciones con métodos tradicionales (como en el caso de la pesquería de tiburones en la entrada al GC y en general de los elasmobranchios de México), las cuales requieren extensas series de datos pesqueros, conocimiento biológicos y selectividad de los sistemas de captura (Walker, 2005). Su aplicación ha sido recomendada para evaluar diversas pesquerías de elasmobranchios por parte de diversas agencias internacionales y de otros países como la Agencia Australiana de Manejo Pesquero (AFMA) (Hobday *et al.*, 2011), la Administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica (NOAA) de los Estados Unidos y la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (ICCAT) (Cortés *et al.*, 2010). En México, su aplicación a todas las pesquerías y especies de elasmobranchios ayudaría a delinear y priorizar políticas de manejo pesquero y de investigación.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los revisores por sus comentarios y sugerencias para mejorar el presente manuscrito. El primer autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el soporte económico brindado a través de una beca de estudios de doctorado.

REFERENCIAS

- ANISLADO-TOLENTINO, V. & C. ROBINSON-MENDOZA. 2001. Age and growth of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834), along the central Pacific coast of Mexico. *Ciencias Marinas* 27 (4): 501-520.
- ANISLADO-TOLENTINO, V., M. GALLARDO-CABELLO, F. AMEZCUA-LINARES & C. ROBINSON-MENDOZA. 2008. Age and growth of the scalloped Hammerhead Shark *Sphyrna lewini*, (Griffith & Smith 1834), from the southern coast of Sinaloa, México. *Hidrobiológica* 18 (1): 31-40.
- BIZZARRO, J. J., W.D. SMITH, L. CASTILLO-GÉNIZ, A. OCAMPO-TORRES, J. F. MÁRQUEZ-FARÍAS & R. E. HEUTER. 2009a. The seasonal importance of small coastal sharks and rays in the artisanal elasmobranch fishery of Sinaloa, Mexico. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* (4) 4: 513-531.
- BIZZARRO, J. J., W.D. SMITH, J. F. MÁRQUEZ-FARÍAS, J. TYMINSKI & R. E. HUETER. 2009b. Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fisheries research* 97: 103-117.
- BLANCO-PARRA, M. P., J. F. MÁRQUEZ-FARÍAS & F. GALVÁN-MAGAÑA. 2008. Age and growth of the blue shark (*Prionace glauca*) Linnaeus, 1758, in the northwest coast off Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43 (3): 513-520.
- BONFIL, R., R. MENA, & D. DE ANDA. 1993. Biological Parameters of Commercially Exploited Silky Sharks, *Carcharhinus falciformis*, from the Campeche Bank, México. NOAA Technical Report NMFS.
- BRACCINI, J. M., B. M. GILLANDERS & T. I. WALKER. 2006. Hierarchical approach to the assessment of fishing effects on non-target chondrichthyan: case study of *Squalus megalops* in southeastern Australia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 2456-2466.
- BRANSTETTER, S. 1987. Age, growth and reproductive biology of the silky shark, *Carcharhinus falciformis*, and the scalloped hammerhead, *Sphyrna lewini*, from the northwestern Gulf of Mexico. *Environmental Biology of Fishes* 19: 161-173.
- CARTAMIL, D., O. SANTANA-MORALES, M. ESCOBEDO-OLVERA, D. KACEV, L. GASTILLO-GÉNIZ, J. B. GRAHAM, R. D. RUBIN & O. SOSA-NISHIZAKI. 2011. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California, Mexico. *Fisheries Research* 108: 393-403.
- CASTRO, J. I. 1993. The shark nursery of Bulls Bay, South Carolina, with a review of the shark nurseries of the southeastern coast of the United States. *Environmental Biology of Fishes* 38: 37-48.
- CASTRO, J. I. 2009. Observations on the reproductive cycles of some viviparous North American sharks. *Aqua* 15 (4): 205-222.
