

Estado de Conservación y Distribución de la Tortuga Laúd, *Dermochelys coriacea*, en la Región del Gran Caribe

Karen L. Eckert

Red para la Conservación de Tortugas Marinas en el Gran Caribe (WIDECAST)
E.U.A.

Identificación y Descripción

El nombre genérico *Dermochelys* fue introducido por Blainville (1816). El nombre específico *coriacea* lo designó Vandelli (1761) y fue adoptado por Linnaeus (1766) (Rhodin y Smith, 1982). El binomio hace referencia a la piel característica, carente de placas y semejante al cuero en tortugas adultas. Los residentes del Gran Caribe conocen a la *Dermochelys* por una gran variedad de nombres comunes. Los que tienen una mayor prevalencia son: leatherback en inglés, laúd (baúla o tora) en español, tortue luth en francés y tartaruga de couro en portugués.

La tortuga laúd es el único miembro de la familia monofilética Dermochelyidae. Es distintiva también por ser la más grande (Morgan, 1989), nadar a mayor profundidad (Eckert *et al.*, 1989) y la de distribución más extensa (71°N- 47°S; Pritchard y Trebbau, 1984). Las hembras reproductoras de la región Caribeña por lo general pesan entre 250-500 kg. Se tiene el registro de un espécimen macho que fue atrapado en una red de enmalle hace una década en Gales, G. B., con un peso cercano a los 1,000 kg. (Morgan, 1989). La laúd carece de caparazón óseo. La suave piel es negra y moteada en blanco; la proporción de pigmentos claros y oscuros es variable. El caparazón tiene una forma marcadamente ahusada, con siete crestas prominentes y es ligeramente flexible. Por lo general, mide entre 130-175 cm (en línea curva). A manera de dientes presenta dos proyecciones en forma de cúspides profundas en la mandíbula superior.

Las crías están cubiertas con pequeños escudos o placas poligonales, con el negro como color predominante y moteado en la parte inferior. Los bordes de las aletas son en color blanco, las anteriores casi abarcan la longitud de su cuerpo. No poseen uñas. Las líneas de escamas blancas asemejan bandas

distribuidas a lo largo de su carapacho. La longitud típica del caparazón es de 60 mm. El diámetro de los huevos (con yema) varía de 51-55 mm.

Para información adicional sobre este tópico, se recomienda consultar a Pritchard y Trebbau (1984), NMFS/ FWS (1992), Eckert (1995), Boulon *et al.* (1996), Girondot y Fretey (1996) y a Pritchard y Mortimer (1999).

Ecología y Reproducción

Las tortugas laúd presentan una amplia tolerancia térmica. Con frecuencia son encontradas en las frías aguas de Nueva Inglaterra y hacia el norte de la región oriental de Canadá; bajo estas condiciones, se ha demostrado que su temperatura corporal es varios grados encima de la temperatura ambiente. Las causas probables pueden asociarse a varias características, incluyendo la inercia térmica de su gran masa corporal, la capa de grasa subepidérmica que actúa como aislante, que las aletas hagan la función de un intercambiador de calor en contracorriente, a la generación potencial de calor por el tejido adiposo café y, el relativo bajo punto de congelación de los lípidos.

Muestras del contenido estomacal obtenidas de animales sacrificados en diversas partes del mundo indican que su dieta principal se compone de cnidarios (aguamalas, medusas, sifonóforos) y tunicados (salpas, pirosoomas). En diferentes localidades de su área de distribución, se han observado a tortugas laúd alimentándose de medusas en la superficie marina. Sustentado en el comportamiento de las hembras reproductoras del Caribe al realizar inmersiones se ha propuesto que, en la búsqueda de comida, incursionan en la columna de agua siguiendo la migración vertical del zooplankton (Eckert *et al.*, 1986). La dieta especializada en cnidarios pláncnicos (Medusae) sitúa

a la tortuga laúd en la punta de una peculiar cadena alimenticia dependiente del nanopláncton y, en gran manera, separada de otros sistemas tróficos conocidos y más comunes, p. ej., los que sustentan a ballenas o atunes (Hendrickson, 1980).

Los sitios de anidación se distribuyen alrededor del mundo (aproximadamente entre los paralelos 40°N a 35°S). Las hembras reproductoras son visitantes estacionales de la región del Gran Caribe (a los machos se les encuentra muy raramente). Las observaciones generalmente se registran de marzo a julio, los meses de mayor actividad de procreación. Se cree que el apareamiento ocurre en un período previo o durante la migración a las áreas de anidación (Eckert y Eckert, 1988). Las hembras usualmente anidan en intervalos de 9 a 10 días, depositan un promedio de 5-7 nidadas por año y tienen un período de remigración de 2 a 3 años o más. Se ha observado que una sola hembra puede depositar hasta 11 nidadas por año en la región del Mar Caribe (St. Croix: Boulon *et al.*, 1996) y tantas como 13 por año en el Pacífico Oriental (Costa Rica: R. Reina, com. pers. en Frazier, este volumen). Puesto que el número de nidadas depositadas por una sola tortuga es relativamente grande, y no todas las huellas dejadas en la arena al arrastrarse resultan en una nidada (esto es, que no todas las huellas son el resultado exitoso de una anidación), un registro de 100 huellas puede traducirse en 70-80 nidadas o en la suma del esfuerzo reproductivo de sólo 10 a 15 hembras.

Las hembras prefieren anidar en playas con poca plataforma (profundas), accesos despejados y evadiendo el contacto con rocas o corales abrasivos. Las anidaciones ocurren habitualmente por la noche. En cada nido depositan entre 70 y 90 huevos con vitelo, junto con un número variable de pequeños huevos sin yema. La determinación del sexo en las crías depende de la temperatura. La “temperatura umbral” (bajo la cual la proporción sexual es 1:1) se ha estimado entre los 29.25°-29.50°C en Surinam y la Guyana Francesa (Mrosovsky *et al.*, 1984; Rimblot-Baly *et al.*, 1986-1987). Al igual que en todas las especies de tortugas marinas, la incubación a una temperatura más cálida favorece la producción de hembras.

