

Tortuga olivácea – *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829)

**Nuria Varo-Cruz^{1,2}, Catalina Monzón-Argüello², Manuel Carrillo³,
Pascual Calabuig⁴ y Ana Liria-Loza²**

¹ Cetaceans and Marine Research Institute of the Canary Islands (CEAMAR), Tinasoria 5, 35509 San Bartolomé, Las Palmas

² Asociación para el Desarrollo Sostenible y Conservación de la Biodiversidad (ADS Biodiversidad), Blas de Lezo 55, 1ºG, 35118 Agüimes, Las Palmas

³ Canarias Conservación. Cetacean & Sea Turtle Research Society, Maya 8, 38202 La Laguna, Santa Cruz de Tenerife

⁴ Centro de Recuperación de Fauna Silvestre del Cabildo de Gran Canaria, Carretera del Centro km 7, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas

Fecha de publicación: 24-03-2015



© P. Calabuig

Descripción

Las tortugas olivácea y lora son las especies más pequeñas de tortugas marinas. Pertenecen al género *Lepidochelys*, el único que cuenta con más de una especie y, aunque son bastante parecidas, hay ciertas características morfológicas y de distribución que las diferencian (Reichart, 1993).

La cabeza de la tortuga olivácea es relativamente grande, ligeramente triangular y con dos pares de escamas prefrontales. El caparazón es corto y ancho, más redondeado que el de las especies de otros géneros. Presenta de cinco a nueve pares de escudos costales, frecuentemente seis o siete, y con configuración asimétrica, siendo ésta la característica principal que la suele diferenciar de la tortuga lora, que presenta cinco pares simétricos (Reichart, 1993). Dorsalmente la coloración es gris en inmaduros y gris oscuro, marrón o verde oliva en adultos (Figuras 1 y 2). Ventralmente es blanca en inmaduros y amarillo crema en adultos. Las dos especies de este género presentan un poro en cada uno de los cuatro pares de escudos inframarginales, y que es la salida externa de la glándula de Rathke. Esta glándula secreta una sustancia de función desconocida, aunque se ha hipotetizado que podría estar relacionada con la comunicación intraespecífica para la anidación masiva y sincronizada o “arribada” –característica de las especies de este género–, actuar como *anti-fouling* o tener una función antimicrobiana (Wyneken, 2001; Bernardo y Plotkin, 2007). Cada aleta suele tener dos uñas, aunque en el caso de las delanteras pueden tener una. Los machos adultos, al igual que ocurre en el resto de especies de la familia Cheloniidae, tienen la cola más larga y las uñas más largas y curvadas que las hembras (Márquez, 1990; Pritchard y Mortimer, 2000).

En el pasado, la especie fue asignada a otros géneros antes de crearse el género *Lepidochelys* (Schulz, 1975). Posteriormente se ha descubierto que ejemplares de tortuga olivácea se identificaron erróneamente como tortuga boba, hasta incluso mediados del siglo XX (Frazier, 1985; Reichart 1993). En cuanto a la hibridación de la tortuga olivácea con otras especies, en Brasil se han identificado cruces con tortuga verde (Karl et al., 1995), con tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*; Lara-Ruiz et al., 2006) y con tortuga boba (Vilaça et al., 2012). Sin embargo, la frecuencia de los híbridos de tortuga olivácea parece ser bastante inferior a los casos de hibridación entre tortugas carey y boba en la costa brasileña (Lara-Ruiz et al., 2006). Se han encontrado híbridos de segunda generación que indican la fertilidad de los animales cruzados (Vilaça et al., 2012).



Figura 1. Tortuga olivácea encontrada en el mar en el canal entre Gran Canaria y Tenerife en 2007 © P. Calabuig



Figura 2. Detalle de la cabeza del ejemplar de la Figura 1 © P. Calabuig

Tamaño

El tamaño medio de los recién nacidos de tortuga olivácea es de 4,2 cm de longitud recta del caparazón (rango: 3,8-5,0 cm; Pritchard y Mortimer, 2000) y el peso varía entre 12 y 22,3 g (Márquez, 1990). Los datos disponibles sobre los tamaños de los adultos incluyen diferentes tipos de medidas por lo que limitan las comparaciones entre las diferentes localidades. Varían entre 53 y 79 cm de longitud recta del caparazón, con valores medios para las poblaciones entre 60,6 y 73,3 cm (ver revisión en Reichart, 1993). En cuanto a la longitud curva del caparazón los valores varían entre 60,8 y 83,0 cm; y las medias para hembras nidificantes, entre 65,9 y 73,1 cm (Tabla 1). El peso de los adultos varía entre 35 y 50 kg (Pritchard y Mortimer, 2000).

En el este del Pacífico, las hembras de anidación solitaria presentan tamaños similares a las de arribadas, aunque Kalb (1999) encontró diferencias significativas entre ambos grupos de hembras anidando en Nancite (Costa Rica). Las hembras del Pacífico oriental son más pequeñas que las que anidan en el oeste del Atlántico y en el Índico (Dornfeld et al., 2015). En Orissa (India) y en Sergipe y Bahía (Brasil) se ha detectado una disminución significativa del tamaño de los adultos, que podría estar relacionada con la elevada mortalidad de los adultos en las capturas accidentales en las pesquerías. La inclusión de nuevos reproductores, generalmente de tamaños más pequeños porque acaban de alcanzar la madurez sexual, en combinación con la eliminación de los reproductores veteranos, con una distribución de tamaños más amplia, produciría una disminución de la talla media en estas poblaciones (Shanker et al., 2003a; da Silva et al., 2007)

Tabla 1. Tamaños de las hembras nidificantes de tortuga olivácea de diferentes localidades. LCC: longitud curva del caparazón, SD: desviación estándar, min: valor mínimo, max: valor máximo, n: tamaño muestral.

	LCC media±SD	Rango min-max	n	Referencia
Pacífico Este				
Playa Grande (Costa Rica)	65,9±3,5		330	Dornfeld et al. (2015)
Playa Nancite (Costa Rica)	68,4±0,2		149	Kalb, (1999)
Pacífico Oeste				
Norte de Australia	69,6±2,3	65,0-75,2	85	Whiting et al. (2007a)
Índico Este				
Orissa (India)	67,2±3,7	60,8-73,6	515	Tripathy (2008)
Atlántico Oeste				
Sergipe y Bahía (Brasil)	73,1±0,24	62,5-83,0	170	Da Silva et al. (2007)
Atlántico Este				
Palmeirinhas (Angola)	71,5			Weir et al. (2007)

Variación geográfica

La tortuga olivácea presenta una distribución circumtropical que abarca el este y el oeste del Pacífico, el océano Índico y ambos lados del océano Atlántico. La variación geográfica en la tortuga olivácea es sutil. Los ejemplares del Pacífico Este son normalmente más oscuros, con el caparazón más alto por los lados y aplanado en su parte superior, una característica que podría estar relacionada con el hábito generalizado de solearse en la superficie del mar en

estas aguas relativamente frías (Pritchard, 2007a). Estos ejemplares son más pequeños que los que anidan en el oeste del Atlántico e Índico, hecho atribuido a la mayor variabilidad de presas disponible en el Pacífico (Dornfeld et al., 2015), y tienen mayor probabilidad de tener cinco pares de escudos costales (Richardson, 1997). No hay subespecies reconocidas (Reichert, 1993).

La amplia distribución de la tortuga olivácea, en general, apenas se solapa con la de la tortuga lora (Bowen et. al., 1991), cuya anidación se restringe fundamentalmente al Golfo de México. Los estudios genéticos han confirmado que son especies distintas dentro del mismo género, siendo taxones hermanos respecto a otras especies de tortugas marinas (Bowen et. al., 1991; Bowen et. al., 1998). La divergencia genética entre las tortugas olivácea y lora coincide con el cierre del istmo de Panamá (Bowen et. al., 1998). Las secuencias genéticas del ADN mitocondrial de la tortuga olivácea presentan una divergencia limitada, indicando una historia evolutiva más breve que la de otras especies de tortugas marinas, como la boba, la verde y la Carey (Bowen y Karl, 2007). La expansión global de la tortuga olivácea se habría producido a partir de una población localizada en el Índico-Pacífico Oeste (Shanker et. al., 2004) que habría originado la distribución contemporánea de las poblaciones de esta especie, con una colonización del Atlántico a través del cabo de Buena Esperanza, y del Pacífico a través del Índico (Pritchard, 1967; Bowen et. al., 1998; Shanker et. al., 2004; Jensen et. al., 2013). Bajo este escenario existen dos teorías. La primera sugiere que el ancestro de esta especie estaría localizado en el Índico y que, tras el cierre del istmo de Panamá, habría servido como fuente de colonización del Pacífico y Atlántico. La segunda sugiere que la población del Índico es un remanente de una población global, que fue esquilada como consecuencia de los cambios climáticos previos y posteriores al cierre del istmo de Panamá (Shanker et. al., 2004) y que recolonizó posteriormente el Atlántico y el Pacífico.

Aunque aún se desconoce la estructura de las poblaciones africanas, los estudios realizados hasta la fecha señalan que, a escala global, las poblaciones de tortuga olivácea presentan una fuerte estructura poblacional. A nivel regional, la especie presenta una estructura moderada que abarcaría miles de kilómetros (Bowen et. al., 1998; Shanker et. al., 2004; López-Castro y Rocha-Olivares, 2005; Jensen et. al., 2013). El análisis genético de los tres lugares en Orissa (India) donde se producen arribadas, repartidos a lo largo de 320 km y que concentran a más de 100.000 hembras, no reveló diferencias significativas (Shanker et. al., 2004; Aggarwal et. al., 2006). No obstante, estas colonias mostraron diferencias significativas con las poblaciones de Sri Lanka (Omán) y del norte de Australia (Shanker et. al., 2004). De forma similar, el análisis de las poblaciones situadas desde Baja California (México) hasta Costa Rica, que abarcan unos 3.000 km de costa, reveló una estructura poblacional débil (López-Castro y Rocha-Olivares, 2005). Estos resultados señalan un comportamiento filopátrico, donde las hembras vuelven a anidar a su zona de nacimiento, con una baja especificidad a la hora de escoger el lugar de puesta (Bowen y Karl, 2007). Varios autores han señalado que este hecho podría estar relacionado con el comportamiento pelágico de los adultos, que abarcan amplias zonas del océano abierto mientras están alimentándose antes de la temporada de reproducción (Polovina et. al., 2004; Bowen y Karl, 2007).

Hábitat

Como la mayoría de las especies de tortugas marinas, la tortuga olivácea presenta un ciclo de vida complejo, visitando regiones distantes y usando diferentes tipos de hábitats. Al igual que en otras especies, el ciclo de vida presenta diferencias inter- e intrapoblacionales, que resaltan la flexibilidad de la ecología trófica de estos reptiles (Hatase et al., 2002, Hawkes et al., 2006).

Los machos y hembras adultos reproductivamente activos migran generalmente cada año desde las zonas de alimentación a las de reproducción, aunque algunos podrían ser residentes (Morreale et al., 2007). Las hembras salen a tierra para anidar, varias veces en una temporada. Tras la incubación y la emergencia a la superficie, los neonatos se dirigen hacia la orilla y se adentran en el mar hasta alcanzar las grandes corrientes marinas que los alejan de la costa. Así se adentran en el hábitat oceánico, donde se alimentan de presas pelágicas. Los juveniles podrán permanecer en dicho hábitat durante toda esa etapa de sus vidas o pasar a ocupar zonas neríticas cuando estén próximos a alcanzar la madurez sexual. En cuanto al hábitat de

alimentación que usan los adultos, se han encontrado variaciones entre poblaciones, pudiendo coexistir diferentes estrategias dentro de la misma población. En el Pacífico oriental, las migraciones tras la reproducción son complejas, varían anualmente y parecen carecer de corredores migratorios, comportándose como migrantes nómadas que ocupan aguas oceánicas (Plotkin, 2010), aunque también se producen desplazamientos por las zonas costeras (Morreale et al., 2007). Por el contrario, los estudios en el norte de Australia han encontrado que los adultos prefieren el hábitat costero de la plataforma continental, donde se alimentan bentónicamente (Whiting et al., 2007b) y una situación parecida se ha encontrado en Omán (Rees et al., 2012). La mayoría de las hembras que anidan tanto en Angola y Gabón (Atlántico oriental) como en Brasil (Atlántico occidental), usan el hábitat oceánico tras la reproducción, aunque algunas podrían estar alimentándose en hábitats neríticos (da Silva et al., 2011; Pikesley et al., 2013).

La tortuga olivácea generalmente elige playas de altos niveles de humedad, localizándose la mayoría de las zonas de anidación cerca de desembocaduras de ríos o estuarios (Casas-Andreu, 1978; Márquez, 1996).

Abundancia y tendencias de las poblaciones

Los registros de la tortuga olivácea en aguas españolas son todos recientes. En las costas de la península sólo se ha encontrado un individuo, en la provincia de Castellón en 2014, siendo ésta, además, la primera cita confirmada en el Mediterráneo (Revuelta et al., en prensa). En aguas de Canarias hay cuatro registros, el primero del año 2006. Se ha sugerido que su reciente presencia en el archipiélago podría estar relacionada con la aparición de nuevas especies procedentes de latitudes más cálidas, como consecuencia del incremento de la temperatura del mar en las aguas subtropicales y templadas, debido al cambio climático (Brito, 2008). Se desconoce el origen de estos individuos. Actualmente es una especie rara en aguas españolas.

