



THE
PEW
ENVIRONMENT GROUP

SERIE OCEAN SCIENCE

Tiburones

El estado de la ciencia



Resumen ejecutivo

Debido a sus características biológicas, los tiburones son particularmente vulnerables a la sobrepesca: crecen lento, maduran sexualmente a una edad tardía y producen pocas crías. Por ello, un gran número de sus especies se encuentran o bien amenazados o en peligro de extinción.

Una revisión de la literatura científica más reciente sobre la cantidad de tiburones que mueren al año, las causas de su mortalidad y el estado de la especie en todo el mundo arroja los siguientes puntos clave:

- Millones de tiburones son exterminados todos los años para abastecer el mercado de las aletas. En 2000, por ejemplo, entre 26 millones y 73 millones fueron muertos con este fin, cifra que corresponde a entre 1,21 millones y 2,29 millones de toneladas de tiburón.
- En todo el mundo hay pesquerías comerciales dirigidas a los tiburones. Las especies se cazan principalmente para extraer la aleta y la carne, pero también son motivo de interés los cartílagos, el hígado y la piel.
- Las cifras más altas de desembarques informados de tiburón se registran en: Indonesia, India, provincia china de Taiwán, España y México.
- La pesca incidental del tiburón se informa frecuentemente en las pesquerías pelágicas con palangre destinada al atún y al pez espada, con cifras que pueden llegar hasta el 25% de la captura total. Se considera que este tipo de pesca es la principal fuente de mortalidad de muchas especies de tiburones en todo el mundo.
- Los tiburones azules componen una parte especialmente grande de la pesca incidental del tiburón en las pesquerías pelágicas (entre 47% y 92%).
- El valor de las aletas de tiburón ha aumentado a la par con el crecimiento económico de Asia (específicamente el de China) y este incremento es un factor preponderante en la explotación comercial del tiburón.
- Según algunos informes, las poblaciones de tiburones pueden haberse reducido en hasta 70%-80% en todo el mundo. Algunas especies, como el tiburón sardinero del Atlántico noroccidental y el mielga, también conocido como tollo de cachos, en el Atlántico nororiental, han disminuido en hasta 90%.
- La eliminación de los grandes tiburones puede afectar negativamente a ecosistemas completos permitiendo, por ejemplo, que aumente la abundancia de sus presas (menos tiburones comen menor cantidad) o influyendo a través de medios no letales, como cambios conductuales en el uso del hábitat, el nivel de actividades y la dieta de las presas.
- Los tiburones vivos tienen considerable valor para el ecoturismo marino (entre ellos buceo deportivo, alimentación y avistamiento), actividades que son normalmente más sostenibles y valiosas que la captura individual del pez por parte de las pesquerías. Por ejemplo, se calcula que el turismo de tiburones ballena tiene un valor mundial de alrededor de US\$47.500 millones.

Tiburones

El estado de la ciencia

Alexia C. Morgan, Ph.D.*

Introducción

Según la bibliografía más reciente, el tamaño de las poblaciones de varias especies de tiburones ha disminuido drásticamente en todo el mundo. Los tiburones son sensibles a la sobrepesca a causa de las características de su ciclo vital: crecimiento lento, maduración tardía y pocas crías (Cortés 2002; Heppell *et al.* 1999). De acuerdo con la Lista Roja compilada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), 17% de las especies de tiburones y rayas evaluadas (de un total de 1.045 especies evaluadas) están amenazadas (11% vulnerables, 4% en peligro y 2% en peligro crítico), 13% casi amenazadas, 23% preocupación menor y 47% datos insuficientes (Camhi *et al.* 2009).

Es más difícil determinar el estado de cada especie por separado debido a la escasez de datos históricos sobre las operaciones, las capturas, los desembarques y los descartes por especie en las pesquerías comerciales (Anderson 1990; Stevens *et al.* 2000; Bonfil 2005; Camhi *et al.* 2009). Los tiburones son tanto el objetivo de la captura como las víctimas incidentales en todos los océanos del mundo y en las pesquerías que incluyen palangres pelágicos y de fondo, redes de deriva, de enmalle fijas y de arrastre (Gilman *et al.* 2008; Camhi *et al.* 2009; Morgan *et al.* 2009). El primer blanco en la pesca de esta especie son las aletas, pero también despiertan interés la carne, el cartílago y el aceite (Vannuccini 1999). Un estudio del comercio mundial de aletas de tiburón estimó que en 2000, se mataron alrededor de 26 millones a 73 millones de tiburones para abastecer este mercado (Clarke *et al.* 2006a). Los modelos de ecosistema y algunos estudios en terreno sugieren que la remoción de estos superpredadores podría afectar negativamente los ecosistemas marinos (Stevens *et al.* 2000; Bascompte *et al.* 2005; Myers *et al.* 2007; Polovina *et al.* 2009). Este documento ofrece un resumen de la actual literatura científica sobre el número de tiburones exterminados al año, las fuerzas que explican esta mortalidad, el estado de las especies de tiburones en el mundo y qué sucede en los ecosistemas una vez que se eliminan los depredadores de gran tamaño.

¿Cuántos tiburones se exterminan todos los años?

Un estudio cuantitativo del mercado de aletas de Hong Kong realizado recientemente descubrió que la cantidad de tiburones muertos en 2000 para abastecer este comercio alcanza a entre 26 millones y 73 millones, cifras que corresponden a entre 1,21 millones y 2,29 millones de toneladas (Clarke *et al.* 2006a). Se trata del único cálculo global de la captura mundial de tiburones para un período determinado (frente a otras estimaciones que no se basan en conjuntos de datos reales) y supera tres a cuatro veces las estimaciones coincidentes de los datos de producción de capturas (volumen de desembarques de tiburones por país de captura, especie y año para todos los fines: comerciales, industriales, recreacionales y de subsistencia) compilados por la Organización de las Naciones Unidas para Agricultura y la Alimentación (FAO) (Clarke *et al.* 2006a). La disparidad entre estos cálculos probablemente se debe a que la FAO sólo tiene acceso a los registros de desembarcos (es decir, un tiburón se descarga de un barco pesquero a otro o en una localidad/instalación costera, puerto, muelle, etc.) y no cuenta con datos sobre tiburones que no se registran, que se registran en otras categorías o que se descartan en el mar (Clarke *et al.* 2006a). En efecto, Clarke *et al.* (2006a) menciona que su documento puede haber subestimado las capturas mundiales de tiburón, particularmente en Asia (por ejemplo Japón y la provincia china de Taiwán) porque el análisis puede no haber considerado los desembarques y eliminación de tiburones enteros en el mar. Por ejemplo, Bonfil (1995) calcula que entre fines de la década de los ochentas y principios de los noventa, todos los años se capturaban unas 300.000 toneladas de tiburón de manera incidental y que, por lo tanto, no eran informados ni considerados en los cálculos sobre mortalidad en la pesca. Las cifras más altas de desembarques informados de tiburón provienen de: Indonesia, India, provincia china de Taiwán, España y México. Juntos, dieron cuenta del 42% de los desembarcos en 2007 (Camhi *et al.* 2009).

Los tiburones azules (*Prionace glauca*) son la especie con mayor presencia (17%) en el mercado de las aletas de Hong Kong y la representación de esta especie en el comercio de aletas en el año 2000 se calcula en unos 11 millones (con un rango de entre 5

* alexia.morgan2@gmail.com

Los tiburones son particularmente vulnerables a la sobrepesca debido a su lento crecimiento, madurez sexual tardía y pocas crías

millones y 16 millones) (Clarke *et al.* 2006a). El tiburón marrajo (*Isurus oxyrinchus*), tiburón sedoso (*Carcharhinus alcaiformis*), tiburón gris (*C. plumbeus*), tiburón toro (*C. leucas*), tiburón martillo (*Sphyrna spp.*) y tiburón zorro (*Alopias spp.*) representan entre el 2% y el 6% en ese mercado (Clarke *et al.* 2006b).

Las causas más importantes de la mortalidad de los tiburones

Pesca comercial del tiburón

En todo el mundo existen pesquerías comerciales de tiburones. Las especies son perseguidas principalmente por las aletas y la carne, pero también son motivo de interés los cartílagos, el hígado y la piel (Vannuccini 1999). Algunos colapsos bien documentados de las pesquerías dirigidas al tiburón (donde la especie es el objetivo principal) incluyen los siguientes:

- el tiburón mielga (*Squalus acanthias*) en las costas de British Columbia (Ketchen 1986) y el Mar del Norte (Hoff y Musick 1990; Holden 1968),
- el cazón (*Galeorhinus galeus*) en las costas de Australia (Olsen 1959) y de California (Ripley 1946),
- el tiburón sardinero o marrajo sardinero (*Lamna nasus*) en el Atlántico Norte (Campana *et al.* 2008; Campana *et al.* 2001; Anderson 1990),
- el tiburón arenoso (*C. obscurus*) en el Atlántico Noroccidental (Servicio Nacional de Pesquerías Marinas 2006; Cortés *et al.* 2006).

Las pesquerías dirigidas específicamente a los tiburones se caracterizan normalmente por un patrón de “auge y caída”: al alto nivel de capturas iniciales le sigue una rápida reducción, con una especie que tarda mucho en recuperarse una vez que se restringe la pesca. En el sureste de Estados Unidos, el principal arte de pesca para cazar tiburones costeros es el palangre de fondo (Morgan *et al.* 2009; Hale y Carlson 2007). Las pesquerías con redes de enmalle también apuntan a los tiburones en esas costas, pero en mucho menor medida (Passerotti y Carlson 2009). Históricamente, los palangreros de fondo se concentraban sobre todo en el tiburón gris y el tiburón aletinegro o macuira (*C. limbatus*), mientras que éstos últimos eran la presa favorita de las redes de enmalle, si bien ambos sistemas capturan otras muchas especies de tiburones (Morgan *et al.* 2009; Passerotti y Carlson 2009). Sin embargo y luego de que el número de varias especies disminuyera abruptamente, las recientes modificaciones al Plan de Manejo Consolidado de Pesquerías de Especies Altamente Migratorias del Atlántico ordenaron la drástica reducción de la pesca dirigida al tiburón en el Atlántico de Estados Unidos, (Servicio Nacional de Pesquerías Marinas 2007a).