Las investigaciones sobre los procesos de inmersión para esta especie han demostrado que las hembras se afanan en realizar continuas inmersiones

profundas en los alrededores de los sitios de anidación, cruzando aguas costeras hacia y desde la playa de anidación. Las inmersiones son progresivamente más profundas conforme se acerca el amanecer. Una inmersión típica tiene una duración de 12-15 minutos y muy rara vez se extiende más allá de los 200 m de profundidad. No obstante, se ha documentado que en la región del Mar Caribe estas inmersiones las pueden realizar a más de 1,000 m (Eckert *et al.*, 1986, 1989). La tortuga laúd nada constantemente en travesías de 45-65 km por día durante el intervalo inter-anidatorio, y 30-50 km por día en las prolongadas migraciones post-anidatorias (S. Eckert, HSWRI, com. pers.). Después de la anidación, las hembras dejan la cuenca caribeña. Este hecho es conocido por los resultados de la técnica de marca-recaptura (p.ej., tortugas laúd marcadas mientras anidaban en la Guyana Francesa han sido recapturadas en Norteamérica, Europa y África: Pritchard, 1973; Girondot y Fretey, 1996), por estudios de telemetría satelital para dar seguimiento a las hembras después de la anidación en Trinidad (Eckert, 1998) y en la Guyana Francesa (Ferraroli *et al.*, en prensa) y, en estudios de colonización de balánidos (crustáceo cirripedio) sobre hembras anidadoras en St. Croix (Eckert y Eckert, 1988).

No se tiene conocimiento sobre los patrones de dispersión de las crías, ni del comportamiento y movimiento de los juveniles. Sustentadas en evaluaciones globales de los registros de avistamientos, se tienen evidencias que sugieren la permanencia de los juveniles en latitudes tropicales hasta que alcanzan una longitud de caparazón cercana a los 100 cm (Eckert, 1999). La supervivencia, tasas de crecimiento, edad de primera madurez y longevidad en el medio natural, no han sido determinadas para esta especie.

Distribución y Tendencias

La colonia más grande de tortugas laúd en la Región del Gran Caribe, se encuentra en Ya:lima:po, Guyana Francesa, cerca de la frontera con Surinam. La información de la base de datos de Guyana Francesa muestra grandes fluctuaciones en el número de nidos depositados cada año (típico de las bases de datos a largo plazo recolectados de playas de anidación bien estudiadas). La secuencia en la

densidad de nidos (registrada desde 1978) abarca desde más de 50,000 a poco menos de 10,000 nidadas (Girondot y Fretey, 1996). El número de nidos puestos en Ya:lima:po a partir de 1992, muestra una declinación constante (Chevalier y Girondot, 2000). A pesar de que las causas y la magnitud de la declinación son difíciles de dilucidar (por razón de la dinámica de las playas y el patrón cambiante de las anidaciones al que da lugar), la tendencia es clara. Promediando los datos de las anidaciones por grupos de varios años (para aminorar los efectos de las fluctuaciones anuales), es posible observar que el promedio de nidadas por año puestas en el período 1987-1992 fue de 40,950 y para el período 1993-1998 fue de 8,100, lo que representa una declinación mayor al 50%. Se considera que la pesca con redes de deriva y/o de enmalle en el Estuario Marconi ha repercutido directamente en la disminución de la población (J. Chevalier, DIREN, com. pers.).

Conforme la erosión ha continuado alterando la playa de anidación en la Guyana Francesa, la colonia se ha recorrido hacia Surinam, adonde el hábitat de playas arenosas se encuentra en expansión debido al proceso dinámico de la costa. En 1967 hubieron poco menos de 100 tortugas laúd anidando en Surinam, pero estos resultados anuales se han incrementado constantemente hasta alcanzar un máximo de 12,401 nidadas en 1985 y, a partir de entonces, han presentado una fluctuación muy amplia (Reichart y Fretey, 1993). En 1999, se depositaron al menos 4,000 nidadas en Surinam, de las cuales alrededor del 50% fueron recolectados furtivamente (STINASU, datos sin publicar).

En Guyana, Venezuela y Colombia se informa de anidaciones en una escala más moderada. En Guyana, las tortugas marinas han sido utilizadas en exceso durante muchas generaciones. El más importante sitio de anidación es en el Distrito Noroeste, especialmente Playa Almond. Censos Aéreos realizados en 1982 mostraron que “la mayor parte de las tortugas anidando en esta playa son sacrificadas y probablemente todos los huevos recolectados” (Hart, 1984). Pritchard (1986) evaluó que el 80% de las hembras que intentaron anidar durante cada temporada fueron sacrificadas. En 1989 se inició un programa de marcado intensivo en colaboración con los residentes locales. Desde entonces las tasas de mortalidad han descendido. El

número de nidadas en Playa Almond presentó variaciones anuales con un intervalo de 90-247 en el período 1989-1994; aparentemente las poblaciones se mantienen estables (P. Pritchard, Chelonian Research Inst., datos sin publicar). No se tienen datos históricos para Venezuela, aunque es probable que al presente la Península de Paria sea la más importante playa de anidación. Información reciente obtenida en Querepare y Cipara (consideradas las más significativas de las siete playas de anidación conocidas para la Península de Paria) muestran indicios de que son visitadas quizás por 20-40 hembras por año (H. Guada, WIDECAS-T-Venezuela, com. pers.).