- CHIARAMONTE, G. E. 1998. The sharks genus *Carcharhinus* Blainville, 1816 (Chondrichthyes: Carcharhinidae) in Argentina waters. *Marine and Freshwater Research* 49: 747-752.
- CLARK, E. 1963. Maintenance of sharks in captivity with a report on their instrumental conditioning. In: Gilbert, P. W. (Ed.). *Sharks and survival*. pp. 115-149.

- COMPAGNO, L. J. V. 1984. *FAO Species Catalogue*. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 1 - Hexanchiformes to Lamniformes. *FAO Fisheries Synopsis* 125 (4/1): 1-249.
- COMPAGNO, L. J. V. 1984b. *FAO species catalogue*. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2 - Carcharhiniformes. *FAO Fisheries Synopsis* 125 (4/2): 251-655.
- COMPAGNO, L. 1999. Checklist of living elasmobranchs. In: Hamlett, W.C. (Ed.). *Sharks, skates and rays: the biology of elasmobranch fishes*. Johns Hopkins University Press. Maryland. pp. 471-498.
- COMPAGNO, L. 2001. *Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Vol. 2. Bullhead, mackerel, and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes)*. *FAO Species Catalogue for Fishery Purposes*. No 1, Vol. 2. Roma, FAO. 269 p.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2005. Programa de conservación y manejo del Parque Nacional Isla Isabel, México. CONANP, SEMARNAT, México. 164 p.
- CONAPESCA-INP (COMISIÓN NACIONAL DE LA PESCA-INSTITUTO NACIONAL DE LA PESCA). 2004. Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México. CONAPESCA-INP, SAGARPA, México. 85 p.
- CORRO-ESPINOSA, D., J. F. MÁRQUEZ-FARIAS & A. MUHLIA-MELO. 2011. Talla de madurez del tiburón bironche *Rhizoprionodon longurio* en el Golfo de California, México. *Ciencias Marinas* 37 (2): 201-214.
- CORTÉS, E. & G. R. PARSONS. 1996. Comparative demography of two populations of bonnethead shark (*Sphyrna tiburo*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 709-718.
- CORTÉS, E., F. AROCHA, L. BEERKIRCHER, F. CARVALHO, A. DOMINGO, M. HEUPEL, H. HOLTZHAUSEN, M. N. SANTOS, M. RIBERA & C. SIMPFENDORFER. 2010. Ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *Aquatic Living Resources* 23: 25-34.
- COX, G. & M. FRANCIS. 1997. *Sharks and rays of New Zealand*. Canterbury University Press, University of Canterbury. 68 p.
- CRUZ, A., S. R. SORIANO, H. SANTANA, C. E. RAMÍREZ & J. J. VALDEZ. 2011. La pesquería de tiburones oceánicos-costeros en los litorales de Colima, Jalisco y Michoacán. *Revista Biología Tropical* 59 (2): 655-667.
- CRUZ-MARTÍNEZ, A., X. CHIAPPA-CARRARA & V. ARENAS-FUENTES. 2005. Age and Growth of the Bull Shark, *Carcharhinus leucas*, from Southern Gulf of Mexico. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 35: 367-374.
- DE CROSTA, M. A., L. R. TAYLOR & J. D. PARRISH. 1984. Age determination growth and energetics of three species of carcharhinid sharks in Hawaii. *Proceedings of the Second Symposium on Resource Investigations in the Northwestern Hawaiian Islands Honolulu, Hawaii, 25-27 May 1983*, University of Hawaii Sea Grant Miscellaneous Report 84-01. pp. 75-95.
- DUDLEY, S. F. J., G. CLIFF, M. P. ZUNGU & M. J. SMALE. 2005. Sharks caught in the protective gill nets off KwaZulu-Natal, South Africa. The dusky shark *Carcharhinus obscurus* (Lesueur 1818). *African Journal of Marine Science* 27:107-127.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). 2005. *FAO yearbook of fishery statistics: summary tables. Fish, crustaceans, mollusks, etc. - capture production by groups of species*. Available online at: <ftp://ftp.fao.org/fi/stat/summary/a1d.pdf> (Downloaded 2005).