La tortuga olivácea se considera la tortuga marina más abundante del planeta y la más explotada (Abreu-Grobois y Plotkin, 2014). No hay datos de su abundancia a nivel global pero en algunas playas hay estimas del número de nidos o de hembras por temporada. Las mayores poblaciones nidificantes se localizan en la costa este de India y en la costa pacífica de Costa Rica y México, y en ellas se producen anidaciones masivas y simultáneas o arribadas (Polovina et al., 2004). Sin embargo, muchas de estas playas, y otras donde se producen anidaciones en solitario, han estado expuestas a la sobreexplotación de huevos y carne durante décadas, y aunque en algunas las medidas de conservación aplicadas podrían haber mejorado las tendencias, en otras, el descenso o desaparición podría ser irreversible. Una de estas playas es Ostional (Costa Rica), donde se sigue llevando a cabo un programa de colecta de huevos de manera legal por parte de la comunidad residente. A pesar de que se producen fluctuaciones entre arribadas en esta población, que podrían estar relacionadas con eventos climáticos (2006-2010, rango: 3.564-476.550 hembras/arribada), la tendencia observada cuando se compara con los datos históricos es el descenso (Valverde et al., 2012). Una situación diferente se produce en la playa de La Escobilla (México), donde actualmente se producen algunas de las arribadas más numerosas, con unas 500.000 hembras al año. Se estima que las hembras nidificantes se podrían haber duplicado con respecto a las primeras estimas calculadas para los años 60, y después de haber sufrido un periodo de intensa extracción comercial hasta los años 90 (Abreu-Grobois y Plotkin, 2014).

Ejemplos de descensos dramáticos los encontramos en el Pacífico Oeste, en playas de Malasia, Tailandia e Indonesia, donde los descensos en el número de hembras nidificantes se estiman en más del 95% y algunas se consideran prácticamente extintas. La situación, sin embargo, se considera estable en las playas de Orissa (India) donde se estiman que anidan entre 150.000-200.000 hembras al año (Abreu-Grobois y Plotkin, 2014). En cuanto a la situación en la costa oeste africana, los estudios de tortugas marinas son más escasos y recientes que los desarrollados en otras partes del mundo. La presión a la que podrían estar sometidas estas tortugas podría ser enorme dado el fuerte impacto que estarían causando diversas amenazas identificadas, aunque no cuantificadas, como la pesca incidental, la colecta

de huevos, las capturas directas y la destrucción del hábitat (Fretey, 2001; Godgender et al., 2009; Pikesley et al., 2013).

Determinar las causas exactas de los cambios en las tendencias de las poblaciones es complejo ya que los resultados observados en cada población corresponden posiblemente a la interacción de numerosos factores (Pritchard, 2007b; Kelle et al., 2009). En Guayana Francesa, Kelle et al. (2009), observaron una tendencia de aumento en el número de nidos, pasando de unos 500 nidos/estación en 2002 a valores estimados de 1.716-3.257 nidos/estación entre 2002 y 2007. Los autores del estudio consideraron que dicho aumento pudo deberse tanto a los esfuerzos de conservación durante periodos prolongados y el escaso saqueo de nidos, como a la llegada de hembras nidificantes de Surinam que se habrían visto obligadas a abandonar dichas playas a causa de una fuerte erosión natural. También señalaron como posible explicación la imprecisión de los métodos que se empleaban en los conteos y con los que se comparan los nuevos resultados (Kelle et al., 2009). Otra consideración que se ha sugerido a la hora de evaluar tendencias y diseñar programas de conservación, hace referencia a que las playas escogidas para las arribadas pueden ser imprevisibles y efímeras. Las alteraciones que sufren debido a la alta densidad de nidos, podría motivar el abandono y sustitución por otras (Bernardo y Plotkin, 2007). Por tanto, al menos parte de las variaciones en las tendencias podrían en algunos casos obedecer a procesos naturales de regulación (Pritchard, 2007b).

Estatus de conservación

Categoría global IUCN (2008): Vulnerable A2bd (Abreu-Grobois y Plotkin, 2014).

A nivel nacional: La especie no se citaba en los listados de referencia de la herpetofauna española (Camiñas, 2002; Montori y Llorente, 2005; Salvador, 2014), pero ha sido incluida en la revisión realizada en 2014 (Carretero et al., 2014).

La tortuga olivácea se considera la especie de tortuga marina más abundante a nivel mundial y la más explotada. Sin embargo, muchos aspectos de su biología y ecología continúan sin conocerse. La localización remota y de difícil acceso de algunas de sus playas de anidación y el ser considerada la especie más abundante, ha originado que su conservación no se considerase una prioridad y ha contribuido a que la investigación desarrollada en torno a ella sea más escasa que la de otras especies (Plotkin, 2007). La información disponible sobre la abundancia (estimada como el número de hembras nidificantes por estación) para algunas poblaciones es poca o inexistente. A falta de estos datos, la UICN ha evaluado el estado de conservación considerando los datos disponibles que incluyen, entre otras, las poblaciones más numerosas del Pacífico oriental; mientras que las regiones del océano Índico, Pacífico occidental o Atlántico oriental, tuvieron poca o ninguna representación en la evaluación. En algunas subpoblaciones se estimaron aumentos en la abundancia pero, en general, se produjeron descensos en la mayoría de las regiones estudiadas y fueron más drásticos en los lugares de anidación en solitario. A nivel mundial, la UICN la considera una especie vulnerable, para la que se estima una disminución global mayor del 30% pero menor del 50% (Abreu-Grobois y Plotkin, 2014).

Factores de amenaza

La tortuga olivácea ocupa varios tipos de hábitats y amplias zonas geográficas en las diferentes fases de su ciclo de vida, estando expuesta a variadas amenazas. Entre ellas se encuentran la degradación y transformación del hábitat, la cosecha de huevos, la captura directa de adultos, la captura incidental en las pesquerías, el calentamiento global, la contaminación marina y la depredación.

Degradación y transformación del hábitat en zonas costeras. El desarrollo urbanístico y la transformación del paisaje en las zonas costeras destruyen el hábitat natural e incrementan la erosión, disminuyendo así el área disponible para la anidación y alterando las condiciones del sustrato. Estas modificaciones también afectan a la incubación de los huevos y al comportamiento de las crías. La contaminación lumínica es una de las causas de mortalidad en

las crías, ya que las desorientan al salir del nido dificultando que alcancen el mar (Witherington y Martin, 2003).

Cosecha de huevos y captura de adultos. Los nidos de tortuga olivácea han sido saqueados a lo largo de todo el mundo. Las leyes de regulación varían entre países así como la implementación y control de su cumplimiento. En las zonas de anidación del Pacífico oriental, los huevos se usan para consumo humano y de animales domésticos, y con fines comerciales, sea esta una práctica legal o ilegal. En las playas de anidación solitarias y sin protección, la extracción puede ser del 100% (Abreu-Grobois y Plotkin, 2014). En algunas playas de anidación, la cosecha de huevos bajo ciertas condiciones es una práctica legal. La principal justificación para su autorización es la gran proporción de huevos que son destruidos por otras hembras de la misma arribada o de arribadas siguientes, el beneficio que su venta implica para las poblaciones locales, y también con la finalidad de desanimar la cosecha de huevos en otras playas (Honarvar et al., 2008; Valverde et al., 2012). Por otro lado, la rotura de los huevos, favorecida por la elevada densidad de nidos, también podría favorecer la proliferación de bacterias, provocando mortalidad de los embriones (Honarvar et al., 2011). Estas medidas son controvertidas y se requiere evaluar y cuantificar los huevos que realmente se extraen de cosechas legales e ilegales, definir los efectos que estas prácticas pueden acarrear, y desarrollar medidas eficaces que garanticen la conservación de estas poblaciones (Valverde et al., 2012).

Aunque la captura de adultos está actualmente prohibida en muchos lugares, la realidad es que se sigue practicando de manera ilegal, aunque se desconoce el impacto que tiene sobre las poblaciones. Los adultos siguen siendo capturados cuando se encuentran en las zonas de reproducción y anidación. A pesar de ser la especie más abundante también ha sido la que ha sufrido mayor número de capturas, con valores de cientos de miles de individuos cada año frente a las playas de México y Ecuador a finales de los años 60 y de los 70 (Spotila, 2004).

Las capturas de huevos y tortugas también se han producido en otros lugares y en décadas posteriores, y a ellas se atribuye la desaparición de las arribadas en algunas playas, y en otras, la desaparición por completo de la anidación. Las medidas de conservación aplicadas parecen estar teniendo consecuencias positivas y algunas poblaciones se están recuperando después de décadas de protección como, por ejemplo, La Escobilla (México) y Sergipe (Brasil) (Abreu-Grobois y Plotkin, 2014). En la costa oeste de África la explotación de las tortugas es frecuente, y su carne y huevos son usados para consumo, la elaboración de remedios medicinales y productos de artesanía. En muchos de estos países estas acciones están prohibidas pero carecen de vigilancia. Estas prácticas también se producen en las poblaciones del océano Índico, y se cree que son la causa del descenso de las poblaciones en estos países (Cornelius et al., 2007).

Captura accidental en artes de pesca. La captura accidental de la tortuga olivácea ocurre a nivel mundial y con pesca de arrastre, palangre de superficie, redes de cerco, redes de enmalle y pesca de línea, entre otras. En el oeste del Atlántico, la captura accidental por pesca artesanal e industrial se considera la principal amenaza, destacando la pesca de arrastre de fondo (Marcovaldi, 2001). En la costa occidental africana, los datos sobre capturas son escasos, pero hay solapamiento entre la distribución en el mar y donde operan las pesquerías, tanto industrial como a menor escala, aunque no hay datos que permitan cuantificar este impacto (Carranza et al., 2006; Pikesley et al., 2013). En cuanto a las capturas en la India, la mortalidad en las capturas accidentales se considera alta, ya que la pesca interactúa con las tortugas reunidas para anidar en arribada. Miles o decenas de miles de animales llegan varados muertos a la costa, presumiblemente como resultado de las capturas en las redes de arrastre de camarón. En esta zona también opera la pesca de enmalle que contribuye a la mortalidad. La interacción de la pesca y las hembras agrupadas frente a las playas de anidación, se produce también en el este del Pacífico. En esta región se han descrito interacciones con pesca de arrastre de camarón, palangre, cerco y redes de enmalle (Frazier et al., 2007). Las dificultades en el cumplimiento y la aplicación de los códigos y reglamentos de la pesca acentúan este problema. Aunque no se han diseñado medidas de mitigación específicas para la tortuga olivácea, existen varios códigos que incluyen medidas para las tortugas marinas, entre ellas, la adhesión a zonas y temporadas de pesca, el uso de dispositivos excluidores de tortugas (TED, por sus siglas en inglés), uso de anzuelos circulares y el ajuste

de la profundidad de las líneas. La aplicación de estas medidas puede ser prometedora. Por ejemplo, toda la flota de palangre de superficie de pez espada (*Xiphias gladius*) de Estados Unidos tiene que usar anzuelos circulares, ya que se ha visto una reducción en la interacción con tortugas marinas (Gilman et. al., 2007).

Contaminación marina. La contaminación marina afecta a la salud, supervivencia y éxito reproductor de las tortugas marinas, pero se desconoce el riesgo que supone a nivel global (Keller, 2013). Los contaminantes llegan desde tierra o son vertidos directamente al mar. Entre los elementos de la contaminación encontramos una amplia variedad de componentes, desde objetos de gran tamaño a sustancias químicas disueltas. Parte de la basura marina es ingerida por las tortugas marinas al confundirla con alimento, como es el caso de algunos objetos plásticos. Los restos de material de pesca a la deriva (redes, cabos y anzuelos) pueden causar la amputación de miembros o directamente la muerte. Por su parte, los contaminantes químicos se pueden encontrar disueltos en el medio o en las presas que las tortugas ingieren, incorporándolos a su organismo. Entre estas sustancias se encuentran los contaminantes orgánicos persistentes; los metales como el mercurio, cadmio y zinc; crudo y diversos productos derivados del petróleo; pesticidas y productos farmacéuticos. El estudio de la contaminación química y sus efectos en las tortugas marinas se considera actualmente una de las líneas de investigación prioritarias (Hamann et al., 2010).

Calentamiento global. Se espera que las tortugas marinas se vean afectadas por los múltiples procesos asociados al cambio climático y sus posibles consecuencias, como el aumento de la temperatura del aire y de los océanos, cambios en la circulación del océano, en las precipitaciones y en las tormentas, cambios en la productividad, y aumento del nivel del mar que haría desaparecer playas de puesta (Hawkes et al., 2009; Fuentes et al., 2011). Otro de los impactos importantes en las playas estaría relacionado con el calentamiento de la arena, ya que los huevos sólo se desarrollan en un rango de temperatura y, además, de ella depende la determinación del sexo de los embriones (Witt et al., 2010). Las tortugas marinas, durante su existencia en el planeta, han estado expuestas a otros periodos de cambios climáticos que han superado, gracias, posiblemente, a la redistribución de sus zonas de anidación, uso de nuevas rutas migratorias, cambios en el comportamiento, plasticidad fenotípica y otros procesos adaptativos. Sin embargo, lo que preocupa del proceso de cambio actual es, a diferencia de los anteriores, la rapidez a la que se está produciendo y la capacidad de reacción de estas especies, que presentan poblaciones reducidas por las diversas amenazas a las que han estado y siguen estando expuestas (Poloczanska et al, 2009; Hamann et al., 2013). Se necesitan estudios adicionales que ayuden a comprender el proceso de selección del lugar de puesta y cómo estos lugares de anidación pueden cambiar ante diferentes regímenes climáticos (Hamann et. al., 2013).

