

Tortuga lora – *Lepidochelys kempii* (Garman, 1880)

Carlos Carreras

Depto. Biología Animal (Vertebrados), Facultad de Biología
Universidad de Barcelona, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona

Fecha de publicación: 12-07-2013



© CRAM

Descripción

La tortuga lora, también llamada golfina o bastarda es, junto a la tortuga olivácea, la tortuga marina más pequeña del mundo. Presenta una cabeza relativamente grande, ligeramente triangular con márgenes convexos de hasta 13 cm de ancho, con dos pares de escamas prefrontales.



Figura 1. Aspecto lateral de la cabeza. (C) CRAM. Ejemplar varado en el delta del Ebro el 26/09/2002.



Figura 2. Aspecto dorsal de la cabeza. (C) Carlos Rodríguez (Aula del Mar de Málaga). Ejemplar varado en la bahía de Cádiz el 05/09/2005.



Figura 3. Aspecto dorsal. (C) Carlos Rodríguez (Aula del Mar de Málaga). Ejemplar varado en la bahía de Cádiz el 05/09/2005.



Figura 4. Aspecto ventral. (C) CRAM. Ejemplar varado en el delta del Ebro el 26/09/2002.



Figura 5. Comparación del plastrón entre la tortuga lora (*L. kempii*, izquierda) y la tortuga boba (*C. caretta*, derecha). (C) Carlos Rodríguez (Aula del Mar de Málaga). Ejemplar varado en la bahía de Cádiz el 05/09/2005.



Figura 6. Detalle de los poros inframarginales típicos del género *Lepidochelys*. (C) CRAM. Ejemplar varado en el delta del Ebro el 26/09/2002.



Figura 7. Detalle de aleta anterior mostrando una uña. (C) CRAM. Ejemplar varado en el delta del Ebro el 26/09/2002.



Figura 8. Detalle de aleta posterior mostrando dos uñas. (C) CRAM. Ejemplar varado en el delta del Ebro el 26/09/2002.

Tiene una coloración dorsal típicamente gris en individuos inmaduros que deriva a una coloración verde oliva claro en individuos adultos. El vientre es blanco en inmaduros y amarillo o crema en individuos adultos. La característica distintiva del género *Lepidochelys* es la presencia de un pequeño poro situado cerca del margen posterior de cada uno de los cuatro escudos inframarginales de cada lado, que es la salida externa de la glándula de Rathke, que segrega una sustancia de función desconocida aunque se sospecha que son feromonas. El caparazón es relativamente corto y ancho, dándole un aspecto bastante redondeado y casi circular respecto a otras especies de tortugas. Los márgenes son ligeramente aserrados y tiene una proyección vertebral lisa y baja en adultos aunque en juveniles puede ser alta. A diferencia de la otra especie del género (*L. olivacea*), presenta típicamente 5 pares de escudos costales y 12 pares de escudos marginales, aunque de forma muy ocasional, alguno de estos escudos puede aparecer subdividido pudiendo crear una confusión de identificación entre ambas especies (Carreras, en prep). Los escudos del caparazón pueden estar ligeramente imbricados en individuos juveniles. Las aletas traseras presentan 2 uñas, mientras que las aletas delanteras pueden presentar 1 o 2. Los machos presentan la mayoría de caracteres sexuales externos de las tortugas marinas, como una cola más larga y robusta con la cloaca en posición más distal, uñas más curvas y un reblandecimiento del plastrón durante la época de apareamiento que facilita la cópula (Brongersma, 1972).

La presencia de individuos híbridos de la tortuga lora con otras especies se sospechaba por la detección de varios individuos con morfologías mixtas entre ella y la tortuga boba (*C. caretta*) o la tortuga verde (*C. mydas*) (National Marine Fisheries Service et al., 2011). Sin embargo, no se demostró hasta que se aplicaron técnicas moleculares a un individuo encontrado en Virginia (USA) en 1992 que provenía de una tortuga lora madre y una tortuga boba padre (Bowen y

Karl, 1997). Posteriormente también se ha demostrado la presencia de híbridos usando marcadores genéticos con tres crías muestreadas en la playa de nidificación de Rancho Nuevo en Tamaulipas, México (Barber et al., 2003). Así pues, aunque este fenómeno sí que se encuentra en la tortuga lora, no es tan frecuente como en otras especies de tortugas marinas en ciertas zonas (Vilacaet al., 2012).

Biometría

Los huevos, de forma aproximadamente esférica, miden entre 34-45 mm de diámetro y 24-40g de peso. Las crías al nacer miden entre 42-48 mm de longitud recta del caparazón (LRC), 32-44 mm de anchura y 15-20 g de peso (Chávez et al., 1967; Márquez, 1972; Pritchard y Márquez, 1973). Ya como adultos, tienen una longitud recta del caparazón que ronda los 60-65 cm y un peso de 32-49 kg (Heppell et al., 2005) aunque hay registros de que pueden llegar a 72 cm y pesar hasta 50 kg (Pritchard y Mortimer, 1999). Los machos adultos tienen la cola mucho más larga y robusta que las hembras además de las uñas de las aletas delanteras más desarrolladas con la finalidad de facilitar la sujeción sobre el caparazón de la hembra durante la cópula y el acceso a la cloaca de la hembra. Además, se ha descrito un ablandamiento del plastrón de los machos durante la época de apareamiento para facilitar la cópula.

Variación geográfica

Hasta no hace demasiado tiempo, se consideró a *L. kempii* y a *L. olivacea* como subespecies de la misma especie descrita a finales del siglo XIX (Garman, 1880), debido a la gran similitud morfológica entre ambas. A pesar de que la tortuga olivácea también se puede encontrar de forma ocasional en el Atlántico noroccidental (Stokes y Epperly, 2006), la distribución de ambas especies no es simpátrica, ya que la tortuga lora tiene una distribución mucho más septentrional que la tortuga olivácea. Las diferentes revisiones morfológicas del género encontraron suficiente diferenciación como para justificar la separación en dos especies (Pritchard, 1969, 1989) que fue generalmente aceptada. La aplicación de marcadores genéticos de origen mitocondrial demostró que ambas especies tienen líneas matriarcales independientes y que ambas especies son taxones hermanos respecto a otras tortugas marinas (Bowen et al., 1991), confirmando pues el status de especies diferentes pertenecientes al mismo género. Estudios posteriores no hicieron más que confirmar este hecho (Bowen et al., 1998). Debido al limitado rango de distribución de la especie, no se aprecian variaciones biométricas significativas en diferentes poblaciones, como sí ocurre en otras especies de quelónidos de más amplia distribución, aunque sí se observan diferencias en cuanto al uso diferencial de zonas de alimentación y de rutas de migración.

Hábitat

Las crías recién nacidas usan hábitats muy diferentes a los adultos. Tras la emergencia del nido, entran en el mar y se alejan rápidamente de la costa hasta llegar a mar abierto, donde permanecen en hábitats oceánicos hasta que crecen para volver a la costa, ya como juveniles con aproximadamente unos 20 cm de longitud recta de caparazón (Collard y Ogren, 1990).

Los juveniles y adultos de tortuga lora usan principalmente hábitats neríticos de baja profundidad, típicamente con fondos de fango o arena donde pueden encontrar sus presas. Dependiendo de su estrategia de apareamiento, los machos de tortuga lora ocupan diferentes áreas del Golfo de México y de ahí algunos migrarían anualmente entre las zonas de apareamiento y las de alimentación mientras que otros no migrarían y se aparearían con las hembras que se encuentran de manera oportunista en las zonas de alimentación. Por su lado, las hembras de tortuga lora han sido seguidas mediante telemetría hacia y desde las playas en México, observándose que abandonarían las zonas de nidificación y apareamiento y se dirigirían a las zonas de alimentación localizadas desde la península de Yucatán hasta el sur de Florida. Algunas hembras residen en una zona determinada durante meses, lo que sugirió a los científicos que las hembras tienen una migración orientada, opuesta a una migración más errática propuesta para la tortuga olivácea. Las tortugas loras rara vez se aventuran en aguas con profundidades mayores de 50 m siendo de las tortugas marinas que viven más cerca de la

costa (Byles y Plotkin, 1994) y por lo tanto más susceptibles a interaccionar con las artes de pesca costeras.