En el Atlántico nororiental, los palangreros franceses y españoles se dirigen al tiburón sardinero y otras especies pelágicas (Clarke *et al.* 2008). En las aguas canadienses del Atlántico noroccidental, existen pesquerías que apuntan al tiburón sardinero (Campana

et al. 2008) y al marrajo (Wallace *et al.* 2009). En las aguas del Pacífico de Canadá también se llevan a cabo operaciones palangreras dirigidas al tiburón mielga (Wallace *et al.* 2009). En las costas de Washington, Oregon y California, las pesquerías de redes de enmalle también capturan tiburones zorro (*A. vulpinus*) y marrajos (Consejo de Gestión de las Pesquerías del Pacífico, 2008).

Una pesquería demersal de redes de enmalle en las aguas suroccidentales de Australia apunta a juveniles de tiburones arenosos (Simpfendorfer 1999a y b; Simpfendorfer y Donohue 1998; Heald 1987), tiburones arenosos y musola austral o gummies (*Mustelus antarcticus*) (McAuley y Simpfendorfer 2003; Punt *et al.* 2000). En Nueva Gales del Sur, los grandes tiburones (gris, arenoso, aletinegro [*C. brevipinna*], por ejemplo) son objetivos de las pesquerías oceánicas de línea y trampa (Macbeth *et al.* 2009). Nueva Zelanda cuenta con operaciones dirigidas a la musola neolandesa (*M. lenticulatus*) y al tolo (Ministerio de Pesca de Nueva Zelanda 2008). En México, los pescadores usan diversos tipos de aparejos, entre ellos palangres y redes de enmalle de fondo y superficie, para capturar tiburones costeros grandes y pequeños (Holts *et al.* 1998; Pérez-Jiménez *et al.* 2005). En el estado de Sonora, por ejemplo, los desembarques de las pesquerías artesanales de tiburones o rayas con redes de enmalle de fondo normalmente se componen de especies pequeñas como el *Mustelus spp.* (Bizzaro *et al.* 2009). El tiburón martillo o cornuda cruz (*S. zygaena*) y los tiburones sedoso y azul componen la mayor parte de la pesca de una aldea costera, La Cruz de Huanacaxtle, mientras que el tiburón martillo o cornuda roja (*S. lewini*) y el tiburón hocicudo del Pacífico (*Rhizoprionodon longurio*) eran la pesca más abundante en la Isla Isabel del Pacífico central de México (Pérez-Jiménez *et al.* 2005). Los pescadores de estas zonas usan una combinación de palangres y redes de deriva y de enmalle de fondo (Pérez-Jiménez *et al.* 2005). Aunque tanto éstas como otras pesquerías dirigidas al tiburón están bien documentadas, existen muchas otras en todo el mundo sobre las que poco o nada se sabe. Desgraciadamente, muchas de estas operaciones funcionan en el Indo-Pacífico, donde existe gran biodiversidad y endemismo de tiburones, lo que significa que muchos de ellos –poco conocidos y de ámbito restringido– pueden enfrentar peligro de extinción biológica. Por ejemplo, India e Indonesia son dos de los principales países donde se pescan tiburones (en términos de desembarques), pero existe muy poca información sobre las especies que componen estas pesquerías (Camhi *et al.* 2009). Los pescadores de Maldivas usan palangres para apuntar a los tiburones y capturan, principalmente, tiburones sedoso (Anderson y Waheed 1990). Las pesquerías dirigidas al tiburón de Omán están bien establecidas, pero sólo hace poco se han descrito en un estudio público (Henderson *et al.* 2007). Los pescadores artesanales usan palangres, redes de enmalle de fondo y redes de deriva para capturar una variedad de

especies, entre ellas el tiburón lechoso (*R. acutus*), el cazón de anteojos (*Iago omanensis*) y el tiburón de cola manchada (*C. sorrah*) (Henderson *et al.* 2007). McVean *et al.* (2006) estudiaron las pesquerías dirigidas al tiburón en dos aldeas de Madagascar y determinaron que en las capturas había representadas 13 especies de tiburones, principalmente martillos. Se necesitan otros estudios como éste sobre pesquerías dirigidas al tiburón no documentadas aún, de manera que los científicos y las autoridades puedan comprender cabalmente el impacto de la pesca comercial en las poblaciones de esta especie en todo el mundo.

La pesca incidental del tiburón

La pesca incidental se puede definir como aquella parte de la captura que no constituye la especie objetivo y que podría ser retenida y desembarcada para su posterior venta. Sin embargo, la pesca incidental normalmente se descarta muerta o se libera al mar. Los altos niveles de captura incidental del tiburón son un gran problema para los pescadores debido a la pérdida de ingresos a causa de la depredación, el daño a los aparejos, los riesgos para la tripulación durante la manipulación de estas especies en cubierta y el tiempo que se pierde en sacar a los tiburones de los aparejos (Gilman *et al.* 2008).

El tamaño de la pesca incidental del tiburón varía según las pesquerías y suele depender de las artes utilizadas y de los lugares de pesca (Gilman *et al.* 2008). Se han informado altos niveles en varias pesquerías pelágicas de palangres que se ocupan del atún y el pez espada (*Xiphias gladius*) (Gilman *et al.* 2008; Mandelman *et al.* 2008; Bailey *et al.* 1996; Herber and McCoy 1997). Este tipo de captura incidental se considera una de las principales causas de mortalidad entre las especies de tiburones del todo el mundo (Mandelman *et al.* 2008; Gilman *et al.* 2007). En general, los niveles más altos se han detectado en los palangres pelágicos de superficie y en aquellos que usan reinales de acero o calamares como carnada (Gilman *et al.* 2008). En el caso de las pesquerías pelágicas de palangres, los tiburones pueden llegar a constituir más de una cuarta parte de la captura total (objetivo e incidental) y también del total de la pesca incidental. Por ejemplo, en el Pacífico Occidental, los tiburones constituyen la mayor parte de la captura incidental (27%) (Bailey *et al.* 1996) y el 18% en las pesquerías pelágicas de palangre (Herber y McCoy 1997). La especie dio cuenta de la cuarta parte de la pesca incidental en las pesquerías pelágicas de palangre dirigidas al atún y al pez espada en Estados Unidos entre 1992 y 2003 (Abercrombie *et al.* 2005). En las pesquerías pelágicas de palangre en las costas surorientales de Estados Unidos, los tiburones representaron el 15% de la pesca total entre 1992 y 2000 (Beerkircher *et al.* 2002). En las pesquerías australianas con palangre del atún y el marlín y en las pesquerías palangreras del atún de Fiji, los tiburones constituían más del 25% de la captura total en 1999; en la pesquería con palangre del pez espada en Hawái,

la especie representó el 32% de la pesca (Gilman *et al.* 2008). Entre 1998 y 2005, los tiburones constituyeron el 16% de la pesca total en la pesquería palangrera de Sudáfrica (Gilman *et al.* 2008). Un estudio de Morgan *et al.* (2010) determinó que más del 90% de la pesca incidental total observada en la pesquería con palangre de fondo en Estados Unidos dirigida a los grandes tiburones costeros (gris y aletinegro) estaba compuesta por otras especies de tiburones.

En aguas portuguesas, se capturaron tiburones de manera incidental en las redes de arrastre (Monteiro *et al.* 2001), palangres pelágicos para merluzas (Erzini *et al.* 2001), redes de trasmallo y pesquerías semi-pelágicas con palangre (Coelho *et al.* 2005). Los tiburones representaban el 33% de la pesca total en las pesquerías semi-pelágicas, y de esa cifra, el 68% se descartó en el mar (Coelho *et al.* 2005). También se ha informado que los tiburones constituyen una parte de la pesca incidental en la pesquería del rape con redes de enmalle en aguas del sur del Brasil (Perez y Wahrlich 2005), en las pesquerías de arrastre del camarón en el Golfo de México (Shepherd y Myers 2005; Martinez y Nance 1993), las pesquerías de arrastre del langostino en el norte de Australia (Stobutzki *et al.* 2002) y en las pesquerías de arrastre industriales en las costas noroccidentales de África (Zeeberg *et al.* 2006). Puesto que los tiburones azules se distribuyen, en general, en la zona pelágica y son muy abundantes, la especie constituye una fracción especialmente abultada de la pesca incidental del tiburón en las pesquerías pelágicas (Nakano y Seki 2003). Por ejemplo, los tiburones azules representan el 50% de la captura incidental en las pesquerías pelágicas con palangre dirigidas al atún y al pez en Canadá (Smith 2001); el 47% de la pesca total de tiburones en las pesquerías con palangre australianas cuya especie objetivo es el atún y el marlín; el 82% del total de tiburones capturados en las pesquerías con palangre destinadas al atún en Hawái; el 92% del total de tiburones víctimas de las pesquerías con palangre del pez espada en Hawái; más del 70% del total de capturas de tiburones en la pesquería con palangre de Japón; y el 69% del total de tiburones capturados en las pesquerías con palangre del atún y el pez espada de Sudáfrica (Gilman *et al.* 2008). En contraste, el tiburón sedoso predomina en cifras (31,4%) entre las especies de tiburones de las pesquerías pelágicas de palangre en las aguas surorientales de Estados Unidos, seguido del tiburón arenoso (14,7%), nocturno (*C. signatus*) (12,4%) y azul (9,4%) (Beerkircher *et al.* 2002).

Pesca deportiva dirigida

Las pesquerías deportivas que apuntan al tiburón también son bastante comunes en muchos lugares, especialmente en Estados Unidos, Australia, Nueva Zelanda y el Reino Unido (Babcock 2008). Los tiburones azules son un componente principal de este tipo de pesca en todo el Atlántico Norte y hay otras especies pelágicas, como los tiburones marrajo, sardinero y los tiburones zorros que también son materia de interés

Un estudio reciente estima que hasta 73 millones de tiburones han muerto para abastecer el comercio internacional; las capturas reales pueden ser mucho mayores

Los tiburones se capturan por sus aletas y carne, pero también por sus cartílagos, hígado y piel

entre los pescadores (Camhi *et al.* 2009). Por ejemplo, en aguas irlandesas, los tiburones azules se consideran una de las presas marinas más grandes y valiosas de la pesca recreativa (Fitzmaurice y Green 2000; Crumme y *et al.* 1991) y en aguas canadienses, constituyen el 99% del desembarco de tiburones en el marco de torneos de pesca deportiva (Campana *et al.* 2005). Los pescadores también van detrás de tiburones azules en las costas suroccidentales de Inglaterra desde la década de los cincuenta (Clarke *et al.* 2008). El tiburón marrajo, azul y zorro normalmente se captura en las pesquerías deportivas de la costa este de Estados Unidos (Babcock y Skomal 2008). En la provincia Sudafricana de KwaZulu-Natal, las especies más populares eran los tiburones areneros y lechosos (26% y 18%, respectivamente) durante las competencias de pesca recreativa que se llevaron a cabo en las costas entre 1977 y 2000 (Pradervand *et al.* 2007). En esta región también se informa la pesca deportiva de tiburones toro (McCord y Lamberth 2009), areneros y escalandrún (*Carcharias taurus*) (Dicken *et al.* 2006). En las pesquerías recreativas de Nueva Zelanda se capturan tiburones mielga, cazón, rig, marrajo y azules (Francis 1998).