Distribución geográfica

La tortuga olivácea tiene una distribución circumtropical. Está presente en los océanos Pacífico, Índico y Atlántico, excepto en el Golfo de México y norte del Atlántico, donde está presente la tortuga lora (Reichart, 1993). Sin embargo, algunos registros indican que podría haber algún solapamiento ya que se han visto algunos ejemplares de tortuga olivácea en las zonas de alimentación conocidas de la tortuga lora (Foley et al., 2003). Nidifica en aguas tropicales (excepto en el Golfo de México) y sus rutas migratorias y zonas de alimentación se localizan en áreas tropicales y subtropicales. La anidación de esta especie se conoce en cerca de 60 países. Las migraciones y zonas de alimentación están menos estudiadas que en otras especies de tortugas marinas, pero se conoce que incluyen las aguas de unos 80 países (Abreu-Grobois y Plotkin, 2008).

En el Pacífico oriental, la anidación está ampliamente distribuida a lo largo de la costa, desde México a Ecuador (México, Guatemala, El Salvador, Honduras, Nicaragua, Costa Rica, Panamá, Colombia y Ecuador; Abreu-Grobois y Plotkin, 2008). Algunas de las escasas playas donde se producen arribadas se sitúan en esta costa, en México, Nicaragua, Costa Rica y Panamá. Los avistamientos más extremos hacia el sur se han registrado cerca de Valparaíso (Chile) y hacia el norte desde California (Reichart, 1993) hasta Alaska (Hodge y Wing, 2000). En esta región, los adultos son altamente migratorios y ocupan zonas oceánicas cuando no

están en temporada de reproducción (Plotkin, 2010). Se conocen zonas de alimentación desde Guatemala a Perú. En el Pacífico occidental se conoce la anidación desde Tailandia a Australia (Tailandia, Vietnam, Brunei, Malasia, Indonesia, Filipinas, Papúa Nueva Guinea y Australia) y las zonas principales de alimentación se encuentran en Camboya, Indonesia y Papúa Nueva Guinea. Los análisis genéticos han mostrado que en el Pacífico Norte central se alimentan tortugas oliváceas del este y oeste del Pacífico (Polovina et al., 2004). En el Índico oriental anida desde Myanmar a Sri Lanka y otras islas (Mianmar, las islas Andaman y Nicobar, Bangladesh, costa este de India y Sri Lanka), aunque sólo se han observado arribadas en India. Se conocen zonas de alimentación en la costa oeste de India y en Sri Lanka. En el Índico occidental anida en la costa oeste de la India, Pakistán, Omán, Kenia, Tanzania y Mozambique; y hay una zona de alimentación en Madagascar. En el Mar Rojo anida en Eritrea (Abreu-Grobois y Plotkin, 2008).

En el Atlántico occidental anida desde Venezuela a Brasil (Venezuela, Trinidad y Tobago, Guayana, Surinam, Guayana Francesa y Brasil). Se conocen zonas de alimentación en Panamá. Hacia el este del Atlántico no hay registros de la especie (avistamientos ni varamientos) en las islas Británicas, ni en la costa de Francia (Witt et al., 2007). En la Macaronesia no hay registros en Azores, y hay una cita no confirmada de un posible ejemplar visto en Madeira en 1949 (Fretey, 2001). En Cabo Verde hay registros de restos de caparazones y de animales varados o encontrados muy cerca de la costa muertos, enfermos o enmallados (Varo-Cruz et al., 2011). A lo largo de la costa oeste de África, anida desde Senegal a Angola (Senegal, archipiélago de Bijagós –Guinea-Bissau–, Guinea, Sierra Leona, Liberia, Costa de Marfil, Ghana, Benín, Nigeria, Camerún, Guinea Ecuatorial, Sao Tomé y Príncipe, Gabón, el Congo y Angola), regularmente en algunos lugares e irregularmente en otros (Carr y Campbell, 1995; Godgender et al., 2009; Fretey et al., 2012). Se han capturado ejemplares inmaduros a lo largo de la costa de Camerún sugiriendo que estas aguas podrían ser áreas de desarrollo. Los adultos están ampliamente distribuidos en aguas oceánicas frente al sur de Gabón, Congo, República Democrática del Congo y Angola, aunque también podrían estar usando como zona de alimentación el hábitat nerítico (Weir et al., 2007; Godgender et al., 2009; Pikesley et al., 2013).

En cuanto a su presencia en aguas españolas, Salvador (1985) se refiere a la especie como posible accidental en Canarias, aunque no confirma su presencia. Los registros conocidos son recientes y corresponden a animales varados o capturados en el mar. El primero es de mayo del 2006 y se trató de un animal encontrado moribundo en las inmediaciones de Puerto Colón, costa oeste de Tenerife; murió dos días después (datos del Centro de Recuperación de Fauna Silvestre La Tahonilla, Cabildo de Tenerife; Figura 3). En febrero de 2007 se capturó un ejemplar enfermo en el canal entre Gran Canaria y Tenerife, al noroeste de Gran Canaria (datos del Centro de Recuperación de Fauna Silvestre del Cabildo de Gran Canaria). Murió un mes más tarde como consecuencia de una micosis sistémica (Orós et al., 2011). Este mismo ejemplar también lo menciona Brito (2008) pero ambas referencias citan erróneamente la fecha de captura. En abril de 2012 se capturó y posteriormente se liberó un ejemplar aparentemente sano frente a la costa oeste de Tenerife (28° 03' 09"N y 16° 44' 19"W; Figura 4). En aguas españolas de la península sólo hay un registro, que corresponde a un animal varado encontrado muerto en Oropesa del Mar (Castellón) en mayo del 2014 (Revuelta et al., en prensa; Tabla 1).



Figura 3. Tortuga olivácea capturada en la costa oeste de Tenerife en 2006. © Programa de Identificación de Tortugas Marinas (www.pitmar.net).



Figura 4. Tortuga olivácea capturada y liberada en la costa oeste de Tenerife en 2012. © canariasconservacion.

Tabla 1. Registros de tortuga olivácea en aguas españolas. LCC: longitud curva del caparazón, ACC: ancho curva del caparazón. LRC: longitud recta del caparazón, ARC: ancho recta del caparazón, ND: datos no recogidos.

Fecha	Localización	LCC/ACC	LRC/ARC	Condición	Referencia
27/05/2006	En el mar, costa oeste de Tenerife	ND	ND	enferma	CRFS La Tahonilla
08/02/2007	En el mar, canal Gran Canaria-Tenerife	55,0/59,0	51,0/50,5	enferma	Esta publicación. Brito, 2008; Orós et al., 2011
09/04/2012	En el mar, costa oeste de Tenerife	ND	ND	sana	Carrillo y Alcántara, 2014
08/05/2014	Varada, Oropesa del Mar (Castellón)	65,7	–	muerta	Revuelta et al., en prensa

Ecología trófica

Parece tener una dieta bastante oportunista (Márquez, 1990) y omnívora (Jones y Seminoff, 2013), dependiente del hábitat usado para alimentarse y de la localización. Juveniles y adultos de ambos lados del Pacífico ocupan las aguas oceánicas del Pacífico Norte central (Polovina et al., 2004), y entre las presas halladas en contenidos estomacales se han encontrado taliáceos (pirosomas y salpas), gasterópodos (caracoles de mar) y actinopterigios (peces; informe no publicado citado en Jones y Seminoff, 2013). En el Pacífico Este tropical, juveniles y adultos también comparten el hábitat oceánico con una dieta a base de organismos gelatinosos, principalmente cnidarios (medusas) y ctenóforos (Kopitski et al., 2004). El análisis de los contenidos estomacales de ejemplares capturados frente a la costa de México reveló además de cnidarios (medusas), invertebrados bentónicos, principalmente cangrejos y moluscos bivalvos y gasterópodos (Bjorndal, 1997). En Australia, donde los juveniles y adultos se localizan en zonas costeras, las principales presas encontradas han sido gasterópodos y malacostráceos (pequeños cangrejos) (Limpus, 2008). En el Atlántico Oeste, aunque también ocupa aguas oceánicas, se distribuye principalmente por aguas costeras y ocupa grandes estuarios donde los crustáceos (cangrejos) podrían ser una parte importante de su dieta (Castilhos et al., 2011). En el océano Índico, en Sri Lanka e India, se encontró en los animales examinados restos de materia vegetal, siendo las algas el principal elemento o el único (Biswas, 1982; Bjorndal, 1997).

Biología de la reproducción

La edad media de la madurez sexual en la tortuga olivácea se ha estimado en torno a los 13 años y tamaño medio de 60 cm de LRC, para tortugas del Pacífico Norte central (Zug et al., 2006). Generalmente anida cada año, hecho poco frecuente en otras especies de tortugas marinas que se suelen reproducir cada 2 o 3 años (Tripathy y Pandav, 2007). Las cópulas pueden tener lugar frente a las playas de puesta aunque también algunos machos podrían permanecer en aguas oceánicas e interceptar a las hembras (Kopitsky et al., 2000). Tanto machos como hembras pueden copular con diferentes parejas (Hamann et al., 2003). Todas las especies de tortugas marinas presentan dimorfismo sexual que se hace evidente sólo en los individuos adultos. La cola de los machos es más larga y las uñas más grandes y curvadas que las de las hembras, lo que les permite sujetarse al caparazón de ellas durante las cópulas. No hay cuidados parentales por parte de ninguno de los progenitores.

La principal característica de la biología de la reproducción que diferencia a las especies del género *Lepidochelys* del resto de tortugas marinas, es que anidan en arribada (Figura 1). En estos eventos intervienen unos cientos a miles de hembras y suele durar unos pocos días (ver apartado Comportamiento). El elevado número de tortugas nidificando en áreas limitadas produce una alta mortalidad de huevos dependiente de la densidad de nidos. Los huevos que sobreviven se ven posteriormente expuestos a ser destruidos en la siguiente salida masiva de las hembras (Figura 2) (Plotkin, 2007). En esta especie también se produce la anidación dispersa o solitaria y la estrategia mixta. La anidación dispersa, que es la única que presentan los otros géneros de tortugas marinas, es la más habitual también en las playas donde anida la tortuga olivácea, y en algunas se pueden producir las dos formas de anidación (Abreu-Grobois y Plotkin, 2014). A nivel individual, algunas hembras anidan en arribadas, otras en solitario y otras muestran una estrategia mixta (Plotkin, 2007). La mayoría emergen principalmente durante la noche y el tiempo requerido para completar el proceso de anidación es de aproximadamente una hora, siendo generalmente mayor en las especies de mayor tamaño (Miller, 1997).

En general las hembras de esta especie ponen entre 1 y 3 puestas por temporada, en intervalos variables según poblaciones y formas de anidar. En el caso de las anidaciones en solitario, el periodo entre puestas varía entre valores medios de 14 y 24,5 días (Matos et al., 2012; Dornfeld et al., 2015). En el caso de las arribadas, ese intervalo es de aproximadamente 30 días (Miller, 1997), pero sorprende la enorme capacidad de las hembras para retener las puestas por periodos de hasta dos meses, si las condiciones no son las apropiadas (Plotkin et al., 1995). El valor medio de huevos por nido varía generalmente entre 87,5 y 120, según localidades (Marquez, 1990; Dornfeld et al., 2015). El diámetro de los huevos normalmente se encuentra entre 3,2 y 4,5 cm y el peso entre 30 y 38 gr. El periodo de incubación suele durar entre 45 y 65 días (Márquez, 1990), y está fuertemente correlacionado con la temperatura de incubación: valores más altos producen incubaciones más cortas y viceversa (Mrosovsky, 1988).



Figura 5. Arribada de tortuga olivácea en Gahirmatha (India) © K. Sivakumar



Figura 6. Zopilotes alimentándose de los huevos de una puesta anterior desenterrada por una hembra de tortuga olivácea durante su anidación © A. Stein

Como en el resto de especies de tortugas marinas y en algunos otros reptiles, el sexo de los embriones lo determina la temperatura, y en concreto la del segundo tercio del periodo de incubación (Johnston et al., 1995). Muchos factores influyen en la temperatura de incubación de un nido: su posición en la playa, las condiciones climáticas, las variaciones estacionales, la distancia a las líneas de marea y de vegetación, el color de la arena, la profundidad (Mrosovsky et al., 1984; Horikoshi, 1992), e incluso la posición del huevo dentro del nido y la influencia del calor metabólico generado por los huevos que lo rodean (Godfrey et al., 1997). En la tortuga olivácea la temperatura pivotal –o temperatura constante que produce una razón de sexos de 1:1– es ligeramente mayor que para las demás especies de tortugas marinas, rondando los 30-31 °C, produciéndose un 100% de machos por debajo de los 27-28 °C y un 100% de hembras por encima de 32 °C (McCoy et al., 1983; Wibbels et al., 1998; Wibbels, 2003). Estos valores son más bajos en Gahirmatha (India), donde se ha estimado que la temperatura pivotal podría ser menor de 29 °C (Dimond y Mohanty-Hejmadi, 1983).