Abundancia

Las agregaciones de hembras nidificantes en Rancho Nuevo, Tamaulipas, México fueron descubiertas en 1947 y mediante una filmación tomada por Andrés Herrera se pudo estimar una población de más de 40.000 hembras nidificantes (Carr, 1963; Hildebrand, 1963). Sin embargo, a mediados de los años 80 la misma población había disminuido drásticamente a menos de 800 nidos, correspondientes aproximadamente a 300 hembras nidificantes (basándose en una media estimada de 2,5 nidos por hembra y año), lo que supone un descenso del 99% de la población estimada en 1947 (National Marine Fisheries Service et al., 2011). En el periodo de 1988-2003 el número de nidos observados en Rancho Nuevo y en playas adyacentes fue recuperándose a un ritmo de un 15% anual (Heppell et al., 2005). En 2009, el número total de nidos registrados en Rancho Nuevo superaba los 20.000, lo que supone unas 8.000 hembras nidificando ese año. En Texas, entre 2002-2010, se registraron un total de 911 nidos frente a los 81 registrados en el periodo 1948-2001 como resultado de un proyecto de reintroducción de la especie en la zona aprovechándose del comportamiento de retorno de las tortugas a la playa de nacimiento (Fontaine y Shaver, 2005; Shaver, 2005; Shaver y Caillouet, 1998). Estimaciones poblacionales sugieren que en el 2015 se habrá llegado a las 10.000 hembras nidificantes, lo que supondría la recuperación de una cuarta parte de las abundancias históricas previas al descenso poblacional (Heppell et al., 2005) aunque otras estimaciones apuntan a que este hecho podría darse antes (National Marine Fisheries Service et al., 2011). Sin embargo, este crecimiento está artificialmente sustentado por una elevada supervivencia de los huevos debido a la traslocación de más de 14.500 nidos anuales a corrales para evitar la depredación. Así pues, las poblaciones nidificantes de tortuga lora se encuentran en la actualidad creciendo de manera exponencial, lo que sería indicativo de un incremento de la abundancia global de las poblaciones (National Marine Fisheries Service et al., 2011) aunque lejos todavía de los números históricos y dependiendo en gran medida de los esfuerzos de conservación que se realizan actualmente en las playas de puesta.

Esta especie es muy escasa en nuestras aguas con apenas 14 citas confirmadas de juveniles en el Mediterráneo o en el Atlántico español, 9 de ellas en las costas españolas. Aparte de estas citas, hay una cita anómala de tortuga verde en las Islas Columbretes en 1859 (Boscá, 1916; Pascual, 1985) por cuya descripción se deduce que podría tratarse de una tortuga lora, especie descrita apenas unos pocos años después (Garman, 1880). En cualquier caso, es notable el incremento de citas en la última década respecto a las del siglo XX. Este incremento puede estar asociado a un incremento de la capacidad de detección de la especie, bien por el incremento de centros de recuperación y de investigación de tortugas marinas en España (Carreras y Tomás, 2010), bien por tener estos una base de conocimientos para discernir entre especies mayor que en épocas pasadas (Insacco y Spadola, 2010; Tomás y Raga, 2007). Sin embargo, probablemente la causa principal de este aumento de citas se deba a la gran recuperación de la especie en sus playas de nidificación en los últimos años, del 1% de sus efectivos originales en la segunda mitad del siglo XX hasta el 25% en la actualidad (National Marine Fisheries Service et al., 2011), hecho que ya se ha visto en las costas Atlánticas del norte de Europa (Witt et al., 2007). Dada la distribución geográfica de la especie y los análisis realizados en algunos de los varamientos, estos individuos provienen del Atlántico occidental y entrarían en el Mediterráneo por el estrecho de Gibraltar.

Estatus de conservación

Categoría global IUCN (1996): en Peligro Crítico CR (Marine Turtle Specialist Group, 2012).

Categoría en España IUCN (2002): Datos Insuficientes DD (Camiñas, 2002).

Especie “en peligro crítico de extinción” según los criterios de la IUCN debido a la dramática reducción de sus poblaciones sufrida durante la segunda mitad del siglo XX. Sin embargo, el

número de hembras nidificantes de tortuga lora se encuentra en estos momentos recuperándose de forma exponencial debido a los esfuerzos de conservación, por lo que se asume que la población en su conjunto lo está haciendo del mismo modo. Aunque la recuperación todavía no es completa, se empieza a plantear que podría ser rebajada de categoría a “en peligro de extinción” próximamente aunque su completa recuperación no se estima hasta pasado como mínimo el primer cuarto del siglo XXI (National Marine Fisheries Service et al., 2011). Sin embargo, este incremento se ve sostenido artificialmente por una serie de medidas de protección por lo que se recomienda su mantenimiento dada su eficacia probada (protección del hábitat de nidificación, protección de hembras y nidos en las playas de nidificación, mantenimiento o incremento de la producción de crías mediante relocación e incubación, mantenimiento del uso de TEDs en los barcos arrastreros y reducción de la mortalidad en redes agalleras, National Marine Fisheries Service et al., 2011). Además, el hecho de que gran parte de la población nidificante esté concentrada en una misma zona hace a la especie muy vulnerable en caso de producirse un evento catastrófico en esta zona, como pueda ser un vertido, o un evento natural como un huracán.

Debido a la escasez de citas de esta especie en las aguas españolas, no ha sido incluida en el “Libro Rojo de los Vertebrados de España”, ni en varios Libros Rojos de varias comunidades autónomas costeras, aunque sí ha sido incluida en el Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Camiñas, 2002).

Factores de amenaza

Como la mayoría de tortugas marinas, el impacto del hombre en las poblaciones de tortuga lora se hace patente en prácticamente todas las etapas de su vida y en todos los hábitats que visita. Sin embargo, el elevado estado de protección actual en las playas ha reducido drásticamente las amenazas antropogénicas típicas de las playas de nidificación, como el consumo de huevos, el uso de la playa o el tráfico de vehículos. Además, gran parte de los nidos son translocados a zonas seguras o cubiertos con corrales por lo que su depredación, tanto humana como de los animales asociados a su presencia, es prácticamente inexistente. Sin embargo, es difícil de evaluar cuál sería la situación sin estas elevadas y costosas medidas de protección de cara a una futura supervivencia de la especie sin necesitar de la sobreprotección humana.

Uno de los mayores elementos de riesgo de la especie consiste en el hecho de que la mayor parte de los individuos de la especie se concentran en una misma zona de nidificación, lo que hace a la especie extremadamente vulnerable a algún efecto catastrófico en esa zona, bien sea natural o causado por el hombre. Por ejemplo, en junio de 1979 una explosión en la plataforma de extracción de petróleo Itxoc I, provocó que se derramaran entre 10.000 y 15.000 barriles diarios durante meses. Este crudo llegó a las playas de Rancho Nuevo, aunque afortunadamente esta llegada se produjo cuando la temporada de nidificación había pasado y se pudo retirar a tiempo. En 1990, el petrolero Mega Borg sufrió un accidente eléctrico seguido de un incendio cerca de Galveston, en Texas derramando grandes cantidades de crudo en el mar. En la primavera del 2010 una explosión en la plataforma de extracción petrolífera Deepwater Horizon (DWH) provocó un vertido incontrolable de petróleo en el Caribe justo al inicio de la temporada de nidificación (Safina, 2011). Los resultados a corto plazo fueron un incremento exponencial de varamientos de tortugas marinas de diversas especies y otros animales (Antonio et al., 2011; Schenkman, 2010) mientras que los efectos a largo plazo son difíciles de calibrar (Safina, 2011).