- FISCHER, W., F. KRUPP, W. SCHNEIDER, C. SOMMER, K. E. CARPENTER & V. H. NIEM. 1995. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca Pacífico centro-oriental*. Vol. II Vertebrados parte 1: 647-1195.
- FROESE, R. & D. PAULY (Eds.). 2011. FishBase. World Wide Web electronic publication. Available online at www.fishbase.org (Downloaded 2011).
- GALEANA-VILLASEÑOR, I., F. GALVÁN-MAGAÑA & H. SANTANA-HERNÁNDEZ. 2009. Pesca con anzuelos en barcos palangreros del Océano Pacífico Mexicano: efectos en la captura y peso de tiburones y otras especies. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44: 163-172.
- GALVÁN, M. F., H. J. NIENHUIS, & A. P. KLIMLEY. 1989. Seasonal abundance and feeding habits of sharks of the lower Gulf of California, Mexico. *California Fish and Game* 75 (2): 74-84.
- GRIFFITHS, S., D. BREWER, D. HEALES, D. MILTON & I. STOBUTZKI. 2006. Validating ecological risk assessments for fisheries: assessing the impacts of turtle excluder devices on elasmobranch bycatch populations in an Australian trawl fishery. *Marine and Freshwater Research* 57: 395-401.
- HALL, N. G., C. BARTRON, W. T. WHITE, DHARMADI & I. C. POTTER. 2012. Biology of the silky shark *Carcharhinus falciformis* (Carcharhinidae) in the eastern Indian Ocean, including an approach to estimating age when timing of parturition is not well defined. *Journal of Fish Biology*. Available online at wileyonlinelibrary.com (Downloaded 2012).
- HOBDAV, A. J., A. D. M. SMITH, I. C. STOBUTZKI, C. BULMAN, R. DALEY, J. M. DAMBACHER, R. A. DENG, J. DOWDNEY, M. FULLER, D. FURLANI, S. P. GRIFFITHS, D. JOHNSON, R. KENYON, I. A. KNUCKEY, S. D. LING, R. PITCHER, K. J. SAINSBURY, M. SPORCIC, T. SMITH, C. TURNBULL, T. I. WALKER, S. E. WAYTE, H. WEBB, A. WILLIAMS, B. S. WISE & S. ZHOU. 2011. Ecological risk assessment for the effects of fishing. *Fisheries Research* 108 (2-3): 372-384.
- HOENIG, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin* 82: 898-903.
- HUETER, R. E. & GRUBER, S. H. 1982. Recent advances in studies of the visual systems of the juvenile lemon shark *Negaprion brevirostris*. *Florida Scientist* 45 (1): 11-25.
- KLIMLEY, A. P., I. CABRERA-MANCILLA & L. CASTILLO-GÉNIZ. 1993. Descripción de los movimientos horizontales y verticales del tiburón martillo

- Sphyrna lewini* del sur del Golfo de California, México. *Ciencias Marinas* 19: 95-115.
- KOHLER, N. E., J. G. CASEY & P. A. TURNER. 1998. NMFS Cooperative Shark Tagging Program, 1962-1993: An atlas of shark tag and recapture data. *Marine Fisheries Review* 60: 1-87.
- LAST, P. R. & J. D. STEVENS. 1994. Sharks and rays of Australia. *CSIRO*, Australia. 513 p.
- LAST, P. R. & J. D. STEVENS. 2009. *Sharks and Rays of Australia*. Harvard University Press. pp. 446-447.
- LAVIN, M. F. & S. G. MARINONE. 2003. An overview of the physical oceanography of the Central Gulf of California. In: Velasco Fuentes, O. U., J. Sheinbaum & J. L. Ochoa de la Torre (Eds.). *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands. pp. 173-204.