Estructura y dinámica de poblaciones

Como en el resto de especies de tortugas marinas, los éxitos de eclosión y emergencia varían enormemente en función de la playa, la época del año, el tipo de arena, la depredación, el régimen de mareas y lluvias, etc. Para la tortuga olivácea se han encontrado éxitos muy variables incluso en una misma playa, como en Nancite (Costa Rica) donde se ha registrado desde un 29,5% en zonas de alta densidad de nidos, hasta un 71,6% en zonas de baja densidad, demostrando, a su vez, que altas densidades de nidos disminuyen fuertemente el éxito de eclosión (Honarvar, 2007). Sin embargo, playas de anidación solitaria como Las Barracas (México) y El Valle (Colombia) presentan éxitos de eclosión superiores al 70% (López-Castro et al., 2004; Barrientos Muñoz et al., 2014).

Las tasas de depredación de neonatos en las playas varían enormemente según la localización de la playa y la especie. Estudios realizados con tortuga olivácea en la playa de Ostional (Costa Rica) muestran que menos del 4% de las crías nacidas fueron depredadas por cangrejo fantasma y cangrejo ermitaño en sus primeras horas de vida (Madden et al., 2008). Otros estudios muestran que nidos de arribadas presentan una depredación por mamíferos en la primera noche significativamente menor que los nidos de anidaciones solitarias (Eckrich y Owens, 1995).

Las tasas de mortalidad en el mar son realmente altas durante las primeras dos horas (46% aprox.), mientras que aquellas crías que alcanzan aguas profundas experimentan tasas de depredación mucho menores (21%) que aquellas que permanecen en aguas someras (77%) (Pilcher et al., 2000; Stewart y Wyneken, 2004). Por otro lado, se ha observado que la depredación es mayor cuando las tortugas son liberadas en grandes grupos y aún más cuando se liberan sistemáticamente en un mismo lugar y a horas concretas (Pilcher et al., 2000; Stewart y Wyneken, 2004).

Aunque no existen datos sobre la supervivencia de las crías y los primeros estadios de la tortuga olivácea, al igual que ocurre en otras especies de tortugas marinas, la mortalidad podría ser bastante alta (Abreu-Grobois y Plotkin, 2014). A nivel global, la mortalidad de los adultos de esta especie ha sido muy elevada. Durante los años 60 y 70, la tortuga olivácea estuvo sometida a una gran explotación en el este del Pacífico. Más de la mitad de las capturas se produjeron en el sur de Baja California, donde registros no oficiales indican la muerte de más de 2.000.000 de tortugas de esta especie (Briseño-Dueñas, 1998). La tortuga olivácea fue explotada con propósitos comerciales en varias pesquerías legales de la región (Campbell, 2007) que capturaron unas 75.000 tortugas al año hasta su cierre en los años 90 (Aridjis, 1990). La sobreexplotación causó el colapso de las poblaciones del este del Pacífico, llevándolas a estar cerca de la extinción (Cliffon et. al., 1982; Green y Ortiz-Crespo, 1982). El cierre de las pesquerías junto con la protección de las playas ha contribuido a la recuperación de algunas poblaciones (Pritchard, 1997; Eguchi et. al., 2007), aunque cada año, miles de tortugas oliváceas se capturan ilegalmente a lo largo de la costa este del Pacífico (Frazier et. al., 2007). En México, durante largos periodos, la colecta de huevos y la captura de tortugas adultas fue una práctica común (Cliffon et. al., 1982). Una de las principales causas del rápido descenso de estas poblaciones se atribuye a la alta tasa de mortalidad, en especial de los adultos (Cornelius et. al., 2007; Abreu-Grobois y Plotkin, 2014).

En la Bahía de Bengala, al noreste del Índico, la captura accidental en pesquerías afecta a miles de individuos cada año, especialmente a adultos reproductores, que migran entre las zonas de alimentación y las playas de puesta (Pandav et. al., 1997). La colonia de Gahirmatha (Orissa, India), donde ocurre una de las mayores arribadas del mundo, incrementó la mortalidad de unos pocos miles de tortugas a principios de los años 80 a más de 10.000 a mediados de los 90 (Pandav, 2000).

Interacciones con otras especies

Existen pocos estudios de epibiontes para esta especie pero, en general, queda patente que la diversidad de especies es mucho menor en la tortuga olivácea que en otras como la tortuga boba o la tortuga carey, de las que se han descrito más de 100 especies epibiontes (Frick et al., 1998; Schämer, 2005). La escasa frecuencia de algas e hidroideos epibiontes puede ser un claro determinante de esta baja diversidad, puesto que se cree que ciertas especies, principalmente crustáceos (caprélidos, gammeridos, isópodos), van asociadas a comunidades de algas e hidroideos epibiontes (Lazo-Wasem et al., 2011; Liria-Loza, 2011). Sorprendentemente, esta baja diversidad se ha observado incluso en animales varados muertos o muy enfermos en las costas de Canarias y Cabo Verde (Varo-Cruz et al., 2011), cuya inactividad o deriva en superficie suele provocar un fuerte aumento en la colonización por epibiontes (Kitsos et al., 2005; Liria-Loza, 2011). En la tortuga olivácea, las áreas más afectadas por epibiosis son el caparazón, principalmente el tercio posterior –que según Liria-Loza (2011) puede indicar una alta movilidad de los individuos estudiados–, así como aletas, cabeza y cuello (Gámez-Vivaldo et al., 2006).

Para esta especie se han observado epibiontes específicos de tortugas marinas como *Chelonibia testudinaria* y *Podocerus chelonophilus*, así como epibiontes no específicos pero observados comúnmente en otras especies de tortugas marinas como los cirrípedos *Conchoderma virgatum*, *Lepas anserifera*, *L. hilli* y *L. anatifera*, o balanos como *Platylepas hexastilus*, *Stomatolepas praegustator* o *Stephanolepas muricata* (Díaz et al., 1992; Sosa-Cornejo et al., 2012; Lazo-Wasem et al., 2011; Angulo-Lozano et al., 2007; Gámez-Vivaldo et al., 2006). En casi todos los estudios se han encontrado diferentes especies del género *Planes* (*P. minutus*, *P. cyaneus* y *P. major*, según la localización de las tortugas estudiadas), decápodo comúnmente localizado en el hueco ventral del caparazón asociado a la cloaca (Davenport, 1994).

En hembras nidificantes es común observar la sanguijuela *Ozobranchus branchiatus*, principalmente asociada a tejidos blandos como la cloaca, aletas y cuello (Sosa-Cornejo et al., 2012; Lazo-Wasem et al., 2011; Angulo-Lozano et al., 2007; Gámez-Vivaldo et al., 2006), y la presencia de rémoras (*Remora remora*; Sosa-Cornejo et al., 2012; Lazo-Wasem et al., 2011).

Depredadores

La depredación de la tortuga olivácea, sus huevos y crías, ocurre tanto en tierra como en el mar, y a lo largo de todo su ciclo de vida. Sin embargo, se desconoce el impacto que esta mortalidad tiene en las distintas poblaciones (Heithaus, 2013). El comportamiento de anidación de las hembras, de forma solitaria o en arribada, parece tener consecuencias importantes en la depredación de los nidos. En Costa Rica, la depredación durante la primera noche resultó mayor (51%) en nidos de hembras solitarias que en nidos de arribadas (7,6%; Eckrich y Owens, 1995; Heithaus, 2013). En Rushikulya (Orissa, India), un elevado porcentaje de los nidos de hembras solitarias fueron depredados durante dos temporadas de puesta consecutivas (2003-2004: 72%; 2004-2005: 84%), mientras que menos de un 9% de los nidos de arribada fueron depredados durante esos años (Tripathy y Rajasekhar, 2009).

Existen una gran variedad de depredadores de los nidos de tortugas marinas que incluyen insectos, aves, mamíferos nativos e introducidos, grandes lagartos y cocodrilos (Heithaus, 2013). En Australia, además de zorros, perros y cerdos, los varanos (*Varanus varius*) destruyen un número significativo de puestas (Whiting et. al., 2007a). En Angola, el principal depredador es el chacal rayado (*Canis adustus*), aunque también existe depredación por parte de la jineta tigrina (*Genetta tigrina*), el gato salvaje africano (*Felis libica*), el serval (*Felis serval*) y el cangrejo violinista (*Uca tangeri*) entre otros (Weir, 2007).

La tasa de depredación de las crías varía considerablemente dependiendo de las poblaciones de depredadores y la presencia de programas de control. En la playa de Ostional (Costa Rica), menos del 4% de las crías de tortuga olivácea son depredadas, principalmente por cangrejos ermitaños de gran tamaño y cangrejos fantasma (Madden et. al., 2008). En esta misma playa, destacan como aves depredadoras el zopilote (*Coragyps atratus*), el tántalo americano (*Mycteria americana*) y el zanate mexicano o clarinero (*Quiscalus mexicanus*). Los buitres se alimentan de huevos expuestos por los perros o la gente y de crías que se encuentran en la superficie. También suelen robar huevos y crías a otras aves (Burger y Gochfeld, 2014).

Una vez entran en el mar, las crías pueden ser consumidas por una variedad de peces teleósteos, calamares, tiburones, aves y el cocodrilo marino (*Crocodylus porosus*) (Walker y Parmenter, 1990; Gyuris, 1994; Stewart y Wyneken, 2004; Whiting y Whiting, 2011). En Mazatlán (México), se han encontrado restos de crías de tortuga olivácea en el contenido estomacal de dorados (*Coryphaena hippurus*) (Villaseñor et. al., 2010). Poco se conoce sobre la depredación de los juveniles en el ambiente oceánico, donde los tiburones (Carranza et. al., 2006), grandes teleósteos y aves podrían ser los principales depredadores (Heithaus, 2013). A excepción del hombre, que ha sido el mayor depredador de tortugas marinas durante los últimos cientos de años (Jackson, 1997; Spotila et. al., 2000), la depredación de adultos es poco frecuente. En cuanto a depredadores marinos, la orca (*Orcinus orca*) y distintas especies de tiburones podrían ser depredadores de la tortuga olivácea (Heithaus et. al., 2008). Aunque se han hecho pocos estudios sobre la depredación de adultos en tierra, se han observado perros salvajes, jaguares (*Panthera onca*) (Cornelius y Robinson, 1982; Caut et. al., 2006), coyotes (Cornelius y Robinson 1982) y varias especies de cocodrilos y caimanes (*Alligator mississippiensis*). En Costa Rica, el cocodrilo americano (*Crocodylus acutus*) depreda adultos antes y después de las arribadas (Ortiz et. al., 1997) y en el Indo-Pacífico, el cocodrilo marino ataca a las tortugas en o cerca de las playas de puesta (Whiting y Whiting, 2011).

Al igual que ocurre con los huevos, la arribada parece tener una función antidepredadora para las crías y los adultos. Se piensa que esta sincronización en el momento de la puesta es una respuesta adaptativa que aumenta las probabilidades de supervivencia individual ante los depredadores terrestres (Ortiz et. al., 1997).

Parásitos y patógenos

Los análisis parasitológicos de individuos de tortuga olivácea son muy escasos. Con respecto a helmintos parásitos, hasta la fecha se han descrito 9 especies de trematodos, de los cuales *Adenogaster serialis* y *Enodiotrema megachondrus* son los más frecuentes (Perez-Ponce de

León et al., 1996). Otras especies descritas son: *Himasomum lobatus*, *Pyelosomum renicapite*, *Pachypsolus irroratus*, *Orchidasma amphirorchis*, *Prosorchis psenopsis*, *Calycodes anthos* y *Plesiochorus cymbiformis* (Pérez-Ponce de León et al., 1996; Gámez-Vivaldo et al., 2006; Santoro y Morales, 2007; Werneck, 2011). También se han citado 3 especies de nematodos: *Kathlania leptura* –descrito anteriormente por Brooks y Frazier (1980) en la costa africana (Zanzibar)–, *Sulcascaris sulcata* y *Tonaudia freitasi* (Werneck, 2011).

En general, se observa una baja riqueza de especies parásitas en la tortuga olivácea (Pérez-Ponce de León et al., 1996), similar a la observada en la tortuga boba (Aznar et al., 1998; Valente-Delgado et al., 2009; Santoro et al., 2010), pero muy diferente a lo observado en la tortuga verde (Santoro et al., 2006). Estas diferencias podrían deberse, tanto a sus hábitos alimenticios (más parecidos en las tortugas olivácea y boba), como a sus hábitos migratorios, frecuentando ambas especies los ambientes pelágicos, mientras que la tortuga verde vive asociada a ambiente neríticos (Werneck, 2011). Por otro lado, la presencia de *S. sulcata* en la tortuga olivácea podría ser indicativa del uso del hábitat nerítico y alimentación bentónica, ya que la forma larvaria de este helminto parasita bivalvos y gasterópodos bentónicos (Berry y Cannon, 1981; Santoro et al., 2010).