Sin embargo el mayor factor de amenaza para la tortuga lora, y el que la ha llevado al borde de la extinción, es la pesca accidental. Los hábitos extremadamente costeros de esta especie, y su alimentación principalmente bentónica, la hacen especialmente sensible a artes de pesca diseñadas para capturar peces y camarones de fondos marinos someros (< 80 m). De hecho se estimó que la mortalidad causada sólo por el arrastre de camarón en el Caribe producía una mortalidad diez veces superior a la mortalidad causada por la combinación del resto de factores causados por el hombre (Magnuson et al., 1990) con un número de capturas entre 500 y 5.000

tortugas al año a finales del siglo XX. Este tipo de artes tienen el agravante de que permanecen sumergidos durante cierto tiempo, por lo que las tortugas perecen de asfixia o sufren los severos efectos de la anoxia (Hoopes et al., 2000). El número de capturas ha descendido en las últimas décadas permitiendo así la recuperación en la especie propiciada por las medidas de protección en las playas de nidificación. Este hecho se ha producido en parte por el descenso de la actividad pesquera del camarón debido a varias razones como el incremento progresivo del coste de combustible, o la reducción de los precios de camarón debido a las importaciones o a la proliferación de camarones provenientes de la acuicultura (Caillouet et al., 2008). Además, en 1978 se empezó a desarrollar un mecanismo para que las tortugas quedaran excluidas al entrar en el arte de pesca al que se le llamó TED (Turtle Excluder Device) por sus siglas en inglés (Oravetz y Grant, 1986). Dicho mecanismo se fue perfeccionando hasta su plena implementación en 1990, primero de forma estacional, y luego de forma completa en 1994, con un nivel de exclusión de tortugas requerido por ley superior al 97% (Epperly, 2003). El uso de TEDs se estandarizó y se extendió, mediante la obligatoriedad de llevarlo en diversos artes de pesca, tanto en Estados Unidos, como posteriormente en México, junto con otras medidas como el acortamiento del tiempo de calado para minimizar el riesgo de ahogamiento de las tortugas capturadas. A menor escala, se ha detectado una interacción con otros artes de pesca, como redes de deriva, redes agalleras, arrastre de superficie, dragados para pesca de bivalvos, nansas, almadrabas, redes de cerco o diferentes tipos de palangre. Algunas de estas artes de pesca se usan también en aguas españolas y realizan un número importante de capturas de tortugas marinas (Calabuig y Liria-Loza, 2007; Calabuig et al., 2007; Carreras y Tomás, 2010), por lo que también afectarían a los individuos de tortuga lora que llegan a nuestras aguas, cosa que se demuestra en que la mayoría de individuos identificados en nuestras aguas provienen de una interacción con la pesca. En cualquier caso, y a pesar de las medidas de conservación tomadas en muchos casos, se sigue considerando la interacción con pesca como la mayor fuente de mortalidad de la especie (National Marine Fisheries Service et al., 2011)

Distribución geográfica

La nidificación de la tortuga lora se concentra esencialmente en la zona del Golfo de México occidental, especialmente en el estado de Tamaulipas, en México, donde se concentra el 95% de la nidificación mundial y donde se da el fenómeno de las “arribadas”. Las tres principales zonas de nidificación de Tamaulipas son Rancho Nuevo, Tepehuajes y Barra del Tordo. Aparte, hay nidificación a menor escala en Veracruz (México) (Márquez, 1994) y en Padre Island, Texas (EEUU) y algún nido ocasional se ha encontrado en Carolina del Norte, Carolina del Sur y ambas costas de Florida, todos ellos en EEUU (National Marine Fisheries Service et al., 2011). Además, es posible encontrar individuos en el mar por todo el Golfo de México y la costa de EEUU desde Florida hasta Nueva Inglaterra y hay algunos registros documentados de tortuga lora en las Azores, Madeira y el Atlántico oriental (Brongerma, 1972; Camiñas, 2002; Fernández de la Cigoña, 1994; Pérea et al., 2001), y dentro del Mar Mediterráneo (Brongersma y Carr, 1983; Insacco y Spadola, 2010; Oliver y Pigno, 2005; Tomás et al., 2003; Tomás y Raga, 2007; Carreras et al., in prep). Su presencia en aguas del norte de Europa tampoco es rara aunque debido a las bajas temperaturas de la zona, es frecuente que los individuos se encuentren afectados por el frío (Witt et al., 2007).

Ecología trófica

Las crías de tortuga lora se alimentan de las reservas del saco vitelino durante los primeros días de su vida en el mar, como sucede con otras especies de tortugas marinas (Kraemer y Bennett, 1981). Posteriormente sus hábitos alimenticios serían similares a los de la tortuga boba que se encuentran en la Corriente del Golfo cerca de Florida (Witherington et al., 2012; Witherington, 2002). Se ha sugerido que las tortugas verdes y bobas en fase oceánica se asocian a las comunidades de *Sargassum* (Carr, 1987) lo que se ha confirmado recientemente para la tortuga lora (Witherington et al., 2012). De hecho, se han encontrado restos de *Sargassum* e invertebrados asociados a la comunidad que de él depende en dos pequeños juveniles de tortuga lora (<20 cm de longitud recta de caparazón) reafirmando la validez de esta hipótesis para esta especie (Shaver, 1991). Tras un periodo de vida oceánica de unos pocos

años, las tortugas loras pasan a ocupar hábitats neríticos de aguas templadas, con profundidades generalmente menores de 50 m. En este momento la dieta pasa a ser carnívora, basada principalmente en crustáceos decápodos (Burke et al., 1994; Burke y Standora, 1993; Hildebrand, 1982; Márquez, 1994; Seney y Musick, 2005; Shaver, 1991). Se ha postulado que la distribución de la tortuga lora podría estar estrechamente asociada a la distribución de los cangrejos portúnidos, presa fundamental en la dieta de la tortuga lora (Ogren, 1989), o como mínimo con la distribución conjunta de los cangrejos que consume (Shaver, 1991). Aunque se han descrito una gran variedad de presas como moluscos, tunicados, gambas, caballitos de mar, diversa vegetación marina o incluso residuos naturales o artificiales (Burke et al., 1993, 1994; Burke y Standora, 1993; Shaver, 1991; Witzell y Schmid, 2005) los contenidos estomacales y los análisis fecales siempre han mostrado los cangrejos como elemento principal en la dieta de la tortuga lora (Bellmund et al., 1987; Burke et al., 1993; Lutcavage y Musick, 1985; Schmid, 1998; Seney y Musick, 2005; Shaver, 1991).

Biología de la reproducción

La tortuga lora comparte un ciclo de vida similar al de otras especies como la tortuga boba, *Caretta caretta* (Bolten, 2003). Las hembras realizan sus nidos en playas arenosas donde se incuban los huevos enterrados en la arena. Las playas donde se concentra la mayor parte de la nidificación (Rancho Nuevo, México) son oceánicas, formadas por dunas bajas de arena con una elevada proporción de grano fino y aisladas de tierra firme por lagunas estrechas y poco profundas que se abren durante la estación de lluvias formando estuarios o barras temporales de arena (Márquez, 1994). La nidificación es estacional y se produce principalmente de abril a julio, y se produce a menudo de forma sincronizada en lo que se conoce como “arribada” o “arribazón”, que suele estar acompañada por fuertes vientos, especialmente del norte, y cambios en la presión barométrica (Jiménez-Quirozet et al., 2005). A diferencia de la gran mayoría de tortugas marinas que desovan por la noche, la nidificación se produce principalmente durante el día, aunque se han detectado algunas pocas nidificaciones nocturnas en años recientes. Las hembras ponen una media de 2,5 nidos por temporada (Turtle Expert Working Group, 2000) con un intervalo entre dos puestas consecutivas que oscila entre 14 y 28 días (Miller, 1997). Generalmente una hembra se reproduce cada dos años, aunque también se registran con cierta frecuencia periodos de 1 y 3 años (Márquez et al., 1982; Turtle Expert Working Group, 2000). En los machos se produce un ablandamiento del plastrón para facilitar la cópula cuando están reproductivamente activos, hecho que no se produciría cada año (Wibbelset al., 1991). Las zonas de apareamiento son bastante desconocidas en la especie, y la poca información de la que se dispone son observaciones oportunistas de pescadores que sugieren que se produciría cerca de las zonas de nidificación (Pritchard, 1969). El apareamiento se podría producir hasta 30 días antes de la primera puesta de la temporada (Rostalet et al., 1998). La tortuga lora presenta poliandria, habiéndose detectado hasta un máximo de 4 padres para un mismo nido. Sin embargo, esto no es lo más frecuente y, en caso de producirse, un único padre suele ser el dominante (Kichler et al., 1996, 1999).