De la región Acandí (en el Golfo de Urabá), La Playona es el sitio de anidación más importante (para laúd) en Colombia. En 1998, durante 11 semanas de monitoreo a lo largo de los 3 km del área de anidación en La Playona, se marcaron 71 hembras y se confirmaron 162 nidadas (Duque *et al.*, 1998). En 1999 se marcaron a 180 hembras y se confirmaron 193 nidadas (Higuíta y Páez, 1999). El estado de conservación de la colonia es desconocida, pero los registros de marcado confirman de manera aproximada las estimaciones previas de 100 hembras anidadoras por año (Ross, 1982) y 200-250 (USFWS, 1981). Las amenazas actuales a la colonia son severas. Entre otras, se incluye la captura directa, captura incidental, contaminación, deforestación tierra arriba y los desarrollos costeros (D. Amoroch, WIDECAS-T-Colombia, com. pers.).

En Panamá, “anidaciones concentradas” [no se informó el número de nidos por año] se presentan en el sector occidental de la Provincia Bocas del Toro (con mayor densidad de nidadas en Playa Chiriquí y Changuinola) y también en Playa Pito, Bahía Aglatomate y Playa Colorada en la costa oriental Panameña (Meylan *et al.*, 1985; Pritchard, 1989). Prospecciones recientes han confirmado la presencia de 150-180 anidaciones por año en la Isla Colon (D. Chacón, Asoc. ANAI, com. pers.). La tendencia de la población es hacia la baja. Cada año son sacrificadas ilegalmente de 35 a 100 hembras reproductoras y la recolección furtiva de las nidadas se estima en un 85% (D. Chacón, com. pers.). Las poblaciones de Costa Rica también han estado sometidas a una declinación dramática a causa de la recolecta ilegal de huevos en muchos sitios. Fuera

de las áreas protegidas, el saqueo puede acercarse al 100% (Hirth y Ogren, 1987). Se ha estimado que el 70% de todas las tortugas laúd que anidan en la zona caribeña de Costa Rica convergen en las zonas de protección del Refugio de Vida Silvestre en Gandoca-Manzanillo, la Reserva Natural de Pacuare y en el Parque Nacional de Tortuguero con un número total de hembras reproductoras que anidan en estas zonas del orden de 500-1,000 por año. Este conjunto de colonias anidadoras es el tercero en magnitud para toda la región del Gran Caribe. La población en el Refugio de Vida Silvestre Gandoca-Manzanillo va hacia la alza, con un número de nidos por años variando entre 200 a más de 1,100 para el período 1990-1999 (D. Chacón, datos sin publicar). Sin embargo, no se han observado incrementos similares en Tortuguero, donde la población continúa disminuyendo (Campbell *et al.*, 1996).

En Honduras existe una pequeña población reproductora (25-75 nidadas/año) en Plapaya, misma que ha sido protegida por MOPAWI y la comunidad de Garifuna desde 1995 (D. Chacón, com. pers.). No se conocen sitios de anidación en Belice (Smith *et al.*, 1992). En México las anidaciones de esta especie se describen como “raras”, estimándose poco menos de 20 nidadas/año a lo largo de la línea costera del Caribe y Golfo de México (L. Sarti, INP, com. pers.).

Con excepción de Trinidad (y quizás la República Dominicana, de la cual carezco de datos), la densidad de las anidaciones en la región insular caribeña es previsible y es seguro que en ningún sitio ocurren en grandes concentraciones. Por ello, puedo aproximarla en 1,000 nidadas (o, a un equivalente estimado de 150 hembras) por año. La cantidad de evidencias anecdóticas de la disminución severa en todo el Caribe oriental es considerable. Por ejemplo, en la Islas Vírgenes Británicas alrededor de 6 o más hembras por noche anidaban en playas de la costa noreste de Tortola en los 1920's. Las tortugas fueron capturadas para beneficiarse del aceite principalmente; el uso fue (y es) para propósitos medicinales. En 1988 se registró un sólo nido en Tortola; en 1989, ninguno (Cambers y Lima, 1990). En fechas recientes las anidaciones presentan un aparente incremento, atribuido presuntamente a los beneficios de una moratoria local decretada en 1993 y a la protección a largo plazo en las colindantes Islas Vírgenes de los E.U.A. En 1997 se contabilizaron 28 rastros de

tortugas en Tortola (algunos con eventos de anidación exitosos y otros sin nidada), 10 en 1998 y 39 en 1999; estos resultados sugieren la existencia de un conjunto de hembras anidadoras de 2 a 6 tortugas por año (M. Hastings, Ministerio de Recursos Naturales de las Islas Vírgenes Británicas, com. pers.).

Las tendencias a la baja persisten en los sitios donde se le brinda poca protección. El efecto combinado del saqueo de huevos en la playa, más la pérdida de huevos por la eliminación de las hembras reproductoras antes de la anidación, contribuye de manera sustancial a la disminución de las prósperas colonias de antaño en St. Kitts y Nevis (Eckert y Honebrink, 1992), St. Lucia (d'Auvergne y Eckert, 1993), Tobago (W. Herron, Environment Tobago, com. pers.) y en otras áreas de la región caribeña insular. En Granada, por ejemplo, a pesar de que casi la totalidad de la temporada de anidación está cerrada a todo uso, existen registros de eventos cronológicos cercanos a los 20 años en donde se documenta el sacrificio de un número significativo de hembras anidadoras cada año y una cosecha ilegal de huevos que, según los observadores locales, la describen como cercana al 100% (Finlay, 1984, 1987; Eckert y Eckert 1990). En islas en las que aparentemente las anidaciones han sido históricamente raras u ocasionales (p. ej., Anguila, Antigua, Barbados, Jamaica, la Antillas Holandesas), las tendencias actuales son imposibles de estimar.