Poco se conoce sobre las enfermedades de la tortuga olivácea y el impacto que éstas podrían tener en su abundancia (George, 1997). Una de las pocas enfermedades de esta especie identificada en la literatura es la fibropapilomatosis, aunque presenta una baja incidencia. Se han observado ejemplares con fibropapilomas en México (Reséndiz et al., 2010), Costa Rica (Herbst, 1994; Aguirre et al., 1999) y la India (NMFS y USFWS, 2014). En ocasiones, la enfermedad aparece asociada con un herpesvirus, que se encuentra en tortugas marinas prácticamente a nivel global (Herbst, 1994; Vasconcelos et al., 2000). La incidencia de la enfermedad en adultos es baja (George, 1997), siendo el estadio juvenil el que presenta mayor prevalencia. La enfermedad se adquiere tras el reclutamiento a hábitats neríticos, por lo que los individuos no se ven afectados durante la fase oceánica previa o inmediatamente después (Ene et al., 2005). Aunque estos tumores son benignos, generalmente causan severa debilitación debido a los efectos del espacio que ocupan o a la interferencia de funciones sistémicas (Aguirre y Lutz, 2004).

En 1999, unas 1.000 tortugas llegaron muertas a la costa de Ecuador. De éstas, el 99% fueron tortugas oliváceas (Alava et al., 2005). Se desconoce el motivo de este varamiento masivo, aunque Alava et al. (2005) señalaron un brote epizootico como posible causa. En general, las enfermedades causadas por bacterias en las tortugas marinas incluyen infecciones por *Vibrio*, *Aeromonas*, *Salmonella*, *Pseudomonas*, *Bacteroides*, *Fusobacterium*, *Flavobacterium*, *Clostridium* y *Mycobacterium* spp. (Glazebrook y Campbell 1990; McArthur, 2004 y Flint, 2013). Las infecciones por hongos se consideran raras (Orós et al., 2004; Flint et al., 2009) y hasta la fecha se han descrito dos especies de hongos en la tortuga olivácea: *Paecilomyces* sp. que provoca neumonía y nefritis granulomatosas (Gámez-Vivaldo et al., 2009) y *Trichophyton* spp. observado en un ejemplar varado en las islas Canarias y capaz de causar micosis sistémicas (Oros et al., 2011).

La presencia de bacterias y hongos en los nidos suele aumentar considerablemente en eventos de alta densidad de nidos como suelen ser las arribadas. Este hecho se ha documentado en Nancite (Costa Rica), donde el bajo éxito de eclosión –hasta del 5% en algunos segmentos de la playa–, se atribuye, al menos en parte, a estos agentes patógenos (Cornelius, 1986; Mo et al., 1990; Keene, 2012).

Actividad

No hay datos.

Biología térmica

No hay datos de temperaturas corporales. Estudios de seguimiento por satélite llevados a cabo por Polovina et al., (2004) y por McMahon et al., (2007), muestran que, en el norte del Pacífico, las tortugas oliváceas se distribuyen en aguas más cálidas (de 23 a 29 °C de temperatura

superficial del mar), que ejemplares de tortuga boba (de 15 a 25 °C de temperatura superficial del mar). Los registradores de temperatura colocados en ejemplares de tortuga olivácea llegaron a registrar una temperatura mínima del agua de 18,7 °C (a 98 m de profundidad), pero solo el 6,9% de las inmersiones fueron en aguas de temperaturas inferiores a 20 °C; McMahon et al., 2007).

Al igual que en la tortuga lora, el pequeño tamaño de los adultos de tortuga olivácea, en comparación con otras especies, podría generar una mayor sensibilidad a las bajas temperaturas, haciéndolas más susceptibles de sufrir hipotermias (*cold stunning*) en cuanto se adentran en zonas o corrientes más frías (Todd et al., 2013).

Movimientos

Las tortugas marinas regresan a reproducirse y anidar a la región donde nacieron, habilidad que se conoce como filopatría natal (Miller, 1997). Presentan, además, fidelidad al sitio de puesta, es decir, vuelven a anidar al mismo lugar en diferentes estaciones y en la misma estación (Miller, 1997). El grado de precisión suele ser alto, pero algunos individuos se pueden desplazar cientos de kilómetros entre anidaciones sucesivas. La fidelidad es menor cuando las hembras anidan en solitario que cuando anidan en arribadas (Plotkin, 2003), aunque en algunas playas de anidación en solitario también se ha encontrado una alta fidelidad como, por ejemplo, en Sergipe (Brasil). Algunos estudios han indicado que las tortugas oliváceas que anidan en solitario usan múltiples playas debido a una mayor movilidad durante las puestas sucesivas. Este comportamiento podría ser útil a la hora de colonizar nuevas áreas y nuevas playas (Tripathy y Pandav, 2007).

La variación encontrada en las estrategias de alimentación se manifiesta en las migraciones y en los movimientos destinados a la búsqueda de alimento, por lo que cualquier generalización del ciclo de vida de estas especies podría resultar impreciso (Morreale et al., 2007). Esta plasticidad se manifiesta en diferencias entre poblaciones y a veces entre individuos de la misma población.

Los primeros registros de recapturas de animales marcados parecían indicar que los adultos del este del Pacífico y del oeste del Atlántico se alimentaban en áreas costeras, que se extendían al norte y al sur de las playas de puesta, desde cientos hasta alrededor de 2.000 km. Sin embargo, la escasa proporción de animales recapturados, considerando sus hábitos costeros, hacía sospechar que también podrían estar usando otros lugares. Además, algunos animales fueron recapturados en aguas lejos de la costa y con profundidades de la columna de agua superiores a los 3.000 m. Posteriormente, los estudios de seguimiento por satélite confirmaron que estos adultos principalmente se distribuían en aguas abiertas. Las trayectorias, relativamente indirectas, indican que viajan a áreas generales del océano abierto, sin una localización específica predeterminada (Morreale et al. 2007; Plotkin, 2010).

Los estudios de seguimiento por satélite también han permitido conocer las migraciones en otras poblaciones. Las tortugas de India, después de la temporada de anidación, ocupan las aguas oceánicas en la Bahía de Bengala, desplazándose al azar en movimientos circulares que podrían estar condicionados por las complejas corrientes de la zona. Al menos algunos ejemplares podrían realizar migraciones más alejadas de la costa, habiéndose registrado una trayectoria hacia el sur de hasta 2.900 km (Shanker et al., 2003b). En la costa atlántica africana, hembras que anidan en Gabón y Angola usaron principalmente las aguas oceánicas hasta 200 m frente a la costa, fuera de la plataforma continental, aunque algunas se dispersaron miles de kilómetros, y alguna podría estar ocupando aguas neríticas muy próximas a la zona de anidación. Una situación diferente se produce en el norte de Australia donde los adultos prefieren el hábitat costero de la plataforma continental, donde se alimentan bentónicamente y las trayectorias son claramente dirigidas hacia lugares concretos, situados entre 180 y 1.050 km de la zona de anidación. En Omán, las zonas de alimentación identificadas se encuentran a distancias entre 85 y 796 km de la zona de anidación. Algunas están tan próximas que las tortugas que las usan se consideran residentes. Las zonas se localizan hacia el norte y hacia el sur de la zona de anidación, en aguas neríticas, aunque también se registraron tortugas que hicieron incursiones en aguas oceánicas. En el caso de las

hembras de Brasil, algunas usan zonas neríticas, en la plataforma continental hacia el norte o hacia el sur de la zona de anidación, entre 220 y 2.300 km; otras usan las aguas oceánicas frente a la costa de Brasil, y también podría existir una estrategia mixta en algunos individuos (da Silva et al., 2011).

Comportamiento

Uno de los comportamientos más llamativos de la tortuga olivácea es la arribada, por el que entre cientos y cientos de miles de hembras anidan de forma sincronizada en una misma playa, durante un periodo de 2 a 7 días sucesivos. Este fenómeno se produce, generalmente, una vez al mes durante la época de puesta. La arribada también se presenta en la tortuga lora, y ambas especies pueden anidar de forma solitaria. Las mayores arribadas de tortuga olivácea ocurren en playas de la costa pacífica de México y Costa Rica y en India (NMFS y USFWS, 2014). Los individuos migran desde áreas distantes a las aguas costeras de estas playas, donde se concentran durante días o semanas. Uno o dos días antes de la arribada, las tortugas se congregan a pocos metros de la orilla, donde se les puede observar nadando hacia delante y atrás de forma paralela a la playa y descansando en el fondo. El momento en el que comienza la arribada es bastante variable e impredecible (Bernardo y Plotkin, 2007).

Aún se desconoce el mecanismo que produce que las hembras se congreguen y esperen un momento concreto para emerger en masa y anidar, aunque se han propuesto diversos factores extrínsecos e intrínsecos que podrían regular este comportamiento (Bernardo y Plotkin, 2007).

Factores meteorológicos

Algunos autores han afirmado que las arribadas comienzan con fuertes vientos, aunque el fenómeno también puede producirse sin viento alguno.

Ciclos de la luna y mareas

Se ha hipotetizado que los ciclos de la luna y de las mareas son esenciales a la hora de iniciar la arribada. Las arribadas en el Pacífico Este suelen coincidir con el tercer cuarto de la luna, aunque también pueden ocurrir en otras fases. Sin embargo, las arribadas asincrónicas de Nancite y Ostional, dos playas de Costa Rica separadas por unos 100 km aproximadamente, y por tanto, con idénticos ciclos lunares, contradicen esta hipótesis. Estas observaciones sugieren que los factores que regulan cada arribada podrían encontrarse en el ambiente local.

Facilitación social

Otra teoría sugiere que la arribada es facilitada socialmente. Los estudios de seguimiento por satélite realizados en Costa Rica muestran como, durante los periodos entre puestas y las migraciones posteriores a las zonas de alimentación, las tortugas migran de forma independiente. Sin embargo, los individuos anidan al mismo tiempo y con una gran proximidad espacial durante la anidación en masa (Plotkin et. al., 1995). Estos resultados no apoyan la teoría de facilitación social, aunque no se puede descartar que una vez reunidas frente a la playa de puesta, la estimulación social desencadene la arribada.

Tampoco se conoce si existen estímulos olfatorios, auditivos y/o visuales que determinen el inicio de la arribada. En este sentido, algunos autores han señalado que la secreción de las glándulas de Rathke, previa al fenómeno de arribada, podría jugar un papel en la producción de señales olfatorias (Bernardo y Plotkin, 2007).

La arribada implica una serie de beneficios, tanto para los adultos como la descendencia. Para los adultos, la reproducción sincrónica facilita encontrar pareja y la posibilidad de múltiples cópulas. De hecho existe una teoría que señala la arribada como un comportamiento seleccionado para facilitar las múltiples cópulas. Para las crías, la arribada supone un mecanismo para saciar a los depredadores, reduciendo la probabilidad de depredación individual (Eckrich y Owens, 1995; Bernardo y Plotkin, 2007). Sin embargo, la alta densidad de nidos en las playas de arribada disminuye fuertemente el éxito de eclosión por varias causas entre las que se incluyen el desentierro de los huevos de puestas anteriores debido a que las hembras cavan nidos en lugares donde había otros (Honarvar, 2007), la altas temperaturas de

incubación que llegan a ser letales a causa de la alta concentración de nidos y la acumulación de materia orgánica que aumenta el nivel de patógenos (Keene, 2012; Bézy et al., 2014).

Al igual que ocurre en otras especies de tortugas marinas, los estudios moleculares han corroborado la existencia de paternidad múltiple en nidos de tortuga olivácea (Hoekert et. al., 2002; Jensen et. al., 2006). Aunque existen varias teorías que intentan explicar la multipaternidad, cada vez toma más fuerza una explicación que incluye la densidad de los machos y evitar una conducta agresiva durante el apareamiento (Lee y Hays, 2004; Jensen et. al., 2006). Los resultados encontrados por Jensen et al. (2006) apoyan esta teoría: las poblaciones de tortuga olivácea que anidan en arribadas presentan unos niveles de múltiple paternidad superiores (92%) a los encontrados en poblaciones de hembras que anidan de forma solitaria (31%), indicando la importancia de la densidad y/o la proporción de sexos de los adultos. Sin embargo, no se puede descartar que la multipaternidad implique beneficios genéticos para las crías y las hembras (Bernardo y Plotkin, 2007).