Las hembras ponen sobre unos 100 huevos esféricos por nido (National Marine Fisheries Service et al., 2011). Tras 45-58 días de desarrollo embrionario, dependiendo de las condiciones de incubación (especialmente la temperatura), las crías emergen en masa, generalmente durante la noche o a primera hora de la mañana (Pritchard y Márquez, 1973). Una vez en el mar, las crías nadan alejándose de la costa a mar abierto donde crecerán durante varios años. Sólo retornarán a la playa las hembras adultas para desovar.

Demografía

La supervivencia de los huevos hasta la emergencia se ha estimado entre un 67,8% en nidos relocados a un 80,1% en nidos protegidos *in situ*. Un estudio con 163 nidos naturales reveló que la supervivencia de las crías desde que emergen hasta que llegan al mar es de apenas el 66,4%, mostrando un impacto elevado en muy poco tiempo causado por los numerosos depredadores terrestres (National Marine Fisheries Service et al., 2011). La supervivencia es muy difícil de estimar en el resto de etapas de la vida de la tortuga lora, teniendo en cuenta su rango de distribución, sus hábitats migratorios y su reducida abundancia en comparación con

otras especies, aunque se han podido obtener mediante modelización a partir de otros parámetros conocidos (Heppellet al., 2005). En base a estos modelos se ha obtenido una tasa de supervivencia anual del 31% para juveniles pelágicos que se va incrementando rápidamente, a medida que aumentan de tamaño, hasta llegar a una supervivencia del 91% para adultos bentónicos. Como en otras especies de tortugas marinas, el sexo de las crías depende de la temperatura durante la incubación (Mrosovsky, 1994; Wibbels, 2003), habiéndose detectado un sesgo hacia las hembras del 70% o incluso superior según la zona y el año (National Marine Fisheries Service et al., 2011).

Las estimas de la edad de madurez sexual son variables según el tipo de aproximación usada y de si se trata de tortugas salvajes o en cautividad. Por ejemplo, algunos estudios apuntan a una edad de maduración entre 10 y 16 años en tortugas salvajes usando estimas de crecimiento basadas en datos de recapturas de tortugas de edad conocida y esqueletocronología (Chaloupka y Zug, 1997; Schmid y Witzell, 1997; Schmid Woodhead, 2000; Zuget al., 1997). Sin embargo, otros estudios apuntan a una edad mucho menor de 5-7 años (Márquez, 1972) aunque en este caso se usaron tasas de crecimiento obtenidas en tortugas en cautividad. Un estudio mucho más reciente basado en esqueletocronología sugirió una edad entre 9,9 y 16,7 años (Snoveret al., 2007), que coincide bastante con la edad de las primeras tortugas procedentes de los programas de *headstarting* que se localizaron nidificando por primera vez con una edad de entre 10 y 20 años, con tallas entre 58,1 y 65,8 cm de LRC, por lo que se podría asumir una edad de maduración media de unos doce años (National Marine Fisheries Service et al., 2011; Shaver, 2005). En cualquier caso, parece poco probable que los individuos adultos crezcan mucho tras la madurez sexual.

Interacciones con otras especies

Infestaciones de ectoparásitos, como sanguijuelas o cirrípedos pueden tener también efectos debilitantes, y, en el caso de las sanguijuelas, provocar anemia y actuar de vectores de enfermedades (George, 1997). Los cirrípedos se consideran generalmente bastante inocuos, aunque algunas especies especialmente perforadoras pueden penetrar a la cavidad corporal y provocar la muerte (Herbst y Jacobson, 1995). Aún así, la presencia de epibiontes es muy rara comparada con otras especies de tortugas marinas, cosa que se atribuye a su comportamiento más costero y superficial resultando en una mayor exposición a la radiación solar.

Depredadores

De forma natural, la depredación de huevos en las playas de nidificación es muy común, sobre todo la producida por mamíferos como mapaches, perros, cerdos, mofetas y tejones, aunque también diversas especies de hormigas, como las hormigas de fuego (*Solenopsis invicta*). Las crías son consumidas por cangrejos fantasma, mapaches, coyotes, mofetas y tejones en una proporción muy elevada en la emergencia, y por numerosas especies de peces cuando llegan al mar (Hildebrand, 1963; Schmid y Barichivich, 2006). Sin embargo, a medida que el número de tortugas nidificando en “arribada” aumenta, el efecto saturador de la depredación es mayor limitando el impacto que tiene en el total de la población. Además, se han encontrado ácaros del genero *Macrocheles* en crías de tortuga lora (Mast y Carr, 1985), que se sabe asociado a una infestación de diversos tipos de mosca que en otras especies reduce el éxito de supervivencia de las crías (Broderick Hancock, 1997). Los niveles de depredación y de consumo, tanto humano como de especies domésticas y salvajes, sobre los nidos ha disminuido considerablemente en la actualidad debido a las fuertes medidas de conservación sobre la especie mediante el uso de corrales de protección de nidos y relocalización de los mismos. Aún así se estima que sobre un 5% de los nidos podrían perderse por perros, cerdos y gatos asociados a asentamientos humanos.

Parásitos y patógenos

La presencia de patógenos como bacterias y hongos en nidos suele aumentar considerablemente en eventos de alta densidad como suelen ser las arribadas. Este hecho se ha documentado muy bien en arribadas de la tortuga olivácea (*L. olivacea*) en Nancite, en

Costa Rica, donde el bajo éxito de eclosión en algunos segmentos de las playas de nidificación (hasta el 5%) se atribuye, al menos en parte, a estos agentes (Cornelius, 1986; Mo et al., 1990). En el caso de la tortuga lora, el creciente incremento de la densidad de las arribadas debido al éxito de las medidas de conservación, sugiere que el estudio y control de estos patógenos debe tenerse en cuenta en los futuros planes de manejo.

En el caso de juveniles y adultos se pueden encontrar una gran variedad de enfermedades producidas tanto por virus como por bacterias u hongos, bien en animales salvajes como en animales en cautividad (George, 1997; Herbst y Jacobson, 1995; Robertson y Cannon, 1997). En individuos afectados por bajas temperaturas se encuentran micosis sistémicas (Manireet al., 2002) que pueden provocar una mortalidad muy elevada en tortugas en recuperación. Infestaciones serias de endoparásitos, como trematodos, cestodos y nematodos pueden causar o contribuir a un debilitamiento de la tortuga o incluso la muerte.

La fibropapilomatosis es una enfermedad epizoótica caracterizada por la presencia de lesiones cutáneas (George, 1997) y se ha encontrado en varias especies de tortugas marinas, aunque especialmente en la tortuga verde. El primer posible caso de fibropapiloma en tortuga lora no pudo ser confirmado al no recogerse muestras de la tortuga afectada (Barragan y Sarti, 1994). Posteriormente, se han registrado varios individuos con crecimientos anormales, similares a los fibropapilomas en Rancho Nuevo, entre 1985 y 1998 (Guillen y Pena-Villalobos, 2000) y en años posteriores (National Marine Fisheries Service et al., 2011) aunque no se tiene confirmación histológica de su origen.