Las noticias mejoran en algunos sitios donde las medidas de protección han sido intensas y sostenidas. Las anidaciones de tortuga laúd en el Refugio de Vida Silvestre de Sandy Point, Isla Vírgenes Norteamericanas, se han protegido por casi tres décadas y muestran una clara tendencia ascendente. El primer año en el que se cubrió la totalidad de la playa y se inició el marcaje fue en 1982. Entre 1982-1986 anidaron un promedio de 26 hembras por año (un promedio de 133 nidadas). Entre 1995 y 1999 anidaron un promedio de 70 hembras por año (con un promedio de 423 nidadas). En el transcurso de dos décadas de conservación, el número de nidos casi fue triplicado (R. Boulon, USNPS, com. pers.). Una tendencia similar se ha observado en el Refugio de Vida Silvestre Culebra, Puerto Rico (en Playa Resaca y Playa Brava) donde, de un promedio de 19 hembras por año que anidaron en el período 1984-

1986 (con un promedio de 142 nidadas), se elevó a un promedio 76 hembras anidadoras por año, con un promedio de 375 nidadas (M. Rivera y T. Tallevast, USFWS, com. pers.).

En Trinidad, las dos playas de anidación principales, Playa Matura (costa este) y Grande Riviere (costa norte), se declararon como áreas protegidas en 1990 y 1997, respectivamente. El marcaje sistemático empezó en Matura en 1999. Se marcaron 862 hembras, aunque la cobertura de la playa fue incompleta y es probable que el número de hembras que depositaron sus nidadas en los casi 10 km de playas durante ese año fueron alrededor de 1,000 (Sammy, 1999). Se cree que un número similar de hembras reproductoras (800-1,000 por año) anidan en Grande Riviere (S. Eckert, HSWRI, com. pers.). La condición de la colonia anidadora en Trinidad es desconocida. Los patrullajes realizados por los habitantes locales han reducido el sacrificio anual de hembras a casi cero (el descenso estimado fue de 30-50% por año en la costa este, a cerca del 100% en la costa norte en las décadas de los 60's y 70's). Sin embargo, los altos y continuos niveles de capturas incidentales en la zona marina tienen un gran potencial para incidir en la disminución de la colonia (ver Conclusiones).

Amenazas

En algunos países del Gran Caribe se mata a las hembras durante la anidación para aprovechar su carne, aceite y/o huevos. En algunos casos (p. ej., Tortola [IVB], Granada y Guyana), la captura a largo plazo por las comunidades ahí asentadas, ha tenido efectos devastadores en las poblaciones anidadoras locales. En otros casos, la captura se lleva a cabo en otros países dentro del área de distribución de la especie, como sucede entre Costa Rica y Panamá. Puesto que sólo se encuentran hembras adultas, no hay captura de juveniles. La carne aceitosa no tiene una amplia aceptación y típicamente la preparan en estofado o como cecina (deshidratada por exposición solar). El aceite es usado para propósitos medicinales, por lo general en casos de congestión respiratoria. Se tienen la creencia de que también tiene propiedades afrodisíacas. La recolección de huevo es una actividad omnipresente en casi todas las colonias sin protección

Una seria amenaza para esta especie, tanto en la región caribeña como en buena parte del ecosistema del Atlántico es la captura incidental y la mortalidad en el mar. Las artes de pesca no dirigidas a tortugas marinas y con mayor probabilidad de atrapar laúdes son el palangre y la red de enmalle (fijas o de deriva). Las publicaciones que den cuenta de la magnitud de esta actividad son escasas, pero la captura de laúd por palangres, por ejemplo, está documentada para la región noreste del Mar Caribe (Cambers y Lima, 1990; Tobias, 1991; Fuller *et al.*, 1992), Golfo de México (Hildebrand, 1987) y la costa oriental de Estados Unidos y Canadá (NMFS, 2000; Witzell, 1984). En las latitudes sureñas de la Región del Mar Caribe, las mayores colonias del mundo están evidentemente amenazadas por la captura incidental en las redes palangreras. Eckert y Lien (1999) estimaron una captura anual de más de 1,000 tortugas laúd (lógicamente incluyendo múltiples capturas de un mismo individuo) en la zona marina de las áreas de anidación de Trinidad; pruebas de las elevadas tasas de mortalidad. Los palangres y redes de enmalle a la deriva también representan una seria amenaza en la Guyanas.

La ingesta de residuos marinos de bajo índice de degradación, particularmente las bolsas de plástico (que con frecuencia son confundidas por medusas e ingeridas) representan una amenaza persistente que se extiende en todo el ámbito de distribución mundial de la especie (Balazs, 1985; Witzell y Teas, 1994). Al igual que con las otras especies de tortugas marinas, la pérdida de hábitat por el incremento de los desarrollos costeros (particularmente playas cubiertas de arena, que son hábitats importantes para la anidación) también son una amenaza para la supervivencia de la especie.

Estado de Conservación

La tortuga laúd está clasificada como una especie *En peligro* por la Unión Mundial de la Conservación (Baillie y Groombridge, 1996). Se encuentran en el Anexo II del Protocolo Relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas del Convenio para la Protección y el Desarrollo del Medio Marino en la Región del Gran Caribe (SPAW, por sus siglas en inglés); en el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de

Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, por sus siglas en inglés); Apéndices I y II de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (conocida también como CMS, por sus siglas en inglés o Convención de Bonn) y en el Apéndice II de la Convención sobre Hábitats Naturales y Vida Silvestre Europeos (Convención de Bern; Hykle, 1999). La especie también se encuentra listada en los anexos de la Convención sobre la Protección y Preservación de la Vida Silvestre en el Hemisferio Occidental, se pretende cambiar su designación a una categoría que indique que su protección es “urgente y de suma importancia”. Sólo un país de la región del Gran Caribe, Surinam, mantiene una concesión CITES sobre *Dermochelys*, pero “la exención es básicamente una cuestión de principios”, ya que no hay comercio internacional de tortuga laúd o productos derivados (Reichart y Fretey, 1993).