Bibliografía

- Abreu-Grobois, A., Plotkin, P. (2014). *Lepidochelys olivacea*. En: *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>.
- Aggarwal, R., Shanker, K., Ramadevi, J., Velvan, V., Choudhury, B.C., Singh, L. (2006). *Genetic analysis of olive ridley (Lepidochelys olivacea) populations from the east coast of India using microsatellite markers and mitochondrial D-loop haplotypes*. NOAA Technical Memorandum NMFS SEFSC 536. 109 pp.
- Aguirre, A.A., Lutz, P.L. (2004). Marine turtles as sentinels of ecosystem health: Is fibropapillomatosis an indicator? *EcoHealth*, 1: 275-283.
- Aguirre, A.A., Spraker, T.R., Chaves-Quiroz, A., du Toit, L.A., Balazs, G.H. (1999). Histopathology of fibropapillomatosis in olive ridley turtles *Lepidochelys olivacea* nesting in Costa Rica. *Journal of Aquatic Animal Health*, 11: 283-289.
- Alava, J.J., Jiménez, P., Peñafiel, M., Aguirre, W., Amador, P. (2005). Sea turtle strandings and mortality in Ecuador: 1994-1999. *Marine Turtle Newsletter*, 108: 4-7.
- Angulo-Lozano, L., Nava-Duran, P.E., Frick, M.G. (2007). Epibionts of Olive Ridley turtles nesting at Playa Ceuta, Sinaloa, Mexico. *Marine Turtle Newsletter*, 118: 13-14.
- Aridjis, H. (1990). Mexico proclaims total ban on harvest of turtles and eggs. *Marine Turtle Newsletter*, 50: 1-3.
- Aznar, F.J., Badillo, F.J., Raga, J.A. (1998). Gastrointestinal helminths of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the western Mediterranean: constraints on community structure. *Journal of Parasitology*, 84: 474-479.
- Barrientos-Muñoz, K.G., Ramírez-Gallego, C., Páez, V. (2014). Nesting ecology of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) (Cheloniidae) at El Valle beach, Northern Pacific, Colombia. *Acta Biologica Colombiana*, 19(3): 437-445.
- Bernardo, J., Plotkin, P.T. (2007). An evolutionary perspective on the arribada phenomenon and reproductive behavioural polymorphism of olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*). Pp. 59-87. En: Plotkin, P.T. (Ed.). *Biology and conservation of ridley sea turtles*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 356 pp.
- Berry, G.N., Cannon, R.G. (1981). The life history of *Sulcascaaris sulcata* (Nematoda: ascaridoidea), a parasite of marine mollusks and turtles. *International Journal of Parasitology*, 11: 43-54.

- Bézy, V.S., Valverde, R.A., Plante, C.J. (2014). Olive ridley sea turtle hatchlings success as a function of microbial abundance and the microenvironment of in situ nest sand at Ostional, Costa Rica. *Journal of Marine Biology* 2014: 1-10.
- Biswas, S.A. (1982). A report on the olive ridley *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz) (Testudines: Cheloniidae) of Bay of Bengal. *Records of the Zoological Survey of India*, 79: 275-302.
- Bjorndal, K. A. (1997). Foraging ecology and nutrition of sea turtles. Pp. 199-231. En: Musick, J.A., Lutz, P.L. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, Boca Raton. 448 pp.
- Bowen, B.W., Clark, A.M., Abreu-Grobois, F.A, Chavez, A., Reichart, H., Ferl, R.J. (1998). Global phylogeography of the ridley sea turtles (*Lepidochelys spp.*) as inferred from mitochondrial DNA sequences. *Genetica*, 101: 179-189.
- Bowen, B.W., Karl, S.A. (2007). Population genetics and phylogeography of sea turtles. *Molecular Ecology*, 16: 4886-4907.
- Bowen, B.W., Meylan, A.B., Avise, J.C. (1991). Evolutionary distinctiveness of the endangered Kemp's ridley sea turtle. *Nature*, 352: 709-711.
- Briseño-Dueñas, R. (1998). *Variación genética en la región control del ADN mitocondrial de poblaciones de la tortuga golfina Lepidochelys olivacea en el Pacífico oriental y las implicaciones para su conservación*. M.Sc. Thesis, Universidad Autónoma de Sinaloa. 70 pp.
- Brito, A. (2008). Influencia del calentamiento global sobre la biota marina de las islas Canarias. Pp. 141-161. En: Afonso-Carrillo, J. (Ed.). *Naturaleza amenazada por los cambios en el clima. Actas III Semana Científica Telesforo Bravo*. Instituto de Estudios Hispánicos de Canarias.
- Brooks, D.R., Frazier, J. (1980). New host and locality for *Kathlania leptura* (Rudolphi) (Nematoda: Oxyurata: Kathlanidae). *P. Helm. Soc. Wash.*, 47 (2): 267-268.
- Burger, J., Gochfeld, M. (2014). Avian predation on olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtle eggs and hatchlings: avian opportunities, turtle avoidance, and human protection. *Copeia*, 2014 (1): 109-122.
- Camifias, J. A. (2002). Estatus y conservación de las tortugas marinas en España. Pp. 385-420. En: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Asociación Herpetológica Española, Madrid. 585 pp.
- Campbell, L. (2007). Understanding human use of olive ridleys: implications for conservation. Pp. 23-43. En: Plotkin, P.T. (Ed.). *Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 356 pp.
- Carr, T., Campbell, C.L. (1995). *A management strategy outline for marine turtle conservation in Ghana*. Appendix I: Survey of the sea turtles of Ghana. Informe no publicado. 23 pp.
- Carranza, A., Domingo, A., Estrades, A. (2006). Pelagic longlines: A threat to sea turtles in the Equatorial Eastern Atlantic. *Biological Conservation*, 131: 52-57.
- Carretero, M.A., Martínez-Solano, I., Ayllón, E., Llorente, G. 2014. Lista patrón de los anfibios y reptiles de España. (actualizada en diciembre de 2014). Asociación Herpetológica Española, Barcelona.
- Carrillo, M., Alcántara, E. (2014). *Informe de las campañas de avistamiento de 2013. Programa e seguimiento de la tortuga boba (Caretta caretta) para evaluar el estado de conservación de la especie en las islas Canarias*. Observatorio Ambiental Granadilla. 34 pp.
- Casas-Andreu, G. (1978). Análisis de la anidación de tortugas marinas del género *Lepidochelys* en México. *An. Cent. Cienc. Mar. Limnol.*, 5:141-158

- Castilhos, J.C., Coelho, C.A., Freitas Argolo, J., Pinheiro dos Santos, E.A., Marcovaldi, M.Â., Santana dos Santos, A., Lopez, M. (2011). Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 1: 26-34.
- Caut, S., Guirlet, E., Jouquet, P., Girondot, M. (2006). Influence on nest location and yolkless eggs on the hatching success of leatherback turtle clutches in French Guiana. *Can. J. Zool.*, 84: 908-915.
- Cliffton, K., Cornejo, D.O., Felger, R.S. (1982). Sea turtles of the Pacific coast of Mexico. Pp. 199-209. En: Bjorndal, K.A. (Ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles* Vol. II. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 472 pp.
- Cornelius, S.E. (1986). The sea turtles of Santa Rosa National Park. Fundación de Parques Nacionales, San José, Costa Rica. 64 pp.
- Cornelius, S.E., Aráuz, R., Fretey, J., Godfrey, M.H., Márquez-M, R., Shanker, K. (2007). Effect of land based harvest of *Lepidochelys*. Pp. 231-251. En: Plotkin, P.T. (Ed.). *Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 356 pp.
- Cornelius, S.E., Robinson, D.C. (1982). *Abundance, distribution and movements of olive ridley sea turtles in Costa Rica*, II. Final Report to U.S. Fish and Wildlife Service, Contract No. 14-16-0002-81-225.
- da Silva, A.C.C.D., Castilhos, J.C., Lopez, G., Barata, P.C.R. (2007). Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 87: 1-10.
- da Silva, A.C.C.D., dos Santos, E.A.P., Oliveira, F.L.C., Weber, M.I., Batista, J.A.F., Serafini, T.Z., Castilhos, J.C.C. (2011). Satellite tracking reveals multiple foraging strategies and threats for olive ridley turtles in Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 443: 237-247.
- Davenport, J. (1994). A cleaning association between the oceanic crab *Planes minutus* and the loggerhead sea turtle *Caretta caretta*. *J. Mar. Biol. Ass. UK.*, 74: 735-737.
- Díaz, M., Gutiérrez, J., Jasso D., López, C., Sarti L., Vallejo, C. (1992). Epibiontes y estado físico de las tortugas *Lepidochelys olivacea* y *Dermochelys coriacea* en el playón de Mexiquillo, Michoacan, durante la temporada de anidación 1988-1989. *Publ. Soc. Herpetol. Mex.* 1: 19-25.
- Dimond, M.T., Mohanty-Hejmadi, P. (1983). Incubation temperature and sex differentiation in a sea turtle. *American Zoologist*, 23: 1017.
- Dornfeld, T.C., Robinson, N.J., Santidrián-Tomillo, P., Paladino, F.V. (2015). Ecology of solitary nesting olive ridley sea turtles at Playa Grande, Costa Rica. *Marine Biology*, 162: 123-139.
- Eckrich, C.E., Owens, D.W. (1995). Solitary versus arribada nesting in the olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*): a test of the predator-satiation hypothesis. *Herpetologica*, 51: 349-354.
- Eguchi, T., Gerrodette, T., Pitman, R.L., Seminoff, J.A., Dutton, P.H. (2007). At-sea density and abundance estimates of the olive ridley turtle *Lepidochelys olivacea* in the eastern tropical Pacific. *Endangered Species Research*, 3: 191-203.
- Ene, A., Su, M., Lemaire, S., Rose, C., Schaff, S. Moretti, R., Lenz, J., Herbst, L. H. (2005). Distribution of chelonid fibropapillomatosis-associated herpesvirus variants in Florida: molecular genetic evidence for infection of turtles following recruitment to neritic developmental habitats. *Journal of Wildlife Diseases*, 41: 489-497.
- Flint, M. (2013). Free-ranging sea turtle health. Pp. 379-397. En: Wyneken, J., Lohmann, K.J., Musick, J.A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles* Vol. III. CRC Press, Boca Raton. 457 pp.

- Flint, M., Patterson-Kane, J.C., Limpus, C.J., Work, T.M. Blair, D., Mills, P.C. (2009). Post mortem diagnostic investigation of disease in free-ranging marine turtle populations: A review of common pathological findings and protocols. *J. Vet. Diagn. Invest.*, 21: 733-759.
- Foley, A.M., Dutton, P.H., Singel, K.E., Redlow, A.E., Teas, W.G. (2003). The first records of olive ridleys in Florida, USA. *Marine Turtle Newsletter*, 101: 23-25.
- Frazier, J. (1985). Misidentification of sea turtle in the east Pacific: *Caretta caretta* and *Lepidochelys olivacea*. *Journal of Herpetology*, 19(1): 1-11.
- Frazier, J., Arauz, R., Chevalier, J., Formia, A., Fretey, J., Godfrey, M.H., Márquez-M, R., Pandav, B., Shanker, K. (2007). Human-turtle interactions at sea. Pp. 253-295. En: Plotkin, P.T. (Ed.) *Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 356 pp.
- Fretey, J. (2001). *Biogeography and conservation of marine turtles of the Atlantic coast of Africa*. CMS Technial Series Publication 6. UNEP/CMS Secretariat, Bonn. 429 pp.
- Fretey, J., Ndoye, A., Fall, A. (2012). New northern limit of nesting of *Lepidochelys olivacea* in the East Atlantic ocean: North Senegal (West Africa). *Marine Turtle Newsletter*, 135: 19-20.
- Frick, M.G., Williams, K.L., Robinson M. (1998). Epibionts associated with nesting loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in Georgia, USA. *Herpetological Review*, 29 (4): 211-214.
- Fuentes, M., Limpus, C.J., Hamann, M. (2011). Vulnerability of sea turtle nesting grounds to climate change. *Global Change Biology*, 17: 140-153.
- Gámez-Vivaldo, S., García-Márquez, L.J., Osorio-Sarabia, D., Vázquez-García, J.L., Constantino-Casas, F. (2009). Pathologies of the sea turtles that arrived to the beaches of Cuyutlán, Colima, Mexico. *Veterinaria Mexico*. 40: 69-78.
- Gámez-Vivaldo, S., Osorio-Sarabia, D., Peñaflores-Salazar, C., García-Hernández, A., Ramírez-Lezama, J. (2006). Identification of parasites and epibionts in the Olive Ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) that arrived to the beaches of Michoacan and Oaxaca, Mexico. *Vet. Mex.* 37 (4): 431-440.
- George, R.H. (1997). Health problems and diseases of sea turtles. Pp. 363-385. En: Musick, J.A., Lutz, P.L. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, Boca Raton. 448 pp.
- Gilman, E., Kobayashi, D., Swenarton, T., Brothers, N., Dalzell, P., Kinan-Kelly, I. (2007). Reducing sea turtle interactions in the Hawaii-based longline swordfish fishery. *Biological Conservation*, 139: 19-28.
- Glazebrook, J.S., Campbell, R.S.F. (1990). A survey of the diseases of marine turtles in northern Australia I. Farmed turtles. *Diseases of Aquatic Organisms*, 9: 83-95.
- Godfrey, M.H., Barreto, R., Mrosovsky, N. (1997). Metabolically generated heat in sea turtles nests and its potential effect on the sex ratio of hatchlings. *Journal of Herpetology*, 31: 616-619.
- Godgender, M.C., Bréheret, N., Bal, G., N'Damite, K., Girard, A., Girondot, M. (2009). Nesting estimation and analysis of threats for critically endangered leatherback *Dermochelys coriacea* and endangered olive ridley *Lepidochelys olivacea* marine turtles nesting in Congo. *Oryx*, 43: 556-563.
- Green, D., Ortiz-Crespo, F. (1982). Status of sea turtle populations in the central eastern Pacific. Pp. 221-233. En: Bjorndal, K.A. (Ed.) *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 615 pp.
- Gyuris, E. (1994). The rate of predation by fishes on hatchlings of the green turtle (*Chelonia mydas*). *Coral Reefs*, 13(3): 137-144.