En algunos casos se ha podido asociar el varamiento de tortugas loras, vivas o muertas, con la presencia de mareas rojas (National Marine Fisheries Service et al., 2011). Por ejemplo, la presencia de mareas rojas se asoció con un incremento de varamientos de tortugas en la costa centro oriental de Estados Unidos durante 1995-1996 (Foote et al., 1998), con varios varamientos entre 1991-2001 en la costa de Florida y con un varamiento masivo en el 2005 en la misma zona (National Marine Fisheries Service et al., 2011).

Actividad

Se han descrito migraciones estacionales en la tortuga lora asociadas a la temperatura del agua. Por ejemplo, mediante el uso de marcaje y recaptura, se ha descrito un patrón estacional de la tortuga lora, de forma que las tortugas aparecen cuando la temperatura del agua supera los 20°C en Florida occidental (Schmid, 1998; Schmid y Barichivich, 2005; Schmid y Barichivich, 2006), así como en Texas o Louisiana (Landry et al., 2005). De esta forma, las tortugas dejarían estas zonas en otoño y migrarían hacia aguas más profundas o más cálidas para volver en la primavera siguiente (Ogren, 1989; Schmid, 1998). Aunque se han producido capturas de tortuga lora en estas zonas en invierno, en esos años el agua estaba más caliente de lo normal por esas fechas (Schmid y Barichivich, 2005; Schmid y Barichivich, 2006). En zonas más al sur, como en el sudeste de Florida, se pueden observar tortugas loras durante todo el año, aunque su presencia disminuye en los meses más fríos (Witzell y Schmid, 2004), con algunas pocas capturas con aguas de hasta 17,3°C (Witzell, 2007). Estos datos de recaptura también indican que algunos individuos retornan a las mismas zonas de alimentación cada año. Los estudios de telemetría muestran las rutas seguidas en la migración invernal hacia aguas más cálidas del sur-suroeste del Golfo de Méjico (Renaud y Williams, 2005). Este tipo de migraciones es todavía más acentuado en el rango más septentrional de la distribución de la especie, reduciéndose progresivamente la presencia y el intervalo de tiempo que las tortugas pasan en las aguas a medida que se va desde Florida hasta Nueva Inglaterra. Las tortugas abandonan estas aguas más frías en invierno de forma secuencial, creándose agregaciones importantes de estos individuos mientras bajan siguiendo la costa de Estados Unidos, hasta las zonas de invernada, como el sur de Florida (Gitschlag, 1996; Renaud, 1995). Se ha sugerido que podría haber otras zonas de invernada como el centro de Carolina del Norte, que es más cálida de lo esperable por su latitud debido a la influencia de la corriente del Golfo.

Biología térmica

El pequeño tamaño de la tortuga lora, comparada con otras especies de tortugas marinas, tiene efectos directos sobre su termorregulación al disipar más rápidamente el calor corporal y el calor externo. Eso explica, por ejemplo, que puedan nidificar de día bajo el sol lo que es perjudicial para la mayoría de especies de tortugas marinas. Sin embargo, también provoca que la tortuga lora sea especialmente sensible a la temperatura del agua. Como consecuencia, son especialmente susceptibles de sufrir *cold stunning*, que es un fenómeno natural en el que la tortuga queda incapacitada en condiciones de hipotermia. Cuando la temperatura del agua cae debajo de 8-10°C, pierden su capacidad de nadar y bucear, y generalmente quedan flotando en la superficie del agua sin mostrar signo de actividad alguna. Este fenómeno puede producirse en todo su rango de distribución pero es especialmente frecuente cuando los individuos llegan a zonas más frías llevadas por las corrientes, como el norte de Europa (Witt et al., 2007) o bien llegan a zonas poco profundas con grandes variaciones estacionales en épocas frías como en el noreste de los Estados Unidos, antes de que puedan iniciar su migración anual (Morreale y Standora, 1992).

Movimientos

Tras la emergencia en las playas de nidificación, las crías se dirigen a mar abierto para pasar una etapa de vida nerítica. Esta fase no se conocía con exactitud para el caso de la tortuga lora (Collard y Ogren, 1990) aunque se suponía similar a la tortuga boba (Bolten, 2003), hecho que se ha confirmado recientemente (Witherington et al., 2012). Las crías que abandonan la playa empiezan a nadar frenéticamente nada más entrar en contacto con las olas y nadan aproximadamente durante 20-30 horas hasta que entran en contacto con las principales corrientes, cosa que se ve reflejada en la ausencia de crías sanas en zonas costeras (Carr, 1962, 1982; Witherington, 1995; Wyneken y Salmon, 1992).

Teniendo en cuenta dónde se concentra la nidificación de la especie, es de suponer que su migración en esta primera etapa esté muy influenciada por las principales corrientes del Golfo de Méjico occidental. En el caso de Tamaulipas, las crías cruzarían a nado la estrecha plataforma continental y entrarían en la corriente anticiclónica de Méjico, por lo que posiblemente las crías llegarían a esta corriente en menos de 24 horas (Collard y Ogren, 1990). En cualquier caso sería un periodo inferior a cuatro días, en el que asume que las crías podrían vivir exclusivamente de las reservas acumuladas en el saco vitelino que tienen al nacer (Kraemer y Bennett, 1981). Así, condiciones de circulación oceánica cercanas a las playas de Tamaulipas y Veracruz facilitarían el transporte de las crías al ambiente pelágico dentro de estos 4 días, así como su posterior migración a las zonas de alimentación durante los siguientes 2 años (Putman et al., 2010).

Una vez alcanzadas las corrientes principales, las crías reducen su actividad natatoria y pasan a ser migrantes pasivos. Posiblemente la gran mayoría de tortugas loras permanezcan dentro de la corriente del Golfo de Méjico, aunque una pequeña fracción llegaría al norte del Golfo de Méjico y posteriormente se desplazaría hacia el este y a partir de ahí podrían volver hacia el sur, conectar con la corriente de Florida y luego entrar en la Corriente del Golfo (Collard y Ogren, 1990; Putman et al., 2010) cosa que explicaría la presencia de algunos pocos individuos en el Atlántico oriental llegando incluso al Mediterráneo occidental.

Los juveniles se reclutan en las zonas de alimentación neríticas adultas a los dos años de edad (Ogren, 1989), aunque pueden estar en la zona oceánica entre 1 y 4 años, incluso más (TEWGT, 2000). Este hecho se ha observado, además, usando técnicas de esqueletocronología, ya que la diferente composición de los diferentes anillos de crecimiento en los huesos indica que sobre esas edades se produce un cambio de la alimentación de los animales (Snover et al., 2007).

Comportamiento

Las tortugas del género *Lepidochelys* son las únicas que presentan el fenómeno de “arribada” o “arribazones”. Este comportamiento se caracteriza por una llegada en masa de hembras a las playas de nidificación en sincronía durante unos pocos días para realizar la oviposición. De esta

forma, se reduce el riesgo de depredación sobre las hembras durante la puesta y sobre las crías en su emergencia por saturación de los depredadores. Aún hoy en día se desconocen los mecanismos que permiten semejante sincronía, aunque se ha observado que en la tortuga lora este fenómeno suele producirse en presencia de fuertes vientos, especialmente del norte, y con cambios en la presión barométrica (Jimenez-Quirozet al., 2005).