Conclusiones

En base a la información compilada para esta presentación, es claro que las anidaciones de las laúdes en la región del Caribe oriental -en balance- han experimentado una dramática disminución desde la Segunda Guerra Mundial. La situación en Centro y Sudamérica es menos clara, algunas poblaciones están al ascenso, algunas declinando. Sitios potencialmente importantes en Colombia, Panamá y la República Dominicana no han sido adecuadamente estudiados. La más grande colonia de la región (Ya:lima:po, en el oeste de la Guyana Francesa) se caracteriza ampliamente como en declinación (se ha implicado como causante los altos niveles de captura incidental en el mar adentro). Sin embargo, no es posible evaluar con precisión esta población hasta que se conozcan las tendencias de anidación en las colonias relacionadas en la costa este de la Guyana Francesa y Surinam. La condición de la colonia anidadora en Trinidad es desconocida; la aplicación de marcas para evaluar a la población recién ha iniciado. Es obvio que la magnitud de la aniquilación de laúdes en las playas de anidación ha disminuido de manera dramática (en Trinidad) en años recientes, pero, de nuevo, los altos niveles de captura incidental en la zona marina persisten como una seria preocupación. En Costa Rica las tendencias son

heterogéneas, siendo la colecta ilegal de huevo y la matanza de hembras reproductoras en sitios colindantes a la frontera con Panamá las amenazas más serias.

Lo que está muy claro es que el Atlántico Occidental Tropical, incluyendo al Mar Caribe, es una zona de crianza de primer orden para esta especie dentro del gran ecosistema del Atlántico. La función crucial que desempeña la Región del Gran Caribe en la reproducción de la especie destaca la urgencia con la que los gobiernos caribeños deben abordar los retos de su manejo y conservación. La captura de esta especie en las aguas caribeñas arriesga la supervivencia de la especie a largo plazo puesto que solamente son sacrificadas hembras reproductoras (machos y juveniles, aparentemente son tan raros en la región que virtualmente nunca se les encuentra). La combinación del saqueo incontrolado de huevos en la costa y la poca documentada, pero casi segura, captura incidental en niveles no sostenibles en el mar, nos alertan de que mientras las tendencias ascendentes en algunas regiones son un síntoma reconfortante, las declinaciones históricas continúan siendo la norma en la mayoría de los países. Con menos de cinco “grandes” colonias conocidas (>1,000 nidadas/año), y dos de estas bajo la presión de altos niveles de mortalidad, no es difícil imaginarnos que en la cuenca del Caribe esta especie pudiera perderse para siempre.

¿Por qué tan grave preocupación? Porque sólo necesitamos echar un vistazo a las colonias reproductoras que, todavía en tiempos recientes, se contaron entre las más grandes colonias anidadoras de laúd en el mundo. En Playa Terengganu, Malasia, se incubaron más de 10,000 nidadas en 1956, en contraste con los menos de 100 nidadas por año, en promedio, durante las décadas de los 1990's. Las causas principales de esta declinación son la mortalidad asociada con las actividades pesqueras en alta mar así como también dentro de las aguas territoriales de Malasia y una larga historia de recolección de huevos permitida, muy cercana al 100% del total de huevos depositados (Chan y Liew, 1996). La colonia reproductora ahora mantiene menos del .05% de los niveles de anidación posteriores a las Segunda Guerra Mundial.

Las colonias reproductoras del Pacífico Oriental han experimentado devastaciones en una

magnitud comparable, pero en un tiempo mucho más reducido. A principio de los 1980's, las playas del Pacífico mexicano fueron visitadas por más de 50,000 hembras reproductoras por año, depositando centenares de miles de nidadas. Se llegó a considerar que México mantenía a más de la mitad de todas las anidaciones de tortuga laúd en el planeta. Para 1999, en menos de 20 años, la población se redujo a 250 tortugas por año (Sarti *et al.*, 1996). ¿Qué es lo que ocurrió y por qué tan rápidamente? En un esfuerzo por mantener la menguada industria pesquera, Chile, y posteriormente Perú, establecieron una flota artesanal de palangres que se fue incrementando exponencialmente hasta principios de los 1990's. Las estimaciones sugieren que esta pesquería ha matado hasta 3,000 juveniles en estadio avanzado y adultos de laúd por año en las áreas de alimentación de esta especie al sur del Pacífico oriental (Eckert y Sarti, 1997). En consecuencia, las anidaciones en México (y en otros sitios del Pacífico oriental) disminuyeron a una alarmante tasa de alrededor de un 20% por año durante los 90's (Sarti *et al.*, 1996; Spotila *et al.*, 2000).

Las lecciones aprendidas del caso México son (i) que aún las poblaciones consideradas como infinitamente grandes pueden ser destruidas tan rápidamente, que impiden cualquier intento de mitigación por parte de las dependencias abocadas a estos fines, y (ii) que las amenazas pueden estar ocurriendo en sitios tan alejados, que pueden permanecer desconocidas por los administradores de recursos locales. México ha invertido millones de pesos en proteger a la tortuga laúd en sus playas de anidación y todo este esfuerzo puede venirse abajo debido a las decisiones de manejo en otras naciones dentro del área de la distribución de la especie. El reconocimiento de estas conexiones tan esenciales es la razón de ser de esta reunión. Considero que es un gran privilegio estar presente.

Agradecimientos

Se agradece a Earl. Possardt por haberme aportado información de la anidación de esta especie en la costa suroriental de los Estados Unidos. También a los revisores del trabajo por sus valiosos comentarios y aportaciones que mejoraron sustancialmente la calidad de esta contribución.