Hamann, M., Fuentes, M.M.P.B., Ban, N. C., Mocellin, V.J.L. (2013). Climate change and marine turtles. Pp. 363-378. En: Wyneken, J., Lohmann, K.J., Musick, J.A (Eds.). *The Biology of Sea Turtles* Vol. III. CRC Press, Boca Raton. 457 pp.

Hamann, M., Godfrey, M.H., Seminoff, J.A., Arthur, K., Barata, P.C.R., Bjorndal, K.A., et al. (2010). Global research priorities for sea turtles: Informing management and conservation in the 21st century. *Endangered Species Research*, 11: 245-269.

Hamann, M., Limpus, C.J., Owens, D.W. (2003). Reproductive cycles of males and females. Pp. 135- 161. En: Lutz, P.L. Musick, J.A., Wyneken, J. (Eds.). *The Biology of Sea turtles* Volume II. CRC Press, Boca Raton. 455 pp.

Hatase, H., Takai, N., Matsuzawa, Y., Sakamoto, W., Omuta, K., Goto, K., Nobuake, A., Fujiwara, T. (2002). Size-related differences in feeding habitat use of adult female loggerhead turtles *Caretta caretta* around Japan determined by stable isotope analyses and satellite telemetry. *Marine Ecology Progress Series*, 233: 273-281.

Hawkes, L.A., Broderick, A.C., Coyne, M.S., Godfrey, M.H., Lopez-Jurado, L.F., López-Suarez, P., Merino, S.E., Varo-Cruz, N., Godley, B.J. (2006). Phenotypically linked dichotomy in sea turtle foraging requires multiple conservation approaches. *Current Biology*, 16: 990-995.

Hawkes, L.A., Broderick, A.C., Godfrey, M.H., Godley, B.J. (2009). Climate change and marine turtles. *Endangered Species Research*, 7: 137-154.

Heithaus, M.R. (2013). Predators, prey, and the ecological roles of sea turtles. Pp. 249-284. En: Wyneken, J., Lohmann, K.J., Musick, J.A. *The Biology of Sea Turtles* Vol. III. CRC Press, Boca Raton. 457 pp.

Heithaus, M.R., Wirsing, A.J., Thomson, J.A., Burkholder, D.A. (2008). A review of lethal and non-lethal effects of predators on adult marine turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 356: 43-51.

Herbst, L.H. (1994). Fibropapillomatosis of marine turtles. *Annual Review of Fish Diseases*, 4: 389-425.

Hodge, R.P., Wing, B.L. (2000). Occurrences of marine turtles in Alaska waters. *Herpetological Review*, 31: 148-151.

Hoekert, W., Neufe'glise, H., Schouten, A.D., Menken, S.B.J. (2002). Multiple paternity and female-biased mutation at a microsatellite locus in the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*). *Heredity*, 89: 107-113.

Honarvar, S. (2007). Nesting ecology of olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) turtle on arribada nesting beaches. Thesis Drexel University. 101 pp.

Honarvar, S., O'Connor, M.P., Spotila, J.R. (2008). Density-dependent effects on hatching success of the olive ridley turtle, *Lepidochelys olivacea*. *Oecologia*, 157: 221-230.

Honarvar, S., Spotila, J.R., O'Connor, M.P. (2011). Microbial community structure in sand on two olive ridley arribada nesting beaches, Playa La Flor, Nicaragua and Playa Nancite, Costa Rica. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 409: 339-344.

Horikoshi, K. (1992). Egg survivorship and primary sex ratio of green turtles, *Chelonia mydas*, at Tortuguero, Costa Rica. PhD. Dissertation. University of Florida, Gainesville. 157 pp.

Jackson, J. B. C. (1997). Reefs since Columbus. *Coral Reefs*, 16: S23-S33.

Jensen, M.P., Abreu-Grobois, A., Frydenberg, J., Loeschcke, V. (2006). Microsatellites provide insight into contrasting mating patterns in arribada vs. non-arribada olive ridley sea turtle rookeries. *Mol. Ecol.*, 15: 2567-2575.

Jensen, M.P., Limpus, C.J., Whiting, S.D., Guinea, M., Prince, R.I.T., Dethmers, K.E.M., Bagus Windia Adnyana, I., Kennett, R., FitzSimmons, N.N. (2013). Defining olive ridley turtle *Lepidochelys olivacea* management units in Australia and assessing the potential impact of mortality in ghost nets. *Endangered Species Research*, 21: 241-253.

Johnston, C.M., Barnett, M., Sharpe, P.T. (1995). The molecular biology of temperature-dependent sex determination. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Serie B*, 350: 987-998.

Jones, T.T., Seminoff, J.A. (2013). Feeding biology: Advances from field-based observations, physiological studies, and molecular techniques. Pp. 211-247. En: Wyneken, J., Lohmann, K.J., Musick, J.A (Eds.). *The Biology of Sea Turtles* Vol. III. CRC Press, Boca Raton. 457 pp.

Kalb, H.J. (1999). Behaviour and physiology of solitary and arribada nesting olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) during the internesting period. Tesis doctoral. Universidad Wittenberg. 123 pp.

Karl, S.A., Bowen, B.W., Avise, J.C. (1995). Hybridization among the ancient mariners: Characterization of marine turtle hybrids with molecular-genetic assays. *J. Hered.*, 86: 262-268.

Keene, E.L. (2012). Microorganisms from sand, cloacal fluid, and eggs of *Lepidochelys olivacea* and standard testing of cloacal fluid antimicrobial properties. Tesis de máster. http://opus.ipfw.edu/masters_theses/19.

Kelle, L., Gratiot, N., Thoisy, B. (2009). Olive ridley turtle *Lepidochelys olivacea* in French Guiana: back from the brink of regional extirpation? *Oryx*, 43: 243-246.

Keller, J.M. (2013). Exposure to and effects of persistent organic pollutants. Pp. 285-328. En: Wyneken, J., Lohmann, K.J., Musick, J.A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles* Vol. III. CRC Press, Boca Raton. 457 pp.

Kitsos, M.S., Christodoulou, M., Arvaniditis, C., Mavidis, M., Kirmizoglou, I., Koukouras, A. (2005). Composition of the organismic assemblage associated with *Caretta caretta*. *J. Mar. Biol. Ass. UK.*, 85: 257-261.

Kopitsky, K.L., Pitman, R.L., Dutton, P.H. 2004. Aspects of olive ridley feeding ecology in the eastern tropical Pacific. Pp: 217. En: Coyne, M.S., Clark, R.D. (Comp.). *Proceedings of the 21st Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-528. Filadelfia, Pensilvania, EE.UU.

Kopitsky, K., Pitman, R.L., Plotkin, P.T. (2000). Investigations on at-sea mating and reproductive status of olive ridleys, *Lepidochelys olivacea*, captured in the eastern tropical Pacific. Pp. 160-162. En: Kalb, H.J., Wibbels, T. (Comp.). *Proceedings of the 19th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-443. South Padre Island, Texas, EE.UU.

Lara-Ruiz, P., López, G.C., Santos, F.R., Soares, L.S. (2006) Extensive hybridization in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Brazil revealed by mtDNA analyses. *Conserv. Genet.*, 7: 773-781.

Lazo-Wasem, E.A., Pinou, T., Peña de Niza, A., Feuerstein A. (2011). Epibionts associated with the nesting marine turtles *Lepidochelys olivacea* and *Chelonia mydas* in Jalisco, Mexico: a review and field guide. *B. Peabody Mus. Nat. Hist.* 52(2): 221-240.

Lee, P.L.M., Hays, G.C. (2004). Polyandry in marine turtles: Females make the best of a bad job. *P. Natl. Acad. Sci. USA.*, 101: 6530-6535.

Limpus, C.J. (2008). *A biological review of australian marine turtles. 4. Olive ridley turtle Lepidochelys olivacea (Eschscholtz)*. Freshwater and Marine Sciences Unit. Environmental Sciences Division, 26 pp.

Liria-Loza, A. (2011). Ecosistemas errantes: epibiontes como indicadores biogeográficos de tortugas marinas de Canarias. Tesis doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 362 pp.

López-Castro, M.C., Carmona, R., Nichols, W.J. (2004). Nesting characteristics of the olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Cabo Pulmo, southern Baja California. *Marine Biology*, 145: 811-820.

López-Castro, M.C., Rocha-Olivares, A. (2005). The panmixia paradigm of the eastern Pacific olive ridley turtles revised: consequences for their conservation and evolutionary biology. *Molecular Ecology*, 14: 3325-3334.

Madden, D., Ballesteros, J., Calvo, C., Carlson, R., Christians, E., Madden, E. (2008). Sea turtle nesting as a process influencing a sandy beach ecosystem. *Biotropica*, 40: 758-765.

Marcovaldi, M.A. (2001). Status and distribution of the olive ridley turtle, *Lepidochelys olivacea*, in the Western Atlantic Ocean. Pp. 52-56. En: Eckert, K.L., Abreu-Grobois, A.F. *Proceedings of the Regional Meeting: Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region*. WIDECAST, IUCN-MTSG, WWF & UNEP-CEP.

Márquez, M.R. (1990). *Sea turtle of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtles known to date*. FAO Species Catalogue 11 (1125). Roma. 81 pp.

Márquez, R. (1996). *Las tortugas marinas y nuestro tiempo*. Fondo de Cultura Económica, México D.F., México. 197 pp.

Matos, L., Silva, A.C.C.C.D., Castilhos, J.C., Weber, M.I., Soares, L.S., Vicente, L. (2012). Strong site fidelity and longer interesting interval for solitary nesting olive ridley sea turtles in Brazil. *Marine Biology*, 159: 1011-1019.

McArthur, S. (2004). Infectious agents. Pp. 31–34. En: McArthur, S., Wilkinson, R., Meyer, J. (Eds.). *Medicine and Surgery of Tortoises and Turtles*. Ames, IA: Blackwell Publishing.

McCoy, C.J., Vogt R.C., Censky, E.J. (1983). Temperature-controlled sex determination in the sea turtle *Lepidochelys olivacea*. *Journal of Herpetology*, 17: 404-406.

McMahon, C.R., Bradshaw, C.J.A., Hays, G.C. (2007). Satellite tracking reveals unusual diving characteristics for a marine reptile, the olive ridley turtle *Lepidochelys olivacea*. *Marine Ecology Progress Series*, 329: 239–252.

Miller, J. D. (1997). Reproduction in sea turtles. Pp. 51-81. En: Musick, J.A., Lutz, P.L. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, Boca Raton. 448 pp.

Mo C.L., Salas-Campos I., Caballero-Castillo M. (1990). Are fungi and bacteria responsible for olive ridley's egg loss? Pp. 249-252. En: Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Johnson, D.A., Eliazar, P.J. (Comp.). *Proceedings of the 14th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-351.

Montori, A. & Llorente, G. A. (2005). Lista patrón actualizada de la herpetofauna española: Conclusiones de nomenclatura y taxonomía para las especies de anfibios y reptiles de España. Comisión de Taxonomía de la Asociación Herpetológica Española, Barcelona. 46 pp.

Morreale, S.J., Plotkin, P.T., Shaver, D.J., Kalb, H.J. (2007). Adult migration and habitat utilization: ridley turtles in their element. Pp. 213-229. En: Plotkin, P.T. (Ed.). *Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 356 pp.

Mrosovsky, N. (1988) Pivotal temperatures for loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from northern and southern nesting beaches. *Canadian Journal of Zoology*, 66: 661-669.

Mrosovsky N., Dutton P.H., Whitmore, C.P. (1984). Sex ratios of two species of sea turtle nesting in Suriname. *Canadian Journal of Zoology*, 62(11): 2227-2239.