Los mecanismos de navegación de las crías cuando entran en el mar son los mismos que los descritos para otras especies de tortugas marinas (Lohmann et al., 1997). En primer lugar se alejan de la costa orientándose por la dirección de las olas, ya que pueden detectar los movimientos del agua en la que están (Lohmann et al., 1995; Wanget al., 1998; Wyneken et al., 1990), incluso aunque las olas les acerquen de nuevo a la costa. Es por eso que este mecanismo se supone que es de muy corta duración y que rápidamente es sustituido por otros mecanismos de orientación más fiables (Witherington, 1995), como el uso de un compás magnético similar al usado para las aves (Lohmann y Lohmann, 2003). En estas primeras etapas de la vida se produce un reconocimiento del lugar de nacimiento mediante un mecanismo conocido como *imprinting*, que posiblemente se base en una combinación de reconocimiento de señales químicas y magnéticas. Este reconocimiento es el que da pie a uno de los comportamientos mejor descritos para las tortugas marinas, que es el de la elevada filopatría de las hembras. La filopatría consiste en que las hembras nidificantes regresan a nidificar a las mismas playas de puesta donde nacieron. Este hecho fue usado entre 1978-1988 para la conservación de la especie mediante el traslado de 22.507 huevos de tortuga lora desde la playa originaria de Rancho Nuevo, en México a Padre Nuevo, en Texas, Estados Unidos (Fontaine y Shaver, 2005; Shaver, 2005). Como resultado de este programa de *headstarting* nacieron 17.358 crías a las que se les permitió caminar por la arena y llegar al mar antes de ser capturadas de nuevo y criarlas en cautividad durante 7-15 meses antes de ser liberadas definitivamente en la playa. De esta forma, las tortugas que nacieron en la nueva playa la reconocieron como propia al nacer, y volvieron posteriormente a nidificar. A partir de 1996 se empezaron a recibir hembras con marcas del programa de *headstarting*, mezcladas con tortugas no marcadas.

Bibliografía

- Antonio, F.J., Mendes, R.S., Thomaz, S.M. (2011). Identifying and modeling patterns of tetrapod vertebrate mortality rates in the Gulf of Mexico oil spill. *Aquatic Toxicology*, 105: 177-179.
- Barber, R.C., Fontaine, C.T., Flanagan, J.P., Louis, E.E.Jr. (2003). Natural hybridization between a Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) and loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) confirmed by molecular analysis. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 701-704.
- Barragán, A., Sarti, L. (1994). A possible case of fibropapilloma in Kemp's ridley turtle (*Lepidochelys kempii*). *Marine Turtle Newsletter*, 67: 27.
- Bellmund, S.A., Musick, J.A., Klinger, R.C., Byles, R.A., Keinath, J.A., Barnard, D.E. (1987). *Ecology of sea turtles in Virginia*. Virginia Institute of Marine Science, College of William and Mary, Gloucester Point, Virginia.
- Bolten, A.B. (2003). Variation in sea turtle life history patterns: Neritic vs. oceanic developmental stages. Pp. 243-257. En: Lutz, P.L., Musick J.A. (Eds.). *Biology of Sea Turtles Volume II*. CRC Press, Boca Raton, Florida, U.S.A..
- Boscá, E. (1916). Individuo anómalo de *Chelonia mydas* (L.) en el Mediterráneo. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 16: 446-448.
- Bowen, B.W., Clark, A.M., Abreu-Grobois, F.A., Chaves, A., Reichart, H.A., Ferl, R.J. (1998). Global phylogeography of the ridley sea turtles (*Lepidochelys* spp.) as inferred from mitochondrial DNA sequences. *Genetica (Dordrecht)*, 101: 179-189.

- Bowen, B.W., Karl, S.A. (1997). Population genetics, phylogeography, and molecular evolution. Pp. 29-50. En: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press. Boca Raton.
- Bowen, B.W., Meylan, A.B., Avise, J.C. (1991). Evolutionary distinctiveness of the endangered Kemp's ridley sea turtle. *Nature*, 352: 709-711.
- Broderick, A.C., Hancock, E.G. (1997). Insect infestation of Mediterranean marine turtle eggs. *Herpetological Review*, 28: 190-191.
- Brongersma, L. D. (1972). European Atlantic turtles. *Zoologische Verhandelingen*, 121: 1-318.
- Brongersma, L.D., Carr, A.F. (1983). *Lepidochelys kempi* (Garman) from Malta. *Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie Van Wetenschappen Series C-Biological and Medical Sciences*, 86: 445-454.
- Burke, V.J., Morreale, S.J., Rhodin, A.G.J. (1993). Testudines: *Lepidochelys kempii* (Kemp's Ridley sea turtle) and *Caretta caretta* (loggerhead sea turtle): Diet. *Herpetological Review*, 24: 31-32.
- Burke, V.J., Morreale, S.J., Standora, E.A. (1994). Diet of the Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempii*, in New York waters. *U S National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin*, 92: 26-32.
- Burke, V.J., Standora, E.A. (1993). Diet of juvenile Kemp's Ridley and loggerhead sea turtles from Long Island, New York. *Copeia*, 1993: 1176-1180.
- Byles, R.A., Plotkin, P.T. (1994). Comparison of the migratory behaviour of the congeneric sea turtles *Lepidochelys olivacea* and *L. kempii*. Pp. 39. En: Schroeder, B.A., Witherington, B.E. (compilers). *Proceedings of the Thirteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-341.
- Caillouet, C.W., Hart, R.A., Nance, J.M. (2008). Growth overfishing in the brown shrimp fishery of Texas, Louisiana, and adjoining Gulf of Mexico EEZ. *Fisheries Research*, 92: 289-302.
- Calabuig, P., Liria-Loza, A. (2007). Recovery of marine turtles injured in the waters of the Canary island archipelago (Spain) between 1998 and 2003. Pp. 113-123. En: López-Jurado, L.F., Liria-Loza, A. (eds.). *Marine Turtles. Recovery of Extinct Populations.*, Instituto Canario de Ciencias Marinas, Las Palmas, Spain.
- Calabuig, P., Liria-Loza, A., López-Jurado, L.F. (2007). Sea turtles recovered at the Wild Fauna Recovery Center in Gran Canaria (Canary Islands, Spain). Pp. 76. *Proceedings of the Twenty-Fourth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-567.
- Camiñas, J.A. (2002). Estatus y conservación de las Tortugas Marinas en España. Pp. 345-380. 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.
- Carr, A. (1962). Orientation problems in high seas travel and terrestrial movements of marine turtles. *American Scientist*, 50: 358-374.
- Carr, A. (1963). Panspecific reproductive convergence in *Lepidochelys kempi*. *Ergebnisse Biol.*, 26: 298-303.
- Carr, A. (1982). Notes on the behavioral ecology of sea turtles. Pp. 19-26. En: Bjorndal, A. (Ed.). *Biology and conservation of sea turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA.
- Carr, A. (1987). New perspectives on the pelagic stage of sea turtle development. *Conservation Biology*, 1: 103-121.

Collard, S.B., Ogren, L.H. (1990). Dispersal scenarios for pelagic post-hatchlings sea turtles. *Bulletin of Marine Science*, 47: 233-243.

Carreras, C., Marco, A., Mons, J.L., Castillo, J.J., Rico, C., Roques, S. (2006). New record of the endangered Kemp's ridley turtle in southwestern Europe. Pp. 85. In: *Proceedings of the 26th Annual Sea Turtle Symposium*. International Sea Turtle Society. Creta, Greece.

Carreras, C., Tomás, J. (2010). Spain. Pp. 205-232. En: Casale, P., Margaritoulis, D. (eds.). *Sea Turtles in the Mediterranean: Distribution, threats and conservation priorities*. IUCN, Gland, Switzerland.

Chaloupka, M., Zug, G.R. (1997). A polyphasic growth function for the endangered Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempii*. *Fishery Bulletin*, 95: 849-856.

Chávez, H., Contreras, M., Hernández, D. (1967). *Aspectos biológicos y protección de la tortuga lora, Lepidochelys kempii (Garman), en la costa de Tamaulipas, Mexico*. I.N.I.B.P.

Collard, S.B., Ogren, L.H. (1990). Dispersal scenarios for pelagic post-hatchlings sea turtles. *Bulletin of Marine Science*, 47: 233-243.

Cornelius, S.E. (1986). *The sea turtles of Santa Rosa National Park*. Fundación de Parques Nacionales, San José, Costa Rica.