Literatura Citada

- Baillie, J. y B. Groombridge. 1996. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland. 368 pp. + anexos.
- Balazs, G. H. 1985. Impact of ocean debris on marine turtles: entanglement and ingestion, p.387-429. En: R. S. Shomura y H. O. Yoshida (eds.), Proc. Workshop on Fate and Impact of Marine Debris. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFC-54. U. S. Department of Commerce.
- Boulon, R. H., Jr., P. H. Dutton y D. L. McDonald. 1996. Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) on St. Croix, U. S. Virgin Islands: Fifteen years of conservation. *Chelonian Conservation and Biology* 2(2):141-147.
- Cambers, G. y H. Lima. 1990. Leatherback turtles disappearing from the BVI. *Marine Turtle Newsletter* 49:4-7.
- Campbell, C. L., C. J. Lagoux y J. A. Mortimer. 1996. Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, nesting at Tortuguero, Costa Rica, in 1995. *Chelonian Conservation and Biology* 2(2):169-172.
- Chan, E-H. and H-C. Liew. 1996. Decline of the leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956-1995. *Chelonian Conservation and Biology* 2(2):196-203.
- Chevalier, J. y M. Girondot. 2000. Recent population trend for *Dermochelys coriacea* in French Guiana, p.56-57. En: F. A. Abreu-Grobois *et al.* (Compiladores), Proc. 18th International Sea Turtle Symposium. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-436. U. S. Department of Commerce.
- d'Auvergne, C. y K. L. Eckert. 1993. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for St. Lucia (K. L. Eckert, Editor). CEP Technical Report No. 26. UNEP Caribbean Environment Programme, Kingston, Jamaica. xiv + 66 pp.
- Duque, V., V. P. Páez y J. Patiño. 1998. Ecología de anidación de la tortuga caná (*Dermochelys coriacea*), en la Playona, Golfo de Urabá chocoano, Colombia, en 1998. Unpubl. ms.
- Eckert, K. L. 1995. Draft General Guidelines and Criteria for Management of Threatened and Endangered Marine Turtles in the Wider Caribbean Region. UNEP(OCA)/CAR WG.19/INF.7. Prepared by WIDECAST for the 3rd Meeting of the Interim Scientific and Technical Advisory Committee to the SPAW Protocol. Kingston, 11-13 October 1995. United Nations Environment Programme, Kingston. 95 pp.
- Eckert, K. L. y S. A. Eckert. 1988. Pre-reproductive movements of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) nesting in the Caribbean. *Copeia* 1988:400-406.
- Eckert, K. L. y S. A. Eckert. 1990. Leatherback sea turtles in Grenada, West Indies: A survey of nesting beaches and socio-economic status. Prepared for the Foundation for Field Research, and the Grenada Ministry of Agriculture, Lands, Forestry and Fisheries. St. George's, Grenada. 28 pp. +appendices.
- Eckert, K. L. y T. D. Honebrink. 1992. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for St. Kitts and Nevis. CEP Technical Report No. 17. UNEP Caribbean Environment Programme, Kingston, Jamaica. xiii + 116 pp.
- Eckert, S. A. 1998. Perspectives on the use of satellite telemetry and other electronic technologies for the study of marine turtles, with reference to the first year long tracking of