- National Marine Fisheries Service, U.S. Fish and Wildlife Service. (2014). *Olive ridley sea turtle (Lepidochelys olivacea) 5-year review: summary and evaluation*. National Marine Fisheries Service. Silver Spring, Maryland. 81 pp.
- Orós, J., Arencibia, A., Fernandez, L., Jensen, H.E. (2004). Intestinal candidiasis in a loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*): An immunohistochemical study. *Veterinary Journal*, 167: 202-207.
- Orós, J., Calabuig, P., Arencibia, A., Camacho, M., Jensen, H.E. (2011). Systemic mycosis caused by *Trichophyton* spp. in an olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*): An immunohistochemical study. *New Zealand Veterinary Journal*, 59: 92-95.
- Ortiz, R.M., Plotkin, P.T., Owens, P.W. (1997). Predation on olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) by the American crocodile (*Crocodylus acutus*) at Playa Nancite, Costa Rica. *Chelonian Conservation Biology*, 2: 585-587.
- Pandav, B. (2000). *Conservation and management of olive ridley turtles along the Orissa coast*. Ph.D. Dissertation, Utkal University, Orissa, India. 116 pp.
- Pandav, B., Choudhury, B.C., Kar, C.S. (1997). Mortality of olive olidley turtles *Lepidochelys olivacea* due to incidental capture in fishing nets along the Orissa coast, India. *Oryx*, 31: 32-36.
- Pérez-Ponce de León, G.P., García-Prieto, León-Regagnon, V. (1996). Gastrointestinal digenetic trematodes of olive ridley's turtle (*Lepidochelys olivacea*) from Oaxaca, México. Taxonomy and infracommunity structure. *J. Helminthol. Soc. Wash.* 63: 76-82.
- Pikesley, S.K., Maxwell, S.M., Pendoley, K., Costa, D.P., Coyne, M.S., Formia, A., Godley, B.J., Klein, W., Makanga-Bahouna, J., Maruca, S., Ngouesso, S., Parnell, R.J., Pemo-Makaya, E., Witt, M.J. (2013). On the front line: integrated habitat mapping for olive ridley sea turtles in the southeast Atlantic. *Diversity and Distributions*, 19: 1518-1530.
- Pilcher, N.J.S., Enderby, S., Stringell, T., Bateman, L. (2000). Nearshore turtle hatchling distribution and predation. Pp. 151-166. En: Pilcher, N.J., Ismail, G. (Eds.). *Sea turtles of the Indo Pacific: Research, Management and Conservation*. Malaysia: Asean Academic Press.
- Plotkin, P. (2003). Adult migrations and habitat use. Pp. 225-241. En: Lutz, P.L., Musick, J.A., Wyneken, J. (Eds.). *The biology of sea turtle* Volume II. CRC Press, Boca Raton, 455 pp.
- Plotkin, P.T. (2007) Introduction. Pp. 7-22. En: Plotkin, P.T. (Ed.). *Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 356 pp.
- Plotkin, P.T. (2010). Nomadic behaviour of the highly migratory olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* in the eastern tropical Pacific Ocean. *Endangered Species Research*, 13: 33-40.
- Plotkin, P.T., Byles, R.A., Rostal, D.C., Owens, D.W. (1995). Independent versus socially facilitated oceanic migrations of the olive ridley, *Lepidochelys olivacea*. *Mar. Biol.*, 122: 137-143.
- Poloczanska, E.S., Limpus, C.J., Hays, G.C. (2009). Vulnerability of marine turtles to climate change. *Advanced Marine Biology*, 56: 151-211.
- Polovina, J.J., Balazs, G.H., Howell, E.A., Parker, D.M., Seki, M.P., Dutton, P.H. (2004). Forage and migration habitat of loggerhead (*Caretta caretta*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific Ocean. *Fisheries Oceanography*, 13, 36-51.
- Pritchard, P.C.H. (1967). *Living turtles of the world*. TFH Publications, Jersey City NJ, 288 pp.
- Pritchard, P. C. H. (1997). Evolution, phylogeny and current status. Pp. 1-28. En: Musick, J.A., Lutz, P.L. (Ed.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, Boca Raton. 448 pp.

- Pritchard, P.C.H. (2007b). Evolutionary relationships, osteology, morphology and zoogeography of ridley sea turtles. Pp. 45-57. En: Plotkin, P.T. (Ed.). *Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 356 pp.
- Pritchard, P.C.H. (2007a). Arribadas I have known. Pp. 7-22. En: Plotkin, P.T. (Ed.). *Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 356 pp.
- Pritchard, P.C.H., Mortimer, J.A. (2000). Taxonomía, morfología externa e identificación de las especies. Pp. 23-41. En: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., Donnelly. *Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas*. IUCN/CSE Grupo Especialista en Tortugas Marinas 4. Pensilvania, EE.UU. 278 pp.
- Rees, A.F., Al-Kiyumi, A., Broderick, A.C., Papathanasopoulou, N., Godley, B.J. (2012). Conservation related insights into the behaviour of the olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* nesting in Oman. *Marine Ecology Progress Series*, 450: 195-205.
- Reichert, H.A. (1993). *Synopsis of biological data on the olive ridley sea turtle Lepidochelys olivacea (Eschscholtz, 1829) in the Western Atlantic*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-336. 78 pp.
- Reséndiz, E., Constantino, F., Cedilo, C., Salas, G., Harfush, M., Alvabera, E. (2010). Fibropapillomatosis in olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) from Escobilla Beach Oaxaca. Pp. 26. En: Dean, K., López Castro, M.C. (Comp.). *Proceedings of the 28th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-602.
- Revuelta, O., Carreras, C., Domènech, F., Gozalbes, P., Tomás, J. (en prensa). First report of an olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) inside the Mediterranean Sea. *Marine Science*.
- Richardson, S. (1997). *Washington State Status Report for the Olive Ridley Sea Turtle*. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia. 14pp.
- Salvador, A. (1985). *Guía de campo de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica, islas Baleares y Canarias*. León. 212 pp.
- Salvador, A. (Ed). (2014). *Reptiles, 2^a edición revisada y aumentada*. Fauna Ibérica 10. Museo de Ciencia Naturales. CSIC, Madrid. 1367 pp.
- Santoro, M., Badillo, F.J., Mattiucci, S., Nascetti, G., Bentivegna, F., Insacco, G., Travaglini, A., Paoletti, M., Kinsella, J.M., Tomás, J., Raga, J.A., Aznar, F.J. (2010). Helminth communities of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Central and Western Mediterranean Sea: The importance of host's ontogeny. *Parasitol. Int.*, 59: 367-375.
- Santoro, M., Greiner, E.C., Morales, J.A., Rodríguez-Ortiz, B. (2006). Digenetic trematode community in nesting green sea turtles (*Chelonia mydas*) from Tortuguero National Park, Costa Rica. *Journal of Parasitology*, 92: 1202-1206.
- Santoro, M., Morales, J.A. (2007). Some digenetic trematodes of the olive Ridley sea turtles, *Lepidochelys olivacea* (Testudines, Cheloniidae) in Costa Rica. *Helminthologia* 44: 25-28.
- Schämer, M.T. (2005). *A survey of the epibiota of hawksbill sea turtle (Eretmochelys imbricata) of Mona Island, Puerto Rico*. Thesis Master of Science in Biology, UMI, Universidad de Puerto Rico, Mayaguez. 82pp.
- Schulz, J.P. (1975). Sea turtles nesting in Suriname. *Leiden: Rijksmuseum van Natuurlijke Historie*, 143:1-144.
- Shanker, K., Choudhury, B.C., Pandov, B., Frazier, J.G., Kar, C.S., Gupta, N.K. (2003b). Tracking olive ridley turtles from Orissa. Pp. 50-51. En: Seminoff, J.A. (Comp.). *Proceedings of the 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503.

- Shanker, K., Pandav, B., Choudhury, B.C. (2003a). An assessment of the olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) nesting population in Orissa, India. *Biological Conservation*, 115: 149-160.
- Shanker, K., Ramadevi, J., Choudhury, B.C., Singh, L., Aggarwal, R.K. (2004). Phylogeography of the olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) on the East coast of India: implications for conservation theory. *Molecular Ecology*, 13: 1899-1909.
- Sosa-Cornejo, I., Montaña-Valdez, D.I., Bucio-Pacheco, M., Enciso-Saracho, F., Sanchez-Zazueta, J.G., Fierros-Pérez E. (2012). Determination of epibionts of the marine turtle *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) nesting in Ceuta beach, Sinaloa, Mexico. *J. Agr. Sci. Technol.*, B2: 1190-1194.
- Spotila, J.R. (2004). *Sea Turtles. A Complete Guide to their Biology, Behavior, and Conservation*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA. 228 pp.
- Spotila, J.R., O'Connor, M.P., Paladino, F.V. (1997). Thermal biology. Pp. 297–314. En: Musick, J.A., Lutz, P.L. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, Boca Raton. 448 pp.
- Spotila, J.R., Reina, R.R., Steyermark, A.C., Plotkin, P.T., Paladino, F.V. (2000). Pacific leatherback turtles face extinction. *Nature* 405: 529-530.
- Stewart, K.R., Wyneken, J. (2004). Predator risk to loggerhead hatchlings at a high-density nesting beach in southeast Florida. *Bulletin of Marine Science*, 74: 325–335.
- Todd, L., Schmitt, S.M., Lance, A., Hicks, J. (2013). The use of spirometry to evaluate pulmonary function in olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) with positive buoyancy disorders. *Journal of Zoo Wildlife Medicine*, 44(3): 645-653.
- Tripathy, B. (2008). An assessment of solitary and arribada nesting of olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) at the Rushikulya rookery of Orissa, India. *Asiatic Herpetology Research*, 11: 136-142.
- Tripathy, B., Pandav, B. (2007). Beach fidelity and internesting movements of olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) at Rushikulya, India. *Herpetological Conservation Biology*, 3: 40-45.
- Tripathy, B., Rajasekhar, P.S. (2009). Natural and anthropogenic threats to olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) at the Rushikulya rookery of Orissa coast, India. *Indian Journal of Marine Science*, 38: 439-443.
- UICN. (2012). *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Segunda edición. In, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Valente-Delgado, C., Moreira, C., Ferreira, S., Dellinger, T., Pinheiro de Carvalho, M.A.A., Costa, G. (2009). Helminth Component Community of the Loggerhead Sea Turtle, *Caretta caretta*, From Madeira Archipelago, Portugal. *Journal of Parasitology*, 95: 249–252.
- Valverde, R.A., Orrego, C.M., Tordoir, M.T., Gómez, F.M., Solís, D.S., Hernández, R.A., Gómez, G.B., Brenes, L.S., Baltodano, J.P., Fonseca, L.G., Spotila, J.R. (2012). Olive ridley mass nesting ecology and egg harvest at Ostional beach, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology*, 11: 1-11.
- Varo-Cruz, N., López-Suárez, P., Cozens, J., Liria-Loza, A., Fretey, J. & López-Jurado, L. F. (2011). New records of the olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) from the Cape Verde Islands. *Zoología Caboverdiana*, 2: 53-61.
- Vasconcelos, J., Albavera, E., López, E.M., Hernández, P., Peñaflores C. (2000). First assessment on tumors incidence in nesting females of olive ridley sea turtle, *Lepidochelys olivacea*, at La Escobilla Beach, Oaxaca, Mexico. Pp: 276-278. En: Abreu-Grobois, F. A., Briseño-Dueñas, R., Márquez, R., Sarti, L. (Comp.). *Proceedings of the 18th International Sea Turtle Symposium*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-436.

Vilaça, S.T., Vargas, S.M., Lara-Ruiz, P., Molfetti, E., Reis, E.C., Lobo-Hajdu, G., Soares, L.S., Santos, F.R. (2012). Nuclear markers reveal a complex introgression pattern among marine turtle species on the Brazilian coast. *Molecular Ecology*, 21: 4300-4312.

Villaseñor, H.A., Dueñas, R.B., Casillas, H.O. (2010). Predation of olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) hatchlings by mahi-mahi (*Coryphaena hippurus*) in the Sinaloa coast (Gulf of California, México). Pp. 193-194. En: Dean, K., López-Castro, M. C. (Comp.). *Proceedings of the 28th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-602.

Walker, T.A., Parmenter, C.J. (1990). Absence of a pelagic phase in the life cycle of the flatback turtle, *Natator depressa* (Garman). *Journal of Biogeography*, 17: 275–278.

Weir, C.R., Ron, T., Morais, M., Duarte, A.D.C. (2007). Nesting and at-sea distribution of marine turtles in Angola, West Africa 2000-2006: occurrence, threats and conservation implications. *Oryx*, 41: 224-231.

Werneck, M.R. (2011). *Estudo da helmintofauna de tartarugas marinhas procedentes da costa brasileira*. Tesis doctoral, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista. 147 pp.

Whiting, S.D., Long, J.L., Coyne, M. (2007b). Migration routes and foraging behaviour of olive ridley turtles *Lepidochelys olivacea* in NE Australia. *Endangered Species Research*, 3: 1-9.

Whiting, S.D., Long, J.L., Hadden, K.M., Anderson, D.K., Koch, A.U. (2007a). Insights into size, seasonality and biology of a nesting population of the olive ridley turtle in northern Australia. *Wildlife Research*, 34: 200-210.

Whiting, S.D., Whiting, A.U. (2011). Predation by the saltwater crocodile (*Crocodylus porosus*) on sea turtle adults, eggs, and hatchlings. *Chelonian Conservation and Biology*, 10: 198-205.

Wibbels, T. (2003). Critical approaches to sex determination in sea turtles. Pp: 103-134. En: Lutz, P.L. Musick, J.A., Wyneken, J. (Eds.). *The Biology of Sea turtles* Volume II. CRC Press, Boca Raton. 455 pp.

Wibbels, T., Rostal, D.C., Byles, R. (1998). High pivotal temperature in the sex determination of the olive ridley sea turtle from Playa Nancite, Costa Rica. *Copeia*, 1998: 1086-1088.

Witherington, B. E., Martin, R. E. (2003). *Entendiendo, evaluando y solucionando los problemas de la contaminación de la luz en playas de anidamientos de tortugas marinas*. Technical Report TR-2. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. 76 pp.

Witt, M.J., Hawkes, L.A., Godfrey, M.H., Godley, B.J., Broderick, A.C. (2010). Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: The case of the loggerhead turtle. *Journal of Experimental Biology*, 213: 901-911.

Witt, M.J., Penrose, R., Godley, B.J. (2007). Spatio-temporal patterns of juvenile marine turtle occurrence in waters of the European continental shelf. *Marine Biology*, 151: 873-885.

Wyneken, J. (2001). *The anatomy of sea turtles*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-470. 172 pp.

Zug, G.R., Chaloupka, M., Balazs, G.H. (2006). Age and growth in olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) from the North-central Pacific: a skeletochronological analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 27: 263-270.