Epperly, S. (2003). Fisheries-related mortality and turtle excluder devices. Pp. 339-353. En: Lutz, P.L., Musick, J.A., Wyneken, J. (eds.). *The Biology of Sea Turtles Vol. II*. Boca Raton, Florida.

Fernández de la Cigoña E (1994) *Esta fauna nosa*, Vigo. Natureza Galega. Vol. IX. AGCE, Vigo.

Fontaine, C., Shaver, D. (2005). Head-starting the Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempii*, at the NMFS Galveston Laboratory, 1978-1992: A review. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 838-845.

Foote, J.N., Park, N.L., Sprinkle, J.M. (1998). An increase in marine turtle deaths along the west central coast of Florida (1995-1996): is the red tide the culprit? Pp. 217. En: Epperly, S., Braun-McNeill, J. (Eds.). *Proceedings of the Seventeenth Annual Sea Turtle Symposium, 4-8 march 1997*. NOAA Technical Memorandum, Orlando, Florida.

Garman, S. (1880). On certain species of Chelonioidae. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*, 6: 123-126.

George, P.H. (1997). Health problems and diseases in turtles. Pp. 363-385. En: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Gitschlag, G.R. (1996). Migration and diving behavior of Kemp's ridley (Garman) sea turtles along the US southeastern Atlantic coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 205: 115-135.

Guillen, L., Pena-Villalobos, J. (2000). Papillomas in Kemp's ridley turtles. Pp. 237. En: Kalb, H.J., Wibbels, T. (Eds.). *Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology, March 2-6, 1999*. NOAA-Technical Memorandum, South Padre Island, Texas.

Heppell, S.S., Crouse, D.T., Crowder, L.B., Epperly, S.P., Gabriel, W., Henwood, T., Marquez, R., Thompson, N.B. (2005). A population model to estimate recovery time, population size, and management impacts on Kemp's ridley sea turtles. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 767-773.

Herbst, L.H., Jacobson, E.R. (1995). Diseases of marine turtles. Pp. 593-596. En: Bjorndal, A. (Ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles, Revised edition*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Hildebrand, H.H. (1963). Discovery of the nesting site of the ridley sea turtle on the west coast of the Gulf of Mexico. *Ciencia [México]*, 22: 105-112.

Hildebrand, H.H. (1982). A historical review of the status of sea turtle populations in the western Gulf of Mexico. Pp. 447-453. En: Bjorndal, K.A. (ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles. Proceedings of the World Conference of Sea Turtle Conservation* Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Hoopes, L.A., Landry, A.M., Stabenau, E.K. (2000). Physiological effects of capturing Kemp's ridley sea turtles, *Lepidochelys kempii*, in entanglement nets. *Canadian Journal of Zoology- Revue Canadienne De Zoologie*, 78: 1941-1947.

Insacco, G., Spadola, F. (2010). First record of Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempii* (Garman, 1880) (Cheloniidae), from the Italian waters (Mediterranean Sea). *Acta Herpetologica*, 5: 113-117.

Jiménez-Quiroz, M.D., Filonov, A., Tereshchenko, I., Márquez-Millán, R. (2005). Time-series analyses of the relationship between nesting frequency of the Kemp's ridley sea turtle and meteorological conditions. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 774-780.

Kichler, K., Holder, M.T., Davis, S.K., Márquez, R., Owens, D.W. (1999). Detection of multiple paternity in the Kemp's ridley sea turtle with limited sampling. *Molecular Ecology*, 8: 819-830.

Kichler, K.L., Davis, S.K., Márquez, R., Owens, D.W. (1996). Microsatellite analysis of genetic diversity and mating behavior in the Kemp's ridley sea turtle. *American Zoologist*, 36: 121A.

Kraemer, J.E., Bennett, S.H. (1981). Utilization of posthatchling yolk in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*. *Copeia*, 1981: 406-411.

Landry, A.M., Costa, D.T., Kenyon, F.L., Coyne, M.S. (2005). Population characteristics of Kemp's ridley sea turtles in nearshore waters of the upper Texas and Louisiana coasts. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 801-807.

Lohmann, K.J., Lohmann, C.M.F. (2003). Orientation mechanisms of hatchling loggerheads. Pp. 44-62. En: Bolten, A., Witherington, B.E. (Eds.). *Loggerhead Sea Turtles*. Smithsonian Books., Washington D.C.

Lohmann, K.J., Swartz, A.W., Lohmann, C.M.F. (1995). Perception of ocean wave direction by sea turtles. *Journal of Experimental Biology*, 198: 1079-1085.

Lohmann, K.J., Witherington, B.E., Lohmann, C.M.F., Salmon, M. (1997). Orientation, navigation and natal beach homing in sea turtles. Pp. 107-136. En: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.). *The biology of Sea Turtles*. CRC Press, Boca Raton.

Lutcavage, M., Musick, J.A. (1985). Aspects of the Biology of sea turtles in Virginia. *Copeia*, 1985: 449-456.

Magnuson, J.J., Bjorndal, K.A., DuPaul, W.D. (1990). *Decline of the sea turtles: causes and prevention* National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C.

Manire, C.A., Rhinehart, H.L., Sutton, D.A., Thompson, E.H., Rinaldi, M.G., Buck, J.D., Jacobson, E. (2002). Disseminated mycotic infection caused by *Colletotrichum acutatum* in a Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempi*). *Journal of Clinical Microbiology*, 40: 4273-4280.

Marine Turtle Specialist Group (2012). *Lepidochelys kempii*. En: *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>.

Márquez, R. (1972). Resultados preliminares sobre edad y crecimiento de la tortuga lora, *Lepidochelys kempii* (Garman). Pp: 419-427. En: *Actas del IV Congreso Nacional de Oceanografía*, 1969. México.

Márquez, R. (1994). *Synopsis of biological data on the Kemp's ridley turtle, Lepidochelys kempii (Garman, 1880)*. NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-343.

Márquez, R., Villanueva, A., Sánchez, P. (1982). The population of the Kemp's ridley sea turtle in the Gulf of Mexico. Pp. 159-164. En: Bjorndal, K.A.(Ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles* Smithsonian Institute Press, Washington. D.C.

Mast, R.B., Carr, J.L. (1985). Macrochelid mites in association with Kemp's ridley hatchlings. *Marine Turtle Newsletter*, 33: 11-12.

Miller, J.D. (1997). Reproduction in sea turtles. Pp. 51-82. En: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, Boca Raton, Florida, U.S.A.

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. (Eds.). *Proceedings of the Fourteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-35 1.

Morreale, S.J., Standora, E.A. (1992). Habitat use and feeding activity of juvenile Kemp's ridley in inshore waters of the northeastern U.S. Pp. 75-77. En: Salmon, M., Wyneken, J.). *Proceedings of the Eleventh Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum.

Mrosovsky, N. (1994). Sex ratios of sea turtles. *Journal of Experimental Zoology*, 270: 16-27.

National Marine Fisheries Service US, Service FaW, SEMARNAT. (2011). *Bi-National Recovery Plan for the Kemp's Ridley sea turtle (Lepidochelys kempii)*. National Marine Fisheries Service, Silver Spring, Mariland.

Ogren, L. (1989). Distribution of juvenile and subadult Kemp's ridley sea turtles: preliminary results from 1984-1987 surveys. Pp.116-123. En: Caillouet, C., Landry, A. (eds.). Proc. First Intl. Symp. on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation and Management Texas A&M Univ. Seagrant Program (TAMU-SG-89-105).

Oliver, G., Pigno, A. (2005). First observation of a Kemp's ridley, *Lepidochelys kempii* (Garman, 1880), (Reptilia, Chelonii, Cheloniidae) on the French Mediterranean coasts. *Bulletin de la Societe Herpetologique de France*, 116: 31-38.

Oravetz, C.A., Grant, C.J. (1986). Trawl efficiency device shows promise. *Australian Fisheries*, 1986: 37-40.