- leatherback sea turtles, p.294. En: S. P. Epperly, y J. Braun (eds), Proc. 17th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-415. U. S. Dept. Commerce.
- Eckert, S. A. 1999. Global distribution of juvenile leatherback sea turtles. Hubbs-SeaWorld Research Institute Tech. Rept. 99-294:1-13.
- Eckert, S. A. y J. Lien. 1999. Recommendations for Eliminating Incidental Capture and Mortality of Leatherback Turtles, *Dermochelys coriacea*, by Commercial Fisheries in Trinidad and Tobago: A Report to the Wider Caribbean Sea Turtle Conservation Network (WIDECAST). Hubbs-Sea World Research Inst. Tech. Rept. 2000-310:1-7.
- Eckert, S. A., y L. M. Sarti. 1997. Distant fisheries implicated in the loss of the world's largest leatherback nesting population. Marine Turtle Newsletter 78:2-7.
- Eckert, S. A., K. L. Eckert, P. Ponganis y G. L. Kooyman. 1989. Diving and foraging behavior of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*). Canadian Journal of Zoology 67:2834-2840.
- Eckert, S. A., D. W. Nellis, K. L. Eckert y G. L. Kooyman. 1986. Diving patterns of two leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) during internesting intervals at Sandy Point, St. Croix, U.S. Virgin Islands. Herpetologica 42(3):381-388.
- Ferraroli, S., S. Eckert, J. Chevalier, M. Girondot, L. Kelle y Y. Le Maho. en prensa. Marine behavior of leatherback turtles nesting in French Guiana. En: Proc. 20th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-xxx. U.S. Dept. Commerce.
- Finlay, J. 1984. National Report for the Country of Grenada, p.184-196 (Vol. 3). En: P. R. Bacon *et al.* (eds.), Proc. Western Atlantic Turtle Symposium, 17-22 July 1983, Costa Rica. Univ. Miami Press.
- Finlay, J. 1987. National Report for the Country of Grenada. Presented to the Second Western Atlantic Turtle Symposium, 12-16 October 1987, Puerto Rico. 16 pp. Unpubl.
- Fuller, J. E., K. L. Eckert, y J. I. Richardson. 1992. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for Antigua and Barbuda. CEP Technical Report No. 16. UNEP Caribbean Environment Programme, Kingston, Jamaica. xii + 88 pp.
- Girondot, M. y J. Fretey. 1996. Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana, 1978-1995. Chelonian Conservation and Biology 2(2):204-208.
- Hart, S. 1984. The National Report for the Country of Guyana to the Western Atlantic Turtle Symposium, p.209-215. En: P. Bacon *et al.* (eds.), Proc. Western Atlantic Turtle Symposium, 17-22 July 1983, San José, Costa Rica. Vol. 3, Appendix 7. Univ. Miami Press, Miami, Florida.
- Hendrickson, J. R. 1980. The ecological strategies of sea turtles. American Zoologist 20:597-608.
- Higueta, A. M. y V. P. Páez. 1999. Proporciones sexuales neonatales y demografía de la población de tortuga caná (*Dermochelys coriacea*) anidante en la Playona, Chocó durante la temporada de 1999. Unpubl. ms.
- Hildebrand, H. 1987. A reconnaissance of beaches and coastal waters from the border of Belize to the Mississippi River as habitats for marine turtles. Final Report, NOAA/NMFS/SEFC Panama City Lab (purchase order #NA-84-CF-A-134). 63 pp.
- Hirth, H. F. y L. H. Ogren. 1987. Some aspects of the ecology of the leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, at Laguna Jalova, Costa Rica. NOAA Tech. Report NMFS 56:1-14.
- Hykle, D. 1999. International conservation treaties, p.228-231. En: K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu Grobois y M. A. Donnelly (eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publ. No. 4. Washington, D.C.
- Meylan, A., P. Meylan y A. Ruiz. 1985. Nesting of *Dermochelys coriacea* in Caribbean Panama. J. Herpetol. 19(2):293-297.
- Morgan, P. J. 1989. Occurrence of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in the British Islands in 1988 with reference to a record specimen, p.119-120. En: S. A. Eckert, K. L. Eckert, y T. H. Richardson (Compiladores), Proc. 9th Annual Conference on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-232. U. S. Department of Commerce.
- Mrosovsky, N., P. H. Dutton y C. P. Whitmore. 1984. Sex ratios of two species of sea turtles nesting in Suriname. Can. J. Zool. 62:2227-2239.
- NMFS. 2000. Reinitiation of consultation on the Atlantic pelagic fisheries for Swordfish, Tuna, Shark and Billfish in the U.S. exclusive economic zone (EEZ): proposed rule to implement a regulatory amendment to the Highly Migratory Species Fishery Management Plan; reduction of bycatch and incidental catch in the Atlantic pelagic longline fishery. National Marine Fisheries Service, Silver Spring. U. S. Dept. Commerce. 113 pp.
- NMFS / FWS. 1992. Recovery Plan for Leatherback Turtles, *Dermochelys coriacea*, in the U.S. Caribbean, Atlantic, and Gulf of Mexico. NOAA National Marine Fisheries Service, Washington, D.C. 65 pp.
- Pritchard, P. C. H. 1973. International migrations of South American sea turtles (Cheloniidae and Dermochelyidae). Anim. Behav. 21:18-27.
- Pritchard, P. C. H. 1986. Sea turtles in Guyana, 1986. Florida Audubon Society. 14 pp. Unpubl. ms.
- Pritchard, P. C. H. 1989. Leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*): status report, p.145-152. En: L. Ogren (Editor-en-Jefe), Proc. Second Western Atlantic Turtle Symposium. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-226. U. S. Dept. Commerce.
- Pritchard, P. C. H. y J. A. Mortimer. 1999. Taxonomy, External Morphology, and Species Identification, p.21-38. En: K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu Grobois y M. A. Donnelly (eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publ. No. 4. Washington, D.C.
- Pritchard, P. C. H. y P. Trebbau. 1984. The Turtles of Venezuela. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Contrib. Herpetol. No. 2.
- Reichart, H. A. y J. Fretey. 1993. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for Suriname (K. L. Eckert, Editor). CEP Tech. Rept. No. 24. UNEP Caribbean Environment Programme, Kingston, Jamaica. xiv + 65 pp.

- Rhodin, A. G. J. y H. M. Smith. 1982. The original authorship and type specimen of *Dermochelys coriacea*. J. Herpetol. 16:316-317.
- Rimblot-Baly, F., J. Lescure, J. Fretey, y C. Pieau. 1986-1987. Sensibilité à la température de la différenciation sexuelle chez la tortue luth, *Dermochelys coriacea* (Vandelli 1761); application des données de l'incubation artificielle à l'étude de la sex-ratio dans la nature. Ann. Sci. Nat., Zool., Paris 13e Série, 1986-1987(8):277-290.
- Ross, J. P. 1982. Historical decline of loggerhead, ridley and leatherback sea turtles, p.189-209. En: K. A. Bjorndal (ed.), Biology and Conservation of Sea Turtles. Smithsonian Inst. Press, Washington, D.C.
- Sammy, D. 1999. Final Tagging Project Report: Matura Beach 1999. Submitted to the Canadian High Commission, Port of Spain. 19 pp. + appendices.
- Sarti, L. M., S. A. Eckert, N. T. Garcia, y A. R. Barragan. 1996. Decline of the world's largest nesting assemblage of leatherback turtles. Marine Turtle Newsletter 74:2-5.
- Smith, G. W., K. L. Eckert y J. P. Gibson. 1992. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for Belize. CEP Technical Report No. 18. UNEP Caribbean Environment Programme, Kingston, Jamaica. xiii + 86 pp.
- Spotila, J. R., R. D. Reina, A. C. Steyermark, P. T. Plotkin y F. V. Paladino. 2000. Pacific leatherback turtles face extinction: Fisheries can help avert the alarming decline in population of these ancient reptiles. Nature 405:529-530.
- Tobias, W. 1991. Turtles caught in Caribbean swordfish fishery. Marine Turtle Newsletter 53:10-12.
- USFWS. 1981. Recovery Plan for St. Croix Population of the Leatherback Turtle, *Dermochelys coriacea*. Region 4, U. S. Fish and Wildlife Service.
- Witzell, W. N. 1984. The incidental capture of sea turtles in the Atlantic U. S. Fishery Conservation Zone by the Japanese Tuna Longline Fleet, 1978-1981. Marine Fisheries Review 46(3):56-58.
- Witzell, W. N. y W. G. Teas. 1994. The impacts of anthropogenic debris on marine turtles in the Western North Atlantic Ocean. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-355. U. S. Department of Commerce.

Estado de Conservación y Distribución de la Tortuga Verde, *Chelonia mydas*, en la Región del Gran Caribe

Cynthia J. Lagueux
Sociedad para la Conservación de la Vida Silvestre
E.U.A.