- LESSA, R. & F. M. SANTANA. 1998. Age determination and growth of the smalltail shark *Carcharhinus porosus* from Northern Brazil. *Marine and Freshwater Research* 49: 705-711.
- LESSA, R., F. SANTANA, R. MENNI & Z. ALMEIDA. 1999. Population structure and reproductive biology of the smalltail shark (*Carcharhinus porosus*) off Maranhão (Brazil). *Marine and Freshwater Research* 50: 383-388.
- LIU, K. M., C. T. CHEN, T. H. LIAO & S. J. JOUNG. 1999. Age, growth and reproduction of the pelagic thresher shark, *Alopias pelagicus* in the northwestern Pacific. *Copeia* 19: 68-74.
- MADRID, J., P. SÁNCHEZ & A. RUIZ. 1997. Diversity and abundance of a tropical fishery on the Pacific shelf of Michoacán, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45: 485-495.
- MÁRQUEZ-FARIAS, J. F. 2011. Evaluación del impacto de las redes agalleras en la estructura de la población de la guitarra común *Rhinobatos productus* del Golfo de California, México. *Ciencias Marinas* 37 (3): 293-304.
- MÉNDEZ-LOEZA, I. 2008. Edad y crecimiento del cazón pardo *Mustelus henlei* (Gill, 1863) en la región norte del Golfo de California. Tesis de Maestría, CICIMAR, México. 56 p.
- MOLLET, H. F., G. CLIFF, H. L. PRATT & J. D. STEVENS. 2000. Reproductive biology of the female shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1810, with comments on the embryonic development of lamnoids. *Fishery Bulletin* 98: 299-318.
- MUSICK, J. A. 1999. Ecology and conservation of long-lived marine animals. In: Musick, J. A. (Ed.). *Life in the Slow Lane: Ecology and Conservation of Long-Lived Marine Animals*. American Fisheries Society Symposium 23, Bethesda, MD. Pp. 1-10.
- NAKANO, H. & STEVENS J. D. 2008. The biology and ecology of the blue shark, *Prionace glauca*. In: Camhi, M., E. K. Pikitch & E. Babcock (Eds.). *Sharks of the open Ocean*. Blackwell Scientific UK. 536 p.
- NATANSON, L., J. CASEY & N. KOHLER. 1995. Age and growth estimates for the dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, in the Western North Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin* 93: 116-126.
- OSHITANI, S., H. NAKANO & S. TANAKA. 2003. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the Pacific ocean. *Fisheries Research* 69: 456-464.
- PÉREZ-JIMÉNEZ, J. C., O. SOSA-NISHIZAKI, E. FURLONG-ESTRADA, D. CORRO-ESPINOZA, A. VENEGAS-HERRERA & O. V. BARRAGÁN-CUENCAS. 2005. Artisanal shark fishery at "TresMarías" islands and Isabel island in the central Mexican Pacific. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 35: 333-343.
- PÉREZ-JIMÉNEZ, J. C. & O. SOSA-NISHIZAKI. 2010. Determining reproductive parameters for population assessments of two smoothhounds (*Mustelus californicus* and *Mustelus lunulatus*) from the northern Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science* 86 (1): 3-13.
- PORRAS, G. 1997. Contribución al conocimiento de la biología y pesquería del tiburón punta de zapato, *Nasolamia velox*, capturado por la pesca artesanal en el Pacífico de Guatemala. Problema Especial. Guatemala, CEMA-USAC/DIGESEPE-DITEPESCA. 38 p.
- PUNT, A. E. & A. D. SMITH. 1999. Management of long-lived marine resources: A comparison of feedback-control management procedures. In: Musick, J.A. (Ed.). *Life in the Slow Lane: Management of Long-Lived Marine Resources: A Comparison of Feedback-Control Management Procedures*. American Fisheries Society Symposium 23, Bethesda, MD. Pp. 243-265.
- RANDALL, J. E. 1977. Contribution to the biology of the whitetip reef shark. *Pacific Science* 31 (2):143-64.