Pascual, X. (1985). Contribution of the Study of Marine Turtles on Spanish Coasts I. Distribution. *Miscellanea Zoologica (Barcelona)*, 9: 287-294.

Pérea, C., Valdés, P., Pis-Millán, J.A. (2001). Tortugas marinas en la costa asturiana. Pp. 90. En: Resúmenes de la XIV Reunión Bienal de la Sociedad Española de Historia Natural.

Pritchard, J.K. (1969). *Studies of the systematics and reproductive cycles of the genus Lepidochelys*. Thesis, University of Florida.

Pritchard, P.C.H. (1989). Evolutionary relationships, osteology, morphology, and zoogeography of Kemp's ridley sea turtle. Pp. 157-164. En: Caillouet, C.W., Landry, A.M. (Eds.). *Proceedings of the first international symposium on Kemp's ridley sea turtle biology, conservation and management, Texas A&M Univ.*. Sea Grant College Program, TAMU-SG-89-105.

Pritchard, P.C.H., Marquez, R. (1973). *Kemp's ridley or the Atlantic ridley, Lepidochelys kempii*. I.U.C.N., Monograph. Marine Turtle Series.

Pritchard, P.C.H., Mortimer, J.A. (1999). Taxonomy, external morphology, and species identification. Pp. 21-38. En: Eckert, K.L., Bjorndal, A., Abreu-Grobois, A., Donnelly, M. (Eds.). *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication.

Putman, N.F., Shay, T.J., Lohmann, K.J. (2010). Is the geographic distribution of nesting in the Kemp's Ridley turtle shaped by the migratory needs of offspring? *Integrative and Comparative Biology*, 50: 305-314.

- Renaud, M.L. (1995). Movements and submergence patterns of Kemp's ridley turtles (*Lepidochelys kempii*). *Journal of Herpetology*, 29: 370-374.
- Renaud, M.L., Williams, J.A. (2005). Kemp's ridley sea turtle movements and migrations. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 808-816.
- Robertson, B.A., Cannon, A.C. (1997). Occurrence of infectious bacteria in captive-reared Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) and loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtles. *Texas Journal of Science*, 49: 331-334.
- Rostal, D.C., Owens, D.W., Grumbles, J.S., MacKenzie, D.S., Amoss, M.S. (1998). Seasonal reproductive cycle of the Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempi*). *General and Comparative Endocrinology*, 109: 232-243.
- Safina, C. (2011). The 2010 Gulf of Mexico oil well blowout: a little hindsight. *Plos Biology*, 9: 1-5.
- Schenkman, L. (2010). Gulf oil disaster. No 'Smoking Gun' for Killer Oil. *Science*, 328: 1214-1215.
- Schmid, J.R. (1998). Marine turtle populations on the west-central coast of Florida: Results of tagging studies at the Cedar Keys, Florida, 1986-1995. *Fishery Bulletin*, 96: 589-602.
- Schmid, J.R., Barichivich, W.J. (2005). Developmental biology and ecology of the Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempii*, in the eastern Gulf of Mexico. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 828-834.
- Schmid, J.R., Barichivich, W.J. (2006). *Lepidochelys kempii*-Kemp's ridley turtle. Pp. 128-141. En: Meylan, A. (Ed.). *Biology and Conservation of Florida Turtles. Chelonian Research monographs*.
- Schmid, J.R., Witzell, W.N. (1997). Age and growth of wild Kemp's ridley turtles (*Lepidochelys kempi*): Cumulative results of tagging studies in Florida. *Chelonian Conservation and Biology*, 2: 532-537.
- Schmid, J.R., Woodhead, A. (2000). Von Bertalanffy growth models for wild Kemp's ridley turtles in the eastern Gulf of Mexico. *NOAA Technical Memorandum NMFS SEFSC*, 444: 94-102.
- Seney, E.E., Musick, J.A. (2005). Diet analysis of Kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempii*) in Virginia. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 864-871.
- Shaver, D.J. (1991). Feeding ecology of wild and head-started Kemp Ridley sea turtles in south Texas waters. *Journal of Herpetology*, 25: 327-334.
- Shaver, D.J. (2005). Analysis of the Kemp's ridley imprinting and headstart project at Padre Island National Seashore, Texas, 1978-88, with subsequent nesting and stranding records on the Texas coast. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 846-859.
- Shaver, D.J., Caillouet, C.W.Jr. (1998). More Kemp's ridley turtles return to south Texas to nest. *Marine Turtle Newsletter*, 82: 1-5.
- Snover, M.L., Hohn, A.A., Crowder, L.B., Heppell, S. (2007). Age and growth in Kemp's ridley sea turtles. Evidence from mark recapture and skeletochronology. Pp. 89-105. En: Plotkin, P.T. (Ed.). *Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles*. The John Hopkins University press, Baltimore.
- Stokes, L.W., Epperly, S.P. (2006). *Lepidochelys olivacea* (Olive ridley Seaturtle). *Herpetological Review*, 37: 105.
- TEWGT. (2000). Assessment for the Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) and loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtle populations in the western North Atlantic. *NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC* 409-96.

Tomás, J., Formia, A., Fernández, M., Raga, J.A. (2003). Occurrence and genetic analysis of a Kemp's Ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*) in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 67: 367-369.

Tomás, J., Raga, J.A. (2007). Occurrence of Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*) in the Mediterranean. *JMBA2 Biodiversity Records*, 2: 1-3.

Turtle Expert Working Group TEWGT. (2000). Assessment for the Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) and loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtle populations in the western North Atlantic. *NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC*, 409:96.

Vilaca, S.T., Vargas, S.M., Lara-Ruiz, P., Molfetti, É., Reis, E.C., Lôbo-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.

Wang, J.H., Jackson, J.K., Lohmann, K.J. (1998). Perception of wave surge motion by hatchling sea turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 229: 177-186.

Wibbels, T. (2003). Critical approaches to sex determination in sea turtles biology and conservation. Pp. 103-134. En: Lutz, P.L., Musick, J.A., Wyneken, J. (Eds.). *Biology of Sea Turtles, vol II*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Wibbels, T., Owens, D.W., Rostal, D. (1991). Soft plastra of adult male sea turtles, an apparent secondary sexual characteristic. *Herpetological Review*, 22: 47-49.

Witherington, B. (1995). Observations of hatchling loggerhead sea turtles during the first few days of the lost year(s). *NMFS-SEFSC 351*, 154-157.

Witherington, B.E. (2002). Ecology of neonate loggerhead turtles inhabiting lines of downwelling near a Gulf Stream front. *Marine Biology*, 140: 843-853.

Witherington, B., Hiram, S., Hardy, R. (2012). Young sea turtles of the pelagic Sargassum-dominated drift community: habitat use, population density, and threats. *Marine Ecology-Progress Series*, 463: 1-22.

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.

Witzell, W.N. (2007). *Lepidochelys kempii* (Kemp's Ridley Seaturtle). Developmental habitat. *Herpetological Review*, 38: 332-333.

Witzell, W.N., Schmid, J.R. (2004). Immature sea turtles in Gullivan Bay, Ten Thousand Islands, southwest Florida. *Gulf of Mexico Science*, 22: 54-61.

Witzell, W.N., Schmid, J.R. (2005). Diet of immature Kemp's ridley turtles (*Lepidochelys kempi*) from Gullivan Bay, Ten Thousand Islands, southwest Florida. *Bulletin of Marine Science*, 77: 191-199.

Wyneken, J., Salmon, M. (1992). Frenzy and postfrenzy swimming activity in loggerhead, green and leatherback hatchling sea turtles. *Copeia*, 1992: 478-484.

Wyneken, J., Salmon, M., Lohmann, K.J. (1990). Orientation by hatchling loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in a wave tank. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 139: 43-50.

Zug, G.R., Kalb, H.J., Luzzar, S.J. (1997). Age and growth in wild Kemp's ridley seaturtles *Lepidochelys kempii* from skeletochronological data. *Biological Conservation*, 80: 261-268.