Identificación y Descripción

El nombre del género, *Chelonia*, fue introducido por Brongniart (1800). El nombre específico, *mydas*, fue utilizado por primera vez por Linnaeus (1758). Nombres comunes incluyen verde y blanca en español, green (o "green-back") en inglés, tortue verte en francés y tartaruga verde en portugués (Eckert, 1995), en referencia al color predominante de la grasa de su cuerpo.

La tortuga verde es la más grande de las tortugas marinas de caparazón rígido y es la segunda más grande (después de *Dermochelys*) de las siete especies. Los adultos comúnmente alcanzan un peso de 150 kg y generalmente miden de 95 a 120 cm en longitud de carapacho. El color del carapacho, de forma ovalada, es café claro a café oscuro, algunas veces con tonos de verde olivo, con vetas radiales de color variable- amarillo, café, verde o negro. El plastrón o pecho varía en tono, desde blanco crema hasta amarillo claro. Existen cuatro escudos vertebrales y cuatro pares de escudos costales (laterales) en el carapacho que no se sobrelapan. Hay una sola uña en cada aleta. La cabeza, redondeada en su extremo posterior, está caracterizada por un pico chato con bordes aserrados y un solo par de escamas agrandadas entre los ojos.

Las crías de tortuga verde pesan unos 26 g y tiene una longitud del carapacho de aproximadamente 5 cm. Estos neonatos tienen una singular pigmentación, de color azul negro en la superficie superior, con márgenes blancos en los bordes posteriores de las aletas y alrededor del 1985; Frazer y Ladner, 1986), reflejando el período más prolongado de maduración de cualquiera de las especies de tortugas marinas. Antes de llegar a la fase adulta, período que puede prolongarse por décadas, los juveniles recorren amplias distancias entre hábitats de desarrollo. Estudios de genética demuestran que las hembras

maduras regresan a sus playas natales para anidar a durante su fase reproductiva (Meylan *et al.*, 1990). Tanto machos como hembras realizan extensas migraciones estacionales entre los sitios de alimentación y de reproducción, recorridos que comúnmente abarcan miles de kilómetros. De esta manera, durante el ciclo de vida de las tortugas verdes, los animales de una población pueden llegar a atravesar una cuenca oceánica entera, haciendo de ellas un recurso verdaderamente internacional.

Las hembras grávidas típicamente permanecen dos horas y media en la playa durante su anidación. Los individuos regresan a anidar en intervalos de 2-4 años, depositando en promedio tres nidadas de huevos (y hasta nueve) en intervalos de 12-14 días, durante una temporada de anidación. En la mayoría de los sitios en el Gran Caribe, el pico de la temporada de anidación es en junio-agosto. El tamaño de la puesta varía ampliamente, y existe una relación entre el tamaño de la puesta y el largo del carapacho. (sintetizado por Hirth, 1997). El tamaño de nidada en la colonia de Tortuguero, Costa Rica que ha sido estudiada ampliamente es de 112 huevos (intervalo de: 3-219) (Bjorndal y Carr, 1989). Los huevos tienen un diámetro promedio de 44 mm. Después de 55-60 días de incubación, las crías emergen en la arena y se orientan hacia el horizonte abierto del mar.

Durante varias décadas se ha marcado a las tortugas verdes en las aletas durante su estancia en playas de anidación. La recuperación de las marcas proporciona información sobre la distribución de las hembras maduras en el período post-anidatorio, así como dar seguimiento a sus hábitos altamente migratorios (para una revisión, consultar a Hirth, 1997). Hembras marcadas durante su anidación en Tortuguero, Costa Rica han sido recapturadas en sitios de alimentación a lo largo de corredores migratorios en Belice, Colombia, Cuba, EUA (Florida), Honduras, Jamaica, Martinique, Nicara-

gua, Panamá, Puerto Rico, Colombia (San Andrés), Venezuela, y México (Yucatán), con una mayoría de las recapturas provenientes de sitios de alimentación en la costa de Nicaragua (Carr *et al.*, 1978). De manera similar, hembras que fueron marcadas mientras anidaban en la Isla de Aves, Venezuela han sido recapturadas en Brazil, Carriacou, Colombia, Cuba, la República Dominicana, Grenada, Guadeloupe, Guyana, Haití, Martinique, México, Nevis, Nicaragua, Puerto Rico, St. Kitts, St. Lucia, y Venezuela, con la mayoría encontradas en las costas de Nicaragua y la República Dominicana (Solé, 1994).

Más recientemente, se han marcado tortugas inmaduras y adultas de esta especie en hábitats de desarrollo y alimentación, además de sitios en corredores migratorios. Tortugas verdes inmaduras y adultas, marcadas en la costa caribeña de Panamá, un hábitat de desarrollo además de estar en una ruta migratoria, han sido recapturadas predominantemente en Nicaragua (Meylan and Meylan, datos inéditos). Tortugas inmaduras marcadas en un hábitat de desarrollo en Bermuda han sido recapturadas a lo largo del Caribe, con la mayoría en Nicaragua (Meylan *et al.*, en prep.). La acumulación de recapturas de tortugas en una área determinada puede indicar la importancia de ese sitio para diferentes etapas de desarrollo de las tortugas verdes. Las aguas costeras del Caribe en Nicaragua resaltan por su importancia para la sobrevivencia de esta especie, ya que tanto tortugas inmaduras como adultas marcadas en casi una docena de países a lo largo de la región del Gran Caribe, han sido recapturadas en esa zona (Lagueux and Campbell, datos inéditos).

Distribución y Consideraciones Históricas

A la tortuga verde se le ha apreciado a través de la historia por su carne y calípee, el material cartilaginoso encontrado dentro del plastrón. La carne de la tortuga verde y sus huevos sirvió de sustento para las tripulaciones de las embarcaciones utilizadas durante los períodos de exploración, expansión y