- RIBOT-CARBALLAL, M. C., F. GALVÁN-MAGAÑA & C. QUIÑÓNEZ-VELÁZQUEZ. 2005. Age and growth of the shortfin mako shark, *Isurus oxyrinchus*, from the western coast of Baja California Sur, Mexico. *Fisheries Research* 76: 14-21.
- RÍOS-JARA, E. 2006. Biodiversidad de moluscos marinos de la costa de Jalisco y Colima, con anotaciones sobre su aprovechamiento en la región. In: Jiménez-Quiroz, M. C & E. Espino-Barr (Eds.). Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán. INP, SAGARPA, México. 622 p.
- SÁNCHEZ-DE ITA, J. A., C. QUIÑÓNEZ-VELÁZQUEZ, F. GALVÁN-MAGAÑA, N. BOCA-NEGRA-CASTILLO & R. FÉLIX-URAGA. 2010. Age and growth of the silky shark, *Carcharhinus falciformis* from the west coast of Baja California Sur, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* 27: 20-24.
- SAGARPA (SECRETARÍA DE AGRICULTURA GANADERÍA DESARROLLO RURAL, PESCA Y ALIMENTACIÓN). 2010. Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura, México D. F. *Base de datos anuario 2008-Preliminar*. Disponible en línea: <http://www.conapesca.sagarpa.com.mx> (Consultado en 2010).
- SÁNCHEZ-DE ITA, J. A., C. QUIÑÓNEZ-VELÁZQUEZ, F. GALVÁN-MAGAÑA, N. BOCA-NEGRA-CASTILLO & R. FÉLIX-URAGA. 2010. Age and growth of the silky shark, *Carcharhinus falciformis* on the Northwest of Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* 27 (1): 20-24.

- SAUCEDO-BARRÓN, C. J. 1982. El tiburón: contribución al estudio de la pesquería en la zona sur de Sinaloa, México. *Ciencias del Mar*, Universidad Autónoma de Sinaloa. *Época* 1 (4): 14-29.
- SIMPENDORFER, C. A. 2005. Demographic models: life tables, matrix models and rebound potential. *In*: Musick, J. A. & R. Bonfil (Eds.). *Management Techniques for Elasmobranch Fisheries*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia. pp. 143-153.
- SMITH, S. E., D. AU, & C. SHOW. 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research* 49: 663-678.
- SMITH, W. D., J. J. BIZZARRO & G. M. CAILLIET. 2009. The artisanal elasmobranch fishery on the east coast of Baja California, Mexico: Characteristics and management considerations. *Ciencias Marinas* 35 (2): 209-236.
- SORIANO-VELÁSQUEZ, S. R., C. E. RAMÍREZ-SANTIAGO, N. VÁZQUEZ-GÓMEZ, P. A. ULLOA-RAMÍREZ, R. M. HERNÁNDEZ-DÍAZ, C. SOLÍS-GIL, M. L. FIGUEROA-NÚÑEZ, D. M. RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ & D. PRECIADO-GIL. 2005. Diagnóstico de la pesquería artesanal de tiburones en la Cruz de Huanacaxtle, Bahía de Banderas, Nayarit, México. *Informe técnico*. Instituto Nacional de la Pesca, México. 44 p.
- STEVENS, J. D. & J. M. LYLE. 1989. Biology of three hammerhead sharks (*Eusphyr a blochii*, *Sphyrna mokarran* and *S. lewini*) from northern Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 40: 129-146.
- STEVENS, J. D. 1999. Variable resilience to fishing pressure in two sharks: the significance of different ecological and life history parameters. *In*: Musick, J.A. (Ed.). *Life in the slow lane: Ecology and conservation of long-lived marine animals*. American Fisheries Society Symposium 23. pp. 11-15
- STOBUTZKI, I. C., M. J. MILLER, D. S. HEALES & D. T. BREWER. 2002. Sustainability of elasmobranchs caught as bycatch in a tropical prawn (shrimp) trawl fishery. *Fishery Bulletin* 100: 800-821.