Las fuerzas que motivan la pesca del tiburón

Carne

La carne de tiburón, utilizada como alimento en las zonas costeras durante miles de años (Vannuccini 1999), ha aumentado su popularidad (Gilman *et al.* 2007), pero su valor económico es inferior al de las aletas o a la carne de otras especies de peces pelágicos más conocidos, como el atún o el pez espada (Anak 2002). Por ejemplo, las exportaciones de aletas de tiburón de Estados Unidos en 2006 alcanzaron el valor de US\$93,68 por kilo, en comparación con la carne de tiburón fresca y congelada (US\$2,09 por kilo y US\$1,94 por kilo, respectivamente) (Servicio Nacional de Pesquerías Marinas, 2009). La carne de tiburón es más difícil de procesar que aquella de la mayoría de las especies de peces debido a su alto contenido de urea (Vannuccini 1999), lo que también le resta potencial comercial en muchas áreas. Sin embargo, los tiburones marrajo, zorro y sardinero se consideran especies muy valoradas por su carne en los mercados europeos y norteamericanos y para el sashimi en Asia (Vannuccini 1999). Muchas especies más pequeñas, como el tiburón mielga, se usan también comúnmente como alimento (Vannuccini 1999; Ketchen 1986). Algunas especies de tiburones, como el tiburón azul y martillo, se buscan específicamente por sus aletas debido a la mala calidad de su carne (Vannuccini 1999).

Aletas

El valor de las aletas de tiburón ha aumentado recientemente a la par con el crecimiento económico de China. Este crecimiento es un factor preponderante en la explotación comercial de los tiburones en el mundo

entero (Clarke *et al.* 2007; Clarke *et al.* 2004a). En China, la compra y venta de este producto responde a factores económicos, tradicionales y culturales (Clarke *et al.* 2004b). Las aletas se pueden vender en diversos formatos: mojadadas, crudas, semi-preparadas, completamente preparadas, en redes y listas para comer. (Verlecar *et al.* 2007). Se clasifican por tipo, tamaño y color, y cada factor afecta su precio (Verlecar *et al.* 2007). En Hong Kong, las aletas se ordenan en 30 a 45 categorías de mercado (Xiang *et al.* 2005). Según Clarke *et al.* (2006b) y Abercrombie *et al.* (2005), varias de estas categorías coinciden con especies particulares de tiburones, lo que sugiere que se podrían obtener datos específicos por especie si se fiscalizara el comercio en cada una de estas categorías. Chapman *et al.* (2009) demostró que era posible hacer un rastreo del ADN de las aletas del tiburón martillo o cornuda roja transadas el mercado de Hong Kong hasta su población de origen, técnica que podría usarse en el futuro para obtener datos sobre comercio, específicos por región y especie. Entre 1985 y 1998, Hong Kong y Taiwán, Provincia de China aumentaron en más de 214% y 42%, respectivamente, sus importaciones de aletas de tiburón (FAO, 2001; Vannuccini 1999); y entre 1991 y 2000, el comercio de este producto en el mercado chino creció en 6% al año (Clarke 2004b). Las aletas de tiburón se consideran uno de los productos comestibles de mayor valor en el mundo (Fong y Anderson 2002), con precios que llegan hasta los US\$700 por kilo (Clarke 2004b). Un pequeño número de centros de comercio en Asia da cuenta de la mayoría de las fuentes mundiales de aletas de tiburón (Clarke 2004b). El valor del comercio mundial del producto se ha calculado, como mínimo, en US\$400 millones a US\$550 millones por año (Clarke *et al.* 2007). El “aleteo” –la práctica de cortar la aleta y descartar el cuerpo del tiburón– no es sinónimo con comercio de aletas de tiburón, ya que se trata de una práctica ilegal en varios países, entre ellos en Estados Unidos, Sudáfrica, Brasil, Costa Rica y los países de la Unión Europea (Fowler *et al.* 2005). Varias organizaciones regionales de manejo de pesca (ORP), entre ellas la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (ICCAT, por sus siglas en inglés), la Comisión Interamericana del Atún Tropical y la Comisión del Océano Índico sobre el Atún (Camhi *et al.* 2008), también declararon ilegal al “aleteo”. Esta práctica también está regulada a través de medidas administrativas en Australia y Canadá (Clarke *et al.* 2006a); Nueva Zelanda (Ministerio de Pesca de Nueva Zelanda, 2009) y otros países están considerando prohibiciones similares.

Hong Kong ha reducido en gran medida sus importaciones de aletas de tiburón desde países con restricciones al aleteo (Clarke *et al.* 2007). Por ejemplo, las exportaciones de la Unión Europea cayeron en 30% luego de que se prohibiera la práctica, mientras que las de Estados Unidos se redujeron en 54% después de que Hawái declarara la ilegalidad del aleteo de tiburones (Clarke *et al.* 2007). Sin embargo, los envíos

La pesca incidental de tiburones puede representar hasta 25% de la captura total en pesquerías pelágicas de palangre enfocadas en el atún y el pez espada.

En algunas regiones, las poblaciones de tiburones han disminuido en 90% o más

de aletas desde Estados Unidos a Hong Kong aumentaron levemente después de que entrara en vigor la prohibición del aleteo en 2002 (Clarke *et al.* 2007). Aún no se comprende a cabalidad el efecto de la reglamentación de esta práctica en el comercio global de aletas de tiburón (Clarke *et al.* 2007). Algunas de las variaciones informadas pueden deberse a factores como cambios en la economía, desplazamiento del comercio desde Hong Kong a China continental y comercio clandestino debido al aumento de la fiscalización (Clarke *et al.* 2007). La falta de uniformidad en los reglamentos complica aún más la situación. A medida que se dispone de nuevos datos, será más fácil para los investigadores determinar los efectos de los reglamentos sobre el aleteo en el comercio de aletas de tiburón en general.

Aceite, cartílago y otros productos

Existen investigaciones en curso sobre las propiedades de varios productos del tiburón, entre ellos el cartílago y el aceite de hígado, para combatir enfermedades humanas (Walsh *et al.* 2006; Ostrander *et al.* 2004) y para fines medicinales y de otro tipo. Se ha indagado sobre los efectos anticancerígenos del aceite de hígado en ratones (Hajimoradi *et al.* 2009) y el tratamiento de condiciones que resultan de respuestas inmunológicas deficientes (Lewkowicz *et al.* 2006); como componente de una vacuna para estimular el sistema inmunológico y como tratamiento de algunos tipos de cáncer (Lewkowicz *et al.* 2006); y como tratamiento de infecciones bacterianas, virales y micóticas (Lewkowicz *et al.* 2005). El escualeno, presente en el aceite del hígado de todos los tiburones, se utiliza en muchos productos, inclusive en cosméticos y otros para la salud, y en combustibles para iluminación urbana y la producción de vitamina A (Vannuccini 1999). El escualeno es un adyuvante que estimula el sistema inmune y se usa en diversas vacunas, entre ellas la vacuna contra el virus de la influenza H1N1 (Clark *et al.* 2009) y el paludismo (Saul *et al.* 2005; Fox 2009), y se está usando en ensayos clínicos contra la hepatitis B, el virus de papiloma humano y la tuberculosis (Fox 2009). Además, se ha demostrado que el aceite de hígado de tiburón aleja a las aves marinas de los aparejos de palangre (Pierre y Norden 2006).

El cartílago de tiburón se usa como complemento dietético para apoyar tratamientos contra dolencias articulares (Sim *et al.* 2006). Se ha extraído gelatina de cartílago del tiburón marrajo (Kwak *et al.* 2008) y existen investigaciones que sugieren que el cartílago de tiburón puede ser un buen candidato para estudios sobre terapias anticancerígenas ya que inhibe el crecimiento de los vasos (Walsh *et al.* 2006; Hassan *et al.* 2005). Sin embargo, los resultados son variados pues algunos indica que este producto no tiene efecto alguno en el tratamiento contra el cáncer (Loprinzi *et al.* 2005). Generalmente se cree que los componentes del cartílago de tiburón pueden inhibir la propagación del cáncer pero que los extractos sin refinar no surten efecto (Ostrander *et al.* 2004). Además, la piel de tiburón se usa como cuero (Anak 2002) y alimento

(Vannuccini 1999); los extractos de la sangre de tiburón se han utilizado en anticoagulantes, las córneas se usan en tratamientos médicos (Bonfil 2002), las mandíbulas y dientes se venden como suvenires, el tiburón mielga se usa como espécimen de disección y en general, los tiburones pueden destinarse a harina de pescado y/o como fertilizante (Rose 1996).

¿Cuál es el estado de las poblaciones de tiburones?

Dado los altos niveles de explotación y las características generales de la historia vital de los tiburones (crecimiento lento, madurez tardía y pocas crías), tiene sentido que muchas de sus especies estén en declinación. Dulvy *et al.* (2008) recurrió a las categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN (Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza) (www.iucnredlist.org) para determinar el estado de 21 especies pelágicas de tiburones y rayas que normalmente se capturan en las pesquerías de alta mar. Once se consideran en estado de Amenaza global (En peligro crítico, En peligro o Vulnerable):

- tiburón ballena (*Rhinodon typus*),
- zorro pelágico de mar (*A. pelagicus*),
- tiburón zorro de anteojos (*A. superciliosus*),
- tiburón zorro
- tiburón peregrino (*Cetorhinus maximus*),
- gran tiburón blanco (*Carcharodon carcharias*),
- tiburón marrajo
- marrajo aletiblanco
- tiburón sardinero
- tiburón oceánico aletiblanco

Cinco especies fueron consideradas Casi amenazadas, dos como Preocupación menor y tres como Datos insuficientes. En términos más generales, la Lista Roja de la UICN clasifica al 17% de las especies de tiburones y rayas evaluadas (de un total de 1.045 especies) como Amenazadas (11% Vulnerables, 4% En peligro y 2% En peligro crítico), 13% Casi amenazadas, 23% Preocupación menor y 47% Datos insuficientes (Camhi *et al.* 2009).

Las evaluaciones más recientes del stock y una variedad de estudios realizados en el Océano Atlántico noroccidental han descubierto deterioros en muchas especies de tiburones. Por ejemplo, las poblaciones de tiburón gris han sido agotadas entre 64% y 71% a partir de niveles no explotados (Servicio Nacional de Pesquerías Marinas, 2006), mientras que los tiburones areneros han disminuido en por lo menos 80% desde niveles de población sin explotar (Cortés *et al.* 2006). Ambas especies se consideran sujetas a sobrepesca (Servicio Nacional de Pesquerías Marinas, 2009). En esta región también se ha informado sobre la reducción de tiburones martillo (*S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena*) en aproximadamente 70% desde 1981 (Jiao *et al.* 2009). Hayes *et al.* (2009) determinó que existía una alta probabilidad de que la población de cornuda roja fuera objeto de sobrepesca en 2005 y que su presencia haya disminuido en 83% entre 1981 y 2005.

La eliminación de los tiburones puede afectar negativamente a ecosistemas completos y cadenas alimenticias marinas

Se estima que la población de tiburón limón o de morro negro fue objeto de sobrepesca y llegó al 20% de niveles no explotados en 2005 (Servicio Nacional de Pesquerías Marinas, 2009; Servicio Nacional de Pesquerías Marinas, 2007b). La población de tiburones sardineros parece haber “colapsado” por segunda vez desde 1967 –se encuentra entre 10% y 20% de sus niveles “vírgenes” (Campana *et al.* 2008) y se considera sobreexplotada (Servicio Nacional de Pesquerías Marinas, 2009). Por otra parte, las poblaciones de tiburón marrajo del Atlántico Norte se encuentra en aproximadamente el 50% de sus niveles vírgenes (Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico, 2008) y aparentemente se acercan a un estado de sobrepesca (Servicio Nacional de Pesquerías Marinas, 2009). En el Atlántico nororiental, la población de tiburón mielga es inferior al 10% de sus niveles sin explotar (Consejo Internacional para la Exploración de los Océanos, 2006). También se han informado disminuciones considerables en las tasas de captura de varias especies pelágicas de tiburones (Baum *et al.* 2003; Baum *et al.* 2005; Baum y Myers 2004). Estos estudios sugieren reducciones graves en poblaciones de tiburones martillo, tiburón sedoso, tiburón oceánico aletiblanco (*C. longimanus*) y marrajo de aleta larga (*I. paucus*), entre otros. Otros estudios indica que el tiburón marrajo, el tiburón sedoso, el tiburón oceánico y el tiburón aletiblanco son altamente sensibles a la sobreexplotación con palangres pelágicos (Cortés *et al.* 2008; Simpfendorfer *et al.* 2008).

En el Océano Índico, el análisis de los datos recopilados en el marco del programa de redes de enmalle de protección fuera de las playas de KwaZulu-Natal de Sudáfrica entre 1978 y 2003, reveló caídas significativas en las tasas de captura de tiburón toro, tiburón aletinegro, tiburón martillo y cornuda gigante (*S. mokarran*) (Dudley y Simpfendorfer 2006). La biomasa del tiburón gris capturado en las pesquerías de tiburones de las costas de Australia occidental se considera agotada y se calcula en alrededor de 35% de sus niveles vírgenes (McAuley 2008a). El estado de los tiburones gummy en las pesquerías con palangre y redes de enmalle demersal en Australia occidental se considera aceptable, mientras que las poblaciones de tiburones areneros y grises capturados por estas pesquerías se consideran agotadas y la musola bigotuda (*Furgaleus macki*) se está recuperando (McAuley 2008b). En el Océano Pacífico, las investigaciones realizadas en los atolones de arrecifes de coral al norte de las islas de la Línea (Line Islands) descubrieron que las zonas sin intervención humana (el arrecife Kingman y el atolón Palmyra, por ejemplo) tenían sistemas de arrecifes donde predominaban superpredadores como los tiburones, mientras que en las zonas pobladas (como Tabuaeran y Kiritimati), dominaban pequeños peces que se alimentan de plancton (Sandin *et al.* 2008). Robins *et al.* (2006) y Heupel *et al.* (2009) demostraron que las poblaciones de tiburones de arrecife al interior

de las zonas con gran presión pesquera han disminuido en comparación con aquellas de zonas protegidas de la Gran Barrera de Coral. Aunque se conoce bastante bien el estado de algunas especies de tiburones, aún existe una gran cantidad de especies sobre cuyas poblaciones existe muy poca información. Esta carencia se debe, en gran medida, a deficiencias en las series de datos temporales a largo plazo sobre operaciones de pesca, capturas, desembarques y descartes en las pesquerías comerciales (Anderson 1990; Stevens *et al.* 2000; Bonfil 2005; Camhi *et al.* 2009) y pone de relieve la necesidad de recopilar permanentemente dicha información, separada por especie y región.

¿Qué sucede con un ecosistema cuando ya no existe un superpredador como el tiburón?

Está demostrado que la pérdida de los superpredadores provoca drásticas transformaciones en ecosistemas y comunidades de los reinos marinos y terrestres. Los tiburones son un tipo de superpredador y por lo tanto, son importantes en términos ecológicos para la mayoría de los ecosistemas marinos (Libralato *et al.* 2005), donde se cree desempeñan una importante función en cuanto a mantener la estructura y la función del sistema en general (Piraino *et al.* 2002; Stevens *et al.* 2000). La eliminación de los tiburones puede generar un aumento en la abundancia de presas, lo que podría provocar una seguidilla de efectos indirectos, entre ellos cambios en la abundancia de otros organismos (Baum y Worm 2009; Myers *et al.* 2007; Duffy 2003; Schindler *et al.* 2002).

Los efectos ecológicos de la eliminación de los tiburones puede ser difícil de investigar y cuantificar. Varios estudios han intentado hacerlo a través de la modelación cuantitativa del ecosistema.

Por ejemplo, la modelación de los ecosistemas de los arrecifes de coral del Caribe sugiere que la pérdida de tiburones depredadores grandes puede provocar la pérdida de peces piscívoros grandes, lo que a su vez generaría la disminución de peces herbívoros (Bascompte *et al.* 2005). En el Océano Pacífico Norte, se produjo un aumento de especies de rápido crecimiento y vida corta –dorados (*Coryphaena hippurus*), bramidas (*Taractichthys steindachneri*), escolar (*Lepidocybium flavobrunneum*) y caballa culebra (*Gempylus serpens*)– luego de que la pesca con palangres provocara la disminución de varios superpredadores (tiburones azules y atunes [*Thunnus spp.*]) (Polovina *et al.* 2009). La modelación de un ecosistema en los Bancos de la Fragata Francesa (French Frigate Shoals) demostró que la remoción de los tiburones tigre provocó el aumento de tiburones de arrecife, tortugas y aves marinas, mientras disminuían la presencia del atún y de los carángidos (Stevens *et al.* 2000).

Otros estudios de modelación han examinado series temporales simultáneas de abundancia de tiburones y otros componentes del ecosistema para inferir los efectos de la remoción del tiburón. Myers *et*

Los tiburones vivos tienen considerable valor para el ecoturismo marino.

El valor del buceo con tiburones ballena se estima en unos US\$47,5 millones en todo el mundo

al. (2007) relaciona la disminución en la abundancia de tiburones en las costas del Atlántico noroccidental con el aumento de varias especies de rayas. Los investigadores implicaron a una de ellas, la raya gavián (*Rhinoptera bonasus*), en la disminución del ostión de la bahía debido al aumento en las tasas de depredación (Myers *et al.* 2007). Sugirieron, además, que este efecto en cascada podría eventualmente inhibir la recuperación en la región de las almejas de concha blanda, de concha dura y de las ostras. En un análisis similar de la zona norte del Golfo de México, la pesca de arrastre del camarón parece haber reducido la presencia de tiburones grandes, lo que a su vez redundó en el aumento de tiburones de aguas profundas (tiburón ángel [*Squatina dumeril*] y musola pintada [*M. canis*]) (Shepherd y Myers 2005). Schindler *et al.* (2002) determinaron que la eliminación del tiburón azul debido a la pesca comercial provocó un enorme impacto en la estructura de la cadena alimenticia de la zona pelágica del Océano Pacífico.

Los depredadores como los tiburones también pueden influir en las poblaciones de sus presas causando cambios conductuales (Creel and Christianson 2008), lo que incluye modificaciones en el nivel de actividad, la dieta y el uso del hábitat (Heithaus *et al.* 2007). Estos cambios pueden afectar la forma en que las presas usan los recursos en un determinado ecosistema (Heithaus *et al.* 2007). Se han llevado a cabo investigaciones en terreno sobre los efectos de los cambios no letales en el uso del hábitat, el nivel de actividad o la dieta a partir de la presencia o ausencia de tiburones (Heithaus *et al.* 2007). Por ejemplo, en la bahía Tiburón de Australia, los dugongos (*Dugong dugon*) optimizan sus tácticas de forrajeo y uso del hábitat en base a la presencia de tiburones tigre. Cuando éstos no abundan, los dugongos se mantienen más tiempo buscando algas marinas y permanecen cerca del interior de la bahía (Wirsing *et al.* 2007a; Wirsing *et al.* 2007b). Las tortugas verdes (*Chelonia mydas*) se trasladan a hábitats más seguros donde las algas son menos nutritivas cuando abundan los tiburones tigre (Heithaus *et al.* 2007). Por lo tanto, eliminar a estos tiburones de este ecosistema cambiaría la distribución de las especies herbívoras y su comportamiento de forrajeo, lo que a su vez, podría cambiar la distribución y abundancia de las algas marinas. Es muy probable que los efectos no letales de los tiburones en sus presas sean importantes y generalizados, y como tal, la eliminación de los primeros puede tener enormes efectos en los ecosistemas y comunidades más allá de aquellos que se desprenden de las cadenas tróficas (el efecto en cascada que el cambio en el tamaño de una población ejerce en las poblaciones que están por debajo en la cadena alimenticia). En conjunto, estos hallazgos ilustran la intrincada relación entre tiburones depredadores, sus presas y los ecosistemas que comparten. Los cambios en la abundancia de los tiburones pueden afectar considerablemente los ecosistemas, impactos que en

este momento son impredecibles y a menudo, resultan difíciles de documentar. Por lo tanto, es importante manejar las poblaciones de tiburones de manera tal de reducir la posibilidad de que se generen efectos letales y no letales a partir de su eliminación de comunidades y ecosistemas (Heithaus *et al.* 2008).

¿De qué manera otros sectores, distintos a la pesca, se ven beneficiados por los tiburones?

Los tiburones vivos tienen considerable valor para el ecoturismo marino (por ejemplo, buceo recreativo, alimentación de tiburones y avistamiento desde embarcaciones), actividades que suelen ser bastante más sustentable y lucrativas que la captura individual del pez por parte de las pesquerías (Rodríguez-Dowdell *et al.* 2007; Newman *et al.* 2002). Algunos lugares donde se puede practicar el ecoturismo vinculado a los tiburones son el área de conservación de Bahía de los Ángeles en México (Cheng 2009; Rodríguez-Dowdell *et al.* 2007), Seychelles, en las costas de África oriental (Rowat y Engelhardt 2007; Cheng 2009), Sudáfrica (Hara *et al.* 2003), Filipinas (Newman *et al.* 2002), Phuket, Tailandia (Bennett *et al.* 2003), Maldivas (Anderson y Ahmed 1993), Belice (Graham 2004) y el Parque Marino Ningaloo en el oeste de Australia (Newman *et al.* 2002). En efecto, Carwardine y Watterson (2002) documentaron más de 200 operaciones turísticas de buceo vinculadas con tiburones en todo el mundo.

Aunque el ecoturismo marino se dedica a varias especies de tiburones (Carwardine y Watterson 2002), las más lucrativas son las especies carismáticas de mayor tamaño. Se calcula que el turismo asociado al tiburón ballena, principalmente con buceo recreativo, tiene un valor aproximado de US\$47,5 millones en todo el mundo (Graham 2004). En el Parque Marino de Ningaloo, los visitantes pagaban unos AU\$3.198 cada uno, en 1995, por participar en tours de avistamiento de tiburones ballena y se calculó que el valor total del sector a partir de estos viajes fue de alrededor de AU\$6,4 millones y AU\$12,8 millones entre 1995 y 2000 (Newman *et al.* 2002). Otro estudio descubrió que en 2006, los turistas del parque gastaron AU\$6 millones en tours de avistamiento de tiburones ballena, lo que aportó unos AU\$2 millones a AU\$5 millones a la economía regional (Jones *et al.* 2009). El valor de las visitas a esta especie en Seychelles fue de aproximadamente US\$5 millones durante una temporada de 14 semanas (Rowat y Engelhardt 2007). En Phuket, Bennett *et al.* (2003) estimaron que los tiburones ballena constituían un recurso avaluado en US\$110 millones y según los informes, eran el tercer motivo que explicaba la visita de los buzos a la zona. En Gansbaai, Sudáfrica, los turistas que bucean con tiburones normalmente gastan unos R\$1.000 por día y los operadores de esta actividad ganaron R\$30 millones al año en 2000/2001 (Hara *et al.* 2003), mientras que Belice informó una rentabilidad

de US\$3,7 millones al año a partir del ecoturismo dedicado al tiburón ballena (Graham 2003).

En Australia, el valor de cada tiburón ballena vivo se calcula en AU\$282.000 (Norman y Catlin 2007), mientras que en Belice, la cifra fue de US\$2,09 millones durante toda la vida del tiburón, o US\$34.906 al año (Graham 2004). En Maldivas, se estimó que cada tiburón gris de arrecife (*C. amblyrhynchos*) tenía un valor anual de US\$33.500 en 1993 (Anderson y Ahmed 1993). En 2005, el ecoturismo vinculado con los tiburones ballena en Donsal, Filipinas, creó 300 empleos, incrementó el ingreso anual y generó una rentabilidad económica de alrededor de US\$623.000 (Quiros 2005). Pese a los enormes incentivos económicos relacionados con los tiburones en actividades ecoturísticas, existen varios posibles riesgos a largo plazo para la especie en ausencia de un debido manejo y orientación a los visitantes, entre ellos mortalidad, lesiones, estrés, interrupción de los patrones de alimentación y apareamiento y cambios en los recorridos migratorios (Mau 2008; Quiros 2006).

Conclusión

La explotación de los tiburones en las pesquerías comerciales para conseguir aletas, carne, aceite de hígado, cartílagos y otros productos ha reducido considerablemente el tamaño de las poblaciones de muchas especies en todo el mundo. Aunque el mercado asiático de las aletas aumentó el valor monetario de los tiburones en las pesquerías comerciales, el ecoturismo vinculado a la especie incrementó el valor de los tiburones vivos en muchas partes del mundo. Se ha demostrado que la eliminación de los tiburones de los océanos tiene una variedad de efectos en los ecosistemas, inclusive el aumento de la abundancia de las presas o cambios conductuales. No obstante, aún no se conocen a cabalidad los efectos generales de dicha pérdida debido a dificultades asociadas con este tipo de investigación. Este informe ha proporcionado una visión general de la bibliografía relativa a estos y otros temas y destaca la necesidad de continuar investigando sobre los efectos de la explotación comercial de las poblaciones de tiburones en todo el mundo.

Bibliografía citada

- Abercrombie, D.L., H.A. Balchowsky and A.L. Paine. 2005. 2002 and 2003 annual summary: large pelagic species. NOAA Technical Memorandum NMFS SEFSC-529. [Link](#)
- Aires-da-Silva, A., R.L. Ferreira and J.G. Pereira. 2008. Case study: blue shark catch-rate patterns from the Portuguese swordfish longline fishery in the Azores. In: M.D. Camhi, E.K. Pikitch and E.A. Babcock (Eds.), *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*, pp. 230-235. Blackwell Publishing, Oxford.
- Anak, N.A. 2002. An overview of sharks in world and regional trade. In: S.L. Fowler, T.M. Reed and F.A. Dipper (Eds.), *Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management Proceedings of the International Seminar and Workshop, Sabah, Malaysia, July 1997*, pp. 25-32. IUCN SSC 2002, Gland. [Link](#)
- Anderson, E.D. 1990. Fishery models as applied to elasmobranch fisheries. In: H.L. Pratt, Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi (Eds.), *Elasmobranchs as Living Resources: Advances in the Biology, Ecology, Systematics, and the Status of Fisheries*, pp. 473-484. NOAA Technical Report NMFS 90. [Link](#)
- Anderson, R.C. and A. Waheed. 1990. *Exploratory fishing for large pelagic species in the Maldives*. Bay of Bengal Programme (BOBP), Madras, REP/46. [Link](#)
- Anderson, R.C. and H. Ahmed. 1993. *The Shark Fisheries of the Maldives*. Ministry of Fisheries and Agriculture, Maldives and the U.N. Food and Agriculture Organization, Rome. [Link](#)
- Babcock, E.A. 2008. Recreational fishing for pelagic sharks worldwide. In: M.D. Camhi, E.K. Pikitch and E.A. Babcock (Eds.), *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*, pp. 193-204. Blackwell Publishing, Oxford.
- Babcock, E.A. and G. Skomal. 2008. Indices of blue, mako and thresher shark abundance derived from U.S. Atlantic recreational fishery data. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT 62:1405-1416*. [Link](#)
- Bailey, K., P.G. Williams and D. Itano. 1996. By-catch and discards in western Pacific tuna fisheries: a review of SPC data holdings and literature. *Oceanic Fisheries Programme Technical Report No. 34*. [Link](#)
- Bascompte, J., C.J. Melián and E. Sala. 2005. Interaction strength combinations and the overfishing of a marine food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102:5443-5447. [Link](#)
- Baum, J.K., R.A. Myers, D.G. Kehler, B. Worm, S.J. Hartley and P.A. Doherty. 2003. Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science* 299:389-392. [Link](#)
- Baum, J.K. and R.A. Myers. 2004. Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. *Ecology Letters* 7:135-145. [Link](#)
- Baum, J.K., D. Kehler and R.A. Myers. 2005. Robust estimates of decline for pelagic shark populations in the northwest Atlantic and Gulf of Mexico. *Fisheries* 30:27-30. [Link](#)
- Baum, J.K. and B. Worm. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology* 78:699-714. [Link](#)
- Beerkircher, L. R., E. Cortés and M. Shivji. 2002. Characteristics of shark bycatch observed on pelagic longlines off the southeastern United States, 1992-2000. *Marine Fisheries Review* 64:40-49. [Link](#)
- Bennett, M., P. Dearden and R. Rollins. 2003. The sustainability of dive tourism in Phuket, Thailand. In: H. Landsdown, P. Dearden and W. Neilsen (Eds.), *Communities in SE Asia: Challenges and Responses*, pp. 97-106. Center for Asia Pacific Initiatives, University of Victoria, Victoria.
- Bizzaro, J.J., W.D. Smith, J.F. Márquez-Farías, J. Tyminski and R.E. Hueter. 2009. Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fisheries Research* 97:103-117. [Link](#)
- Bonfil, R. 1995. World bycatches of sharks in high-seas fisheries: appraising the waste of a resource. In: T. Pitcher and Y. Chuenpagdee (Eds.), *Bycatch in Fisheries and their Impact on the Ecosystems* Vol. 2, pp. 41-44. Fisheries Center, University of British Columbia, Vancouver. [Link](#)
- Bonfil, R. 2002. Trends and patterns in world and Asian elasmobranch fisheries. In: S.L. Fowler, T.M. Reed and F.A. Dipper (Eds.), *Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management Proceedings of the International Seminar and Workshop, Sabah, Malaysia, July 1997*, pp. 15-24. IUCN SSC 2002, Gland. [Link](#)

- Bonfil, R. 2005. Fishery stock assessment models and their application to sharks. In: J.A. Musick and R. Bonfil (Eds.), *Management Techniques for Elasmobranch Fisheries*, pp. 154-181. FAO Fisheries Technical Paper 474, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. [Link](#)
- Burgess, G.H., L.R. Beerkircher, G.M. Cailliet, J.K. Carlson, E. Corte, K.J. Goldman, R.D. Grubbs, J.A. Musick, M.K. Musyl and C.A. Simpfendorfer. 2005. Is the collapse of shark populations in the Northwest Atlantic Ocean and Gulf of Mexico real? *Fisheries* 30:19-26. [Link](#)
- Camhi, M.D., E.K. Pikitch and E.A. Babcock. 2008. *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. Blackwell Publishing, Oxford, UK. [Link](#)
- Camhi, M.D., S.V. Valenti, S.V. Fordham, S.I. Fowler and C. Gibson. 2009. *The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List Workshop*. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group, Newbury. [Link](#)
- Campana, S., I. Marks, W. Joyce and S. Harley. 2001. Analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) population in the northwest Atlantic with estimates of long-term sustainable yield. *Canadian Science Advisory Secretariat Research Document* 2001/067.
- Campana, S.E., L. Marks and W. Joyce. 2004. The biology and fishery of shortfin mako sharks (*Isurus oxyrinchus*) in Atlantic Canadian waters. *Fisheries Research* 73:341-352. [Link](#)
- Campana, S.E., L. Marks, W. Joyce and N.E. Kohler. 2005. Effects of recreational and commercial fishing on blue sharks (*Prionace glauca*) in the Atlantic Canada, with inferences on the North Atlantic population. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:670-682. [Link](#)
- Campana, S., W. Joyce, L. Marks, P. Hurley, L.J. Natanson, N.E. Kohler, C.F. Jensen, J.J. Mello, H.L. Pratt, S. Mykleovoll and S. Harley. 2008. The rise and fall (again) of the porbeagle shark population in the northwest Atlantic. In: M.D. Camhi, E.K. Pikitch, and E.A. Babcock (Eds.), *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*, pp. 445-461. Blackwell Publishing, Oxford.
- Carwardine, M. and K. Watterson. 2002. *The Shark Watcher's Handbook: A Guide to Sharks and Where to See Them*. Princeton University Press, Princeton.
- Chapman, D., D. Pinhal and M.S. Shivji. 2009. Tracking the fin trade: genetic stock identification in western Atlantic scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini*. *Endangered Species Research* 9:221-228. [Link](#)
- Cheng, Z.Y. 2009. Research on the sustainable development of ecotourism in protected areas: a review. *Ecological Economy* 5:410-419. [Link](#)
- Clark, T.W., M. Pareek, K. Hoschler, H. Dillon, K.G. Nicholson, N. Groth and I. Stephenson. 2009. Trial of influenza A (H1N1) 2009 monovalent MF59-adjuvanted vaccine-preliminary report. *The New England Journal of Medicine* 361:1-11. [Link](#)
- Clarke, S. 2004a. *Shark Product Trade in Hong Kong and Mainland China and Implementation of the CITES Shark Listings*. TRAFFIC, East Asia, Hong Kong. [Link](#)
- Clarke, S. 2004b. Understanding pressures on fishery resources through trade statistics: a pilot study of four products in the Chinese dried seafood market. *Fish and Fisheries* 5:53-74. [Link](#)
- Clarke, S.C., M.K. McAllister and C.G.J. Michielsens. 2005. Estimates of shark species composition and numbers associated with the shark fin trade based on Hong Kong auction data. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science* 35:453-465. [Link](#)
- Clarke, S.C., M.K. McAllister, E.J. Miner-Gulland, G.P. Kirkwood, C.G.J. Michielsens, D.J. Agnew, E.K. Pikitch, H. Nakano and M.S. Shivji. 2006a. Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. *Ecology Letters* 9:1115-1126. [Link](#)
- Clarke, S.C., J.E. Magnussen, D.L. Abercrombie, M.K. McAllister and M.S. Shivji. 2006b. Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market based on molecular genetics and trade records. *Conservation Biology* 20:201-211. [Link](#)
- Clarke, S.C., E.J. Milner-Gulland and T. Bjørndal. 2007. Social, economic and regulatory drivers of the shark fin trade. *Marine Resource Economics* 22:305-327. [Link](#)
- Clarke, M., G., Diez, J. Ellis, B. Frentzel-Beyme, I. Figueiredo, K. Helle, G. Johnston, M. Pinho, B. Seret, H. Dobby, N. Hariede, H. Heessen, D. Kulka and C. Stenberg. 2008. An overview of pelagic shark fisheries in the northeast Atlantic. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT* 62:1483-1493. [Link](#)
- Coelho, R., K. Erzini, L. Bentes, C. Correia, P.G. Lino, P. Monteiro, J. Ribeiro and J.M.S. Goncalves. 2005. Semi-pelagic longline and trammel net elasmobranch catches in southern Portugal: catch composition, catch rates and discards. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 35:531-537. [Link](#)
- Cortés, E. 2002. Incorporating uncertainty into demographic modeling: application to shark populations and their conservation. *Conservation Biology* 16:1048-1062. [Link](#)
- Cortés, E., E. Brooks, P. Apostolaki and C.A. Brown. 2006. Stock assessment of the dusky shark in the U.S. Atlantic and Gulf of Mexico. *Sustainable Fisheries Division Contribution SFD-2006-014*. [Link](#)
- Cortés, E., F. Arocha, L. Beerkircher, F. Carvalho, A. Domingo, M. Heupel, H. Holtzhausen, M.N. Santos, M. Ribera and C. Simpfendorfer. 2008. Ecological Risk Assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *Report of an Expert Working Group SCRS/2008/138*.
- Creel, S. and D. Christianson. 2008. Relationships between direct predation and risk effects. *Trends in Ecology and Evolution* 23:194-201. [Link](#)
- Crummey, C., M. Ronan and E. Fahy. 1991. Blue shark *Prionace glauca* (L.) in Irish waters. *Irish Naturalists Journal* 23:454-456. [Link](#)
- Dicken, M.L., M.J. Smale and A.J. Booth. 2006. Shark fishing effort and catch of the ragged-tooth shark *Carcharias Taurus* in the South African competitive shore-angling fishery. *African Journal of Marine Science* 28:589-601. [Link](#)
- Dudley, S.F.J. and C.A. Simpfendorfer. 2006. Population status of 14 shark species caught in the protective gillnets off Kwa-Zulu-Natal beaches, South Africa, 1978-2003. *Marine and Freshwater Research* 57:225-240. [Link](#)
- Duffy, J.E. 2003. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters* 6:680-687. [Link](#)
- Dulvy, N.K., J.K. Baum, S. Clarke, L.J.V. Compagno, E. Cortes, A. Domingo, S. Fordham, S. Fowler, M.P. Francis, C. Gibson, J. Martinez, J.A. Musick, A. Soldo, J.D. Stevens and S. Valenti. 2008. You can swim but you can't hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18:459-482. [Link](#)
- Erzini, K., J.M.S. Goncalves, L. Bentes, P.G. Lino and J. Ribeiro. 2001. The hake deepwater semi-pelagic ("pedra-bola") longline fishery in the Algarve (southern Portugal). *Fisheries Research* 51:327-336. [Link](#)
- Fitzmaurice, P. and P. Green. 2000. Results from tagging of blue shark in Irish waters. *Irish Scientist Yearbook* 3:51. [Link](#)
- Fong, Q.S.W. and J.L. Anderson. 2002. International shark fin markets and shark management: an integrated market preference-cohort analysis of the blacktip shark (*Carcharhinus limbatus*). *Ecological Economics* 40:117-130. [Link](#)
- Food and Agriculture Organization (FAO). 2001. *FAO Yearbook, Fishery Statistics, Commodities*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. [Link](#)

- Fowler, S.L., M. Camhi, G.H. Burgess, G.M. Cailliet, S.V. Fordham, R.D. Cavanagh, C.A. Simpfendorfer and J.A. Musick. 2005. *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes*. IUCN/SSC Shark Specialist Group, Gland.
- Fowler, S.L. and R.D. Cavanagh. 2005. Species status reports In: S.L. Fowler, R.D. Cavanagh, M. Camhi, G.H. Burgess, G.M. Cailliet, S.V. Fordham, C.A. Simpfendorfer and J.A. Musick (Eds.), *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes*, pp. 231-361. IUCN/SSC Shark Specialist Group, Gland.
- Fox, C.B. 2009. Squalene emulsions for parenteral vaccine and drug delivery. *Molecules* 14:3286-3312. [Link](#)
- Francis, M.P. 1998. New Zealand shark fisheries: development, size and management. *Marine and Freshwater Research* 49:579-591. [Link](#)
- Gilman, E., S. Clarke, N. Brothers, J. Alfaro-Shigueto, J. Mandelman, J. Mangel, S. Peterson, S. Piovano, N. Thompson, P. Dalzell, M. Donoso, M. Goren and T. Wernder. 2008. Shark interactions in pelagic longline fisheries. *Marine Policy* 32:1-18. [Link](#)
- Gilman, E., S. Clarke, N. Brothers, J. Alfaro-Shigueto, J. Mandelman, J. Mangel, S. Peterson, S. Piovano, N. Thompson, P. Dalzell, M. Donoso, M. Goren and T. Wernder. 2007. *Shark depredation and unwanted bycatch in pelagic longline fisheries: industry practices and attitudes, and shark avoidance strategies*. Western Pacific Regional Fishery Management Council, Honolulu. [Link](#)
- Graham, R.T. 2003. *Behavior and conservation of whale sharks on the Belize Barrier Reef*. Dissertation, University of York.
- Graham, R.T. 2004. *Global whale shark tourism: a "Golden Goose" of sustainable lucrative tourism*. *Shark News* 16. [Link](#)
- Green, P., D. O'Sullivan, W. Roche, P. Fitzmaurice, D. Stokes, S. O'Reilly, G. Kierse, M. Kenny, S. Mariani and M. Clarke. 2009. Data on blue shark from the Irish recreational fishery. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT* 64:1522-1536. [Link](#)
- Hajimoradi, M., Z.M. Hassan, A.A. Pourfathollah, S. Daneshmandi and N. Pakravan. 2009. The effect of shark liver oil on the tumor infiltrating lymphocytes and cytokine pattern in mice. *Journal of Ethnopharmacology* 126:565-570. [Link](#)
- Hale, L.F. and J.K. Carlson. 2007. Characteristics of the shark bottom longline fishery: 2005-2006. *NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-554*.
- Hara, M., I. Majaraj and L. Pithers. 2003. *Marine-based Tourism in Gansbaai: A Socio-economic Study*. Programme for Land and Agrarian Studies, University of the Western Cape, Bellville. [Link](#)
- Hassan, Z.M., R. Feyzi, A. Sheikhan, A. Bargahi, A. Mostafaie, K. Mansouri, S. Shahrokhi, T. Ghazanfari and S. Shahabi. 2005. Low molecular weight fraction of shark cartilage can modulate immune responses and abolish angiogenesis. *International Immunopharmacology* 5:961-970. [Link](#)
- Hayes, C., Y. Jiao and E. Cortés. 2009. Stock assessment of scalloped hammerheads in the western North Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. *North American Journal of Fisheries Management* 29:1406-1417. [Link](#)
- Heald, D.I. 1987. *The commercial shark fishery in temperate waters of Western Australia*. Western Australian Marine Research Laboratories, North Beach.
- Heithaus, M.R., A. Frid, A.J. Wirsing, L.M. Dill, J.W. Fourqurean, D. Burkholder, J. Thomson and L. Bejder. 2007. State-dependent risk taking by green sea turtles mediates top-down effects of tiger shark intimidation in a marine ecosystem. *Journal of Animal Ecology* 76:837-844. [Link](#)
- Heithaus, M.R., A. Frid, A.J. Wirsing and B. Worm. 2008. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology and Evolution* 23:202-210. [Link](#)
- Henderson, A.C., J.L. McIlwain, H.S. Al-Oufi and S. Al-Sheili. 2007. The Sultanate of Oman shark fishery: species composition, seasonality and diversity. *Fisheries Research* 86:159-168. [Link](#)
- Heppell, S.S., L.B. Crowder and T.R. Menzel. 1999. Life table analysis of long lived marine species with implications for conservation and management. In: J.A. Musick (Ed.), *Life in the Slow Lane: Ecology and Conservation of Long-lived Marine Animals*, pp. 137-148. American Fisheries Society Symposium, Bethesda. [Link](#)
- Herber, C.F. and M.A. McCoy. 1997. *Overview of Pacific Fishing Agencies and Institutions Collecting Shark Catch Data*. Western Pacific Regional Fisheries Management Council, Honolulu.
- Heupel, M.R., A.J. Williams, D.J. Welch, A. Ballagh, B.D. Mapstone, G. Carlos, C. Davies and C.A. Simpfendorfer. 2009. Effects of fishing on tropical reef associated shark populations on the Great Barrier Reef. *Fisheries Research* 95:35-361. [Link](#)
- Hoff, T.B. and J.A. Musick. 1990. Western North Atlantic shark-fishery management problems and informational requirements. *NOAA Technical Report NMFS* 90:455-472.
- Holden, M.J. 1968. The rational exploitation of the Scottish-Norwegian stocks of spurdogs (*Squalus acanthias* L.). *Fisheries Investigation of the Ministry of Fisheries and Food U.K.* 25:1-28.
- Holts, D.B., A. Jullian, O. Sosa-Nishizaki and N.W. Bartoo. 1998. Pelagic shark fisheries along the west coast of the United States and Baja California, Mexico. *Fisheries Research* 39:115-125. [Link](#)
- International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT). 2008. *Report of the 2008 Shark Stock Assessments Meeting*. SCRS/2008/014. [Link](#)
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES). 2006. *Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF)*. ICES CM 2006/ACFM. [Link](#)
- Jiao, Y., C. Hayes and E. Cortes. 2009. Hierarchical Bayesian approach for population dynamics modeling of fish complexes without species-specific data. *ICES Journal of Marine Science* 66:367-387. [Link](#)
- Jones, T., D. Wood, J. Catlin and B. Norman. 2009. Expenditure and ecotourism: predictors of expenditure for whale shark tour participants. *Journal of Ecotourism* 8:32-50. [Link](#)
- Ketchen, K.S. 1986. The spiny dogfish (*Squalus acanthias*) in the Northeast Pacific and a history of its utilization. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 88.
- Kleiber, P., S. Clarke, K. Bigelow, H. Nakano, M. McAllister and Y. Takeuchi. 2009. North Pacific blue shark stock assessment. *NOAA Technical Memorandum NOAA-TM-NMFS-PIFSC-17*. [Link](#)
- Kleiber, P., Y. Takeuchi and H. Nakano. 2001. Calculation of plausible maximum sustainable yield (MSY) for blue sharks (*Prionace glauca*) in the North Pacific. *Southwest Fisheries Science Center Administrative Report* H-01-02.
- Kwak, K., S. Cho, C. Ji, Y. Lee and S. Kim. 2008. Changes in functional properties of shark (*Isurus oxyrinchus*) cartilage gelatin produced by different drying methods. *International Journal of Food Science and Technology* 44: 1480-1484. [Link](#)
- Lewkowicz, P., M. Banaski, E. Glowacka, N. Lewkowicz and H. Tchórzewski. 2005. Effect of high doses of shark liver oil supplementation on T cell polarization and peripheral blood polymorphonuclear cell function. *Pol Merkur Lekarski* 18:686-692. [Link](#)
- Lewkowicz, N., P. Lewkowicz, A. Kurnatowska and H. Tchórzewski. 2006. Biological action and clinical application of shark liver oil. *Pol Merkur Lekarski* 20:598-601. [Link](#)
- Libralato, S., V. Christensen and D. Pauly. 2005. A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological Modeling* 304:153-171. [Link](#)

- Loprinzi, C.L., R. Levitt, D.L. Barton, J.A. Sloan, P.J. Atherton, D.J. Smith, S.R. Sakhil, D.F. Moore, Jr., J.E. Krook, K.M. Rowand, Jr., M.A. Mazurczak, A.R. Berg and G.P. Kim. 2005. Evaluation of shark cartilage in patients with advanced cancer: a north central cancer treatment group trial. *Cancer* 104:176-182. [Link](#)
- Macbeth, W.G., P.T. Geraghty, V.M. Peddemores and C.A. Gray. 2009. Observer-based study of targeted commercial fishing for large shark species in waters off northern New South Wales. *Industry & Investment NSW-Fisheries Final Report Series No. 114*. [Link](#)
- Mandelman, J.W., P.W. Cooper, T.B. Werner and K.M. Lagueux. 2008. Shark bycatch and depredation in the U.S. Atlantic pelagic longline fishery. *Review of Fish Biology and Fisheries* 18:427-442. [Link](#)
- Martinez, E.X and J.M. Nance. 1993. *Trawling Bycatch in the Galveston Bay System*. Galveston Bay National Estuary Program Publication GBNEP-34. [Link](#)
- Mau, R. 2008. Managing for conservation and recreation: the Ningaloo whale shark experience. *Journal of Ecotourism* 7:213-225. [Link](#)
- McAuley, R. and C. Simpfendorfer. 2003. Catch composition of the Western Australian temperate demersal gillnet and demersal longline fisheries, 1994-1999. *Fisheries Research Report* 146. Department of Fisheries, Perth. [Link](#)
- McAuley, R. 2008a. Northern shark fisheries status report. In: W.J. Fletcher and K. Santoro (Eds.), *State of the Fisheries Report 2008/09*, pp. 172-177. Department of Fisheries, Perth. [Link](#)
- McAuley, R. 2008b. Demersal gillnet and longline fisheries status report. In: W.J. Fletcher and K. Santoro (Eds.), *State of the Fisheries Report 2008/09*, pp. 225-229. Department of Fisheries, Perth. [Link](#)
- McCord, M.E. and S.J. Lamberth. 2009. Catching and tracking the world's largest Zambesi (bull) shark *Carcharhinus leucas* in the Breede Estuary, South Africa: the first 43 hours. *American Journal of Marine Science* 31:107-111. [Link](#)
- McVean, A.R., R.C.J. Walker and E. Fanning. 2006. The traditional shark fisheries of southwest Madagascar: A study in the Toliara region. *Fisheries Research* 82:280-289. [Link](#)
- Monteiro, P., A. Araujo, K. Erzini and M. Castro. 2001. Discards of the Algarve (southern Portugal) crustacean trawl fishery. *Hydrobiologia* 449:267-277. [Link](#)
- Morgan, A., P. Cooper, T. Curtis and G. Burgess. 2009. An overview of the United States East Coast Bottom Longline Shark-Fishery, 1994-2003. *Marine Fisheries Review* 71:23-38. [Link](#)
- Morgan, A., T. Ford, L. Siceloff, L. Hale, G. Burgess, M. Allen and J. Carlson. 2010. Regional variation in non-targeted bycatch composition in the U.S. Atlantic bottom longline shark fishery. *Marine Fisheries Review*, in press.
- Musick, J.A., M.M. Harbin, S.A. Berkeley, G.H. Burgess, A.M. Eklund, L. Findley, R.G. Gilmore, J.T. Golden, D.S. Ha, G.R. Huntsman, J.C. McGovern, G.R. Sedberry, S.J. Parker, S.G. Poss, E. Sala, T.W. Schmidt, H. Weeks and S.G. Wright. 2000. Marine, estuarine and diadromous fish stocks at risk of extinction in North America (Exclusive of Pacific salmonids). *Fisheries* 25:6-30. [Link](#)
- Myers, R.A., J.K. Baum, T.D. Shepherd, S.P. Powers and C.H. Peterson. 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal. *Science* 315:1846-1850. [Link](#)
- Nakano, H. and M.P. Seki. 2003. Synopsis of biological data on the blue shark (*Prionace glauca* Linnaeus). *Bulletin of Fisheries Research Agency of Japan* 6:8-55. [Link](#)
- National Marine Fisheries Service. 2006. *SEDAR 11 Stock Assessment Report: Large Coastal Shark Complex, Blacktip and Sandbar shark*. NMFS Office of Sustainable Fisheries, Silver Spring. [Link](#)
- National Marine Fisheries Service. 2007a. *Final Amendment 2 to the Consolidated Atlantic Highly Migratory Species Fishery Management Plan*. NMFS Office of Sustainable Fisheries, Silver Spring. [Link](#)
- National Marine Fisheries Service. 2007b. *SEDAR 13 Stock Assessment Report: Small Coastal Shark Complex, Atlantic Sharpnose, Blacknose, Bonnethead, and Finetooth Shark*. NMFS Office of Sustainable Fisheries, Silver Spring.
- National Marine Fisheries Service. 2009. *Stock Assessment and Fishery Evaluation (SAFE) Report for Atlantic Highly Migratory Species*. NMFS Office of Sustainable Fisheries, Silver Spring. [Link](#)
- New Zealand Ministry of Fisheries. 2008. *New Zealand National Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks*. Ministry of Fisheries, Wellington. [Link](#)
- Newman, H.E., A.J. Medcraft and J.G. Colman. 2002. Whale shark tagging and ecotourism. In: S.L. Fowler, T.M. Reed and F.A. Dipper (Eds.), *Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management Proceedings of the International Seminar and Workshop, Sabah, Malaysia, July 1997*, pp. 230-235. IUCN SSC Shark Specialist Group, Gland.
- Norman, B. and J. Catlin. 2007. *Economic Importance of Conserving Whale Sharks*. International Fund for Animal Welfare. [Link](#)
- Olsen, A.M. 1959. The status of the school shark fishery in south-eastern Australia waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 10:150-176. [Link](#)
- Ostrand, G.K., K.C. Cheng, J.C. Wolf and M.J. Wolfe. 2004. Shark cartilage, cancer and the growing threat of pseudoscience. *Cancer Research* 64:8485-8491. [Link](#)
- Pacific Fisheries Management Council (PFMC). 2008. *Status of the U.S. West Coast Fisheries for Highly Migratory Species Through 2007: Stock Assessment and Fishery Evaluation*. Pacific Fisheries Management Council and National Marine Fisheries Service. [Link](#)
- Passerotti, M.S. and J.K. Carlson. 2009. Catch and bycatch in U.S. southeast gillnet fisheries, 2008. *NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-583*.
- Perez, J.A.A. and R. Wahrlich. 2005. A bycatch assessment of the gillnet monkfish *Lophius gastrophysus* fishery off southern Brazil. *Fisheries Research* 72:81-95. [Link](#)
- Pérez-Jiménez, J.C., O. Sosa-Nishizaki, E. Furlong-Estrada, D. Corro-Espinosa, A. Venegas-Herrera and O.V. Barragán-Cuencas. 2005. Artisanal shark fishery at "Tres Marias" Islands and Isabel Island in the Central Mexican Pacific. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science* 35:333-343. [Link](#)
- Pierre, J.P. and W.S. Norden. 2006. Reducing seabird bycatch in longline fisheries using a natural olfactory deterrent. *Biological Conservation* 130:406-415. [Link](#)
- Piraino, S., G. Fanelli and F. Boero. 2002. Variability of species roles in marine communities: change of paradigms for conservation priorities. *Marine Biology* 140:1067-1074. [Link](#)
- Poloviuna, J.J., M. Abecassiss, E.A. Howell and P. Woodworth. 2009. Increases in the relative abundance of mid-trophic level fishes concurrent with declines in apex predators in the subtropical North Pacific, 1996-2006. *Fisheries Bulletin* 107:523-531. [Link](#)
- Pradervand, P., J.B. Mann-Lang, R.P. van der Elst and C.G. Wilke. 2007. Long-term trends in competitive shore fishery along the KwaZulu-Natal coast, South Africa. *African Zoology* 42:216-236. [Link](#)
- Punt, A.E., F. Pribac, T.I. Walker, B.L. Taylor and J.D. Prince. 2000. Stock assessment of school shark, *Galeorhinus galeus*, based on a spatially explicit population dynamics model. *Marine and Freshwater Research* 51:205-220. [Link](#)
- Quiros, A.L. 2005. Whale shark "ecotourism" in the Philippines and Belize: evaluating conservation and community benefits. *Tropical Resources Bulletin* 24:42-48. [Link](#)

- Quiros, A.L. 2006. Tourist compliance to a Code of Conduct and the resulting effects of whale shark (*Rhincodon typus*) behavior in Donsol, Philippines. *Fisheries Research* 84:102-108. [Link](#)
- Rago, P. and K. Sosebee. 2008. *Update on the Status of Spiny Dogfish in 2008 and Initial Evaluation of Alternative Harvest Strategies*. Atlantic States Marine Fisheries Commission, Providence.
- Ripley, W.E. 1946. The soup-fin shark and the fishery. *Fisheries Bulletin* 64:7-37.
- Robbins W.D., M. Hisano, S. Connolly and J. Choat. 2006. Ongoing collapse of coral-reef shark populations. *Current Biology* 16:2314-2319. [Link](#)
- Rodriguez-Dowdell, N., R. Enriques-Andrade and N. Cárdenas-Torres. 2007. Property rights-based management: whale shark ecotourism in Bahía de los Angeles, Mexico. *Fisheries Research* 84:119-127. [Link](#)
- Rose, D.A. 1996. *An Overview of World Trade in Sharks and Other Cartilaginous Fishes*. TRAFFIC International. [Link](#)
- Rowat, D. and U. Engelhardt. 2007. Seychelles: a case study of community involvement in the development of whale shark ecotourism and its socio-economic impact. *Fisheries Research* 84:109-113. [Link](#)
- Sala, E., O. Aburto-Oropeza, M. Reza, G. Paredes and L.G. López-Lemus. 2004. Fishing down coastal food webs in the Gulf of California. *Fisheries* 29:19-25. [Link](#)
- Sandin, S.A., J.E. Smith, E.E. DeMartini, E.A. Dinsdale, S.D. Donner, A.M. Friedlander, T. Konotchick, M. Malay, J.E. Maragos, D. Obura, O. Pantos, G. Paulay, M. Richie, F. Rohwer, R.E. Schroeder, S. Walsh, J.B.C. Jackson, N. Knowlton and E. Sala. 2008. Baselines and degradation of coral reefs in the northern line islands. *PLoS ONE* 3:1-11. [Link](#)
- Saul, A., G. Lawrence, A. Allworth, S. Elliott, K. Anderson, C. Rzepczyk, L.B. Martin, D. Taylor, D.P. Eisen, D.O. Irving, D. Pye, P.E. Crewther, A.N. Hodder, V.J. Murphy and R.F. Anders. 2005. A human phase 1 vaccine clinical trial of Plasmodium falciparum malaria vaccine candidate apical membrane antigen 1 in Montanide ISA720 adjuvant. *Vaccine* 23: 3076-3083. [Link](#)
- Scandol, J., K. Rowling and K. Graham. 2008. *Status of Fisheries Resources in NSW 2006/07*. NSW Department of Primary Industries, Cronulla. [Link](#)
- Schindler, D.E., T.E. Essington, J.F. Kitchell, C. Boggs and R. Hilborn. 2002. Sharks and tunas: fisheries impacts on predators with contrasting life histories. *Ecological Applications* 12:735-748. [Link](#)
- Shepherd, T.D. and R.A. Myers. 2005. Direct and indirect fishery effects on small coastal elasmobranchs in the northern Gulf of Mexico. *Ecology Letters* 8:1095-1104. [Link](#)
- Sim, J., A. Im, S.M. Cho, H.J. Jang, J.H. Jo and Y.S. Kim. 2006. Evaluation of chondroitin sulfate in shark cartilage powder as a dietary supplement: raw materials and finished products. *Food Chemistry* 101:532-539. [Link](#)
- Simpfendorfer, C.A. 1999a. Demographic analysis of the dusky shark fishery in southwestern Australia. *American Fisheries Society Symposium* 23:149-160. [Link](#)
- Simpfendorfer, C.A. 1999b. Mortality estimates and demographic analysis for the Australian sharpnose shark, *Rhizoprionodon taylori*, from northern Australia. *Fisheries Bulletin* 97:978-986
- Simpfendorfer, C.A. and K. Donohu. 1998. Keeping the fish in "fish and chips": research and management of the Western Australian shark fishery. *Marine and Freshwater Research* 49:593-600. [Link](#)
- Simpfendorfer, C.A., E. Cortes, M. Heupel, E. Brooks, E. Babcock, J. Baum, R., McAuley, S. Dudley, J.D. Stevens, S. Fordham and A. Soldo. 2008. *An Integrated Approach to Determining the Risk of Overexploitation for Data-poor Pelagic Atlantic Sharks*. Report of an Expert Working Group SCRS/2008/140. [Link](#)
- Sminkey, T.R. and J.A. Musick. 1994. Demographic analysis of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in the western North Atlantic. *Fisheries Bulletin* 94:341-347. [Link](#)
- Smith, S.C. 2001. *Examination of Incidental Catch from the Canadian Atlantic Large Pelagic Longline Fishery*. Department of Fisheries and Oceans F5238-000166.
- Stevens, J.D., R. Bonfil, N.K. Dulvy and P.A. Walker. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57:476-494. [Link](#)
- Stevens, J.D., T. Walker, S. Cook and S. Fordham. 2005. Threats faced by chondrichthyan fish. In: S.L. Fowler, R.D. Cavanagh, M. Camhi, G.H. Burgess, G.M. Cailliet, S.V. Fordham, C.A. Simpfendorfer and J.A. Musick (Eds.), *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the chondrichthyan Fishes*, pp. 48-57. IUCN SSC Shark Specialist Group, Gland.
- Stobutzki, I.C., M.J. Miller, D.S. Heales and D.T. Brewer. 2002. Sustainability of elasmobranchs caught as bycatch in a tropical prawn (shrimp) trawl fishery. *Fisheries Bulletin* 100:800-821. [Link](#)
- Vannuccini, S. 1999. Shark utilization, marketing and trade. *FAO Fisheries Technical Paper* 398. [Link](#)
- Verlecar, X.N., S. Snigdha, R. Desai and V.K. Dhargalkar. 2007. Shark hunting-and indiscriminate trade endangering elasmobranchs to extinction. *Current Science* 9:1078-1082. [Link](#)
- Walker, T. 2005. Management measures. In: Musick, J.A. and R. Bonfil (Eds.), *Management Techniques for Elasmobranch Fisheries*, pp. 216-242. FAO Fisheries Technical Paper 474. [Link](#)
- Wallace, S.S., G.A. McFarlane, S.E. Campana and J.R. King. 2009. Status of spiny dogfish in Atlantic and Pacific Canada. In: G.A. McFarlane and G.G. Bargmann (Eds.), *Biology and Management of Dogfish Sharks*, pp. 313-334. American Fisheries Society, Bethesda.
- Walsh, C.J., C.A. Luer, A.B. Bodine, C.A. Smith, H.L. Cox, D.R. Noyes and M. Gasparetto. 2006. Elasmobranch immune cells as a source of novel tumor cell inhibitors: implications for public health. *Integrative and Comparative Biology* 46:1072-1081. [Link](#)
- Wirsing, A.J., M.R. Heithaus and L.M. Dill. 2007a. Fear factor: do dugongs (Dugong dugon) trade food for safety from tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*)? *Oecologia* 153:1031-1040. [Link](#)
- Wirsing, A.J., M.R. Heithaus and L.M. Dill. 2007b. Can you dig it? Use of excavation, a risky foraging tactic, by dugongs is sensitive to predation danger. *Animal Behavior* 74:1085-1091. [Link](#)
- Xiang, Y., L.C. Zhi and Z.P. Yang. 2005. *The Complete Book of Dried Seafood and Foodstuffs*. Wan Li Book Company Limited, Hong Kong.
- Zeeberg, J., A. Corten and E. de Graff. 2006. Bycatch and release of pelagic megafauna in industrial trawlers fisheries off northwest Africa. *Fisheries Research* 78:186-195. [Link](#)

Sugerencia de cita: Morgan, A.C. 2010. Tiburones: estado de la ciencia. División de ciencias marinas, Pew Environment Group, Washington, DC.

Fotografía: © Pasquale Pascullo, <http://ppfotos.com/>



SERIE OCEAN SCIENCE

Pew Environment Group es la rama de conservación de The Pew Charitable Trusts, organización no gubernamental con oficinas centrales en Estados Unidos que aplica un enfoque analítico riguroso destinado a mejorar las políticas públicas, informar a la opinión pública y promover la participación cívica.

901 E Street NW, 10th Floor, Washington, DC 20004 ■ Phone: 202.552.2000
Email: oceanscience@pewtrusts.org ■ www.pewenvironment.org

 Impreso en papel 100% reciclado.