- STRIDE, R. K., V. S. BATISTA & L. A. RAPOSO. 1992. Pesca experimental de tubarão com redes de emalhar no litoral maranhense. Projeto desenvolvimento da pesca artesanal marinha do Maranhão. *ODA/FI-NEP/UFMA*, São Luís, Vol. III, 160 p.
- TOVAR-ÁVILA J., T. I. WALKER & R. W. DAY. 2007. Reproduction of *Heterodontus portusjacksoni* in Victoria, Australia: eastern population. *Marine and Freshwater Research* 58: 956-965.
- TOVAR-ÁVILA, J., J. L. PATIÑO-VALENCIA, E. ZÁRATE-BECERRA, P. A. ULLOA-RAMÍREZ, S. HERNÁNDEZ-VENTURA, J. RENTERÍA-BRAVO, D. A. PRECIADO-ROBLES-GIL, R. GALLEGOS-CAMACHO, J. L. DÁVILA-SANTOS, J. L. HERNÁNDEZ-CORONA & L. I. LÓPEZ-GARCÍA. 2009. Investigación biológico-pesquera de tiburón en el estado de Nayarit. Informe final de investigación 2008. INAPESCA-SAGARPA, México. 47 p.
- TOVAR-ÁVILA, J., R. W. DAY & T. I. WALKER. 2010. Using rapid assessment and demographic methods to evaluate the effects of fishing on *Heterodontus portusjacksoni* off far-eastern Victoria, Australia. *Journal of Fish Biology* 77 (7): 1568-1578.
- TOVAR-ÁVILA J., M. E. ZÁRATE-BECERRA, J. L. PATIÑO-VALENCIA, Y. GREEN-RUIZ, P. TOLEDO-DÍAZ RUBÍN, F. J. DE LA CRUZ-GONZÁLEZ, M. R. TORRES-HERREIRA, B. ESPINOSA-PARTIDA, P. A. ULLOA-RAMÍREZ, E. FURLONG-ESTRADA, L. F. MONDRAGÓN-SÁNCHEZ, D. PRECIADO-ROBLES GIL, J. L. HERNÁNDEZ-CORONA & M. BRACCINI. 2011. Análisis integral de la pesquería de tiburón en Nayarit. Informe de Investigación. INAPESCA, México. 86 p.
- VÉLEZ-MARÍN, R. & J. F. MÁRQUEZ-FARIAS. 2009. Distribution and size of the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the Mexican Pacific Ocean. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 4 (4): 490-499.
- WALKER, T. I. 1998. Can shark resources be harvested sustainably?: a question revisited with a review of shark fisheries. *Marine and Freshwater Research* 49 (7): 553-572.
- WALKER, T. I. 2005. Management measurements. *In*: Musick, J. A. & R. Bonfil (Eds.). *Management techniques for elasmobranch fisheries*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia. pp. 216-242.
- WALKER, T. I. 2007. The state of research on chondrichthyan fishes. *Marine and Freshwater Research* 58: 1-3.
- WALTER, J. P. & D. A. EBERT. 1991. Preliminary estimates of age of the bronze whaler *Carcharhinus brachyurus* (Chondrichthyes: Carcharhinidae) from southern Africa, with a review of some life history parameters. *South African Journal of Marine Science* 10: 37-44.
- WHITE, W. T., P. R. LAST, J. D. STEVENS, G. K. YEARSLEY, FAHMI & DHARMADI. 2006. Economically Important Sharks and Rays of Indonesia. *ACIAR Publishing*, Canberra, 329 p.
- WHITNEY, N. & G. CROW. 2007. Reproductive biology of the tiger shark (*Galeocerdo cuvier*) in Hawaii. *Marine Biology* 151 (1): 63-70.

Recibido: 9 de julio de 2012.

Aceptado: 18 de junio de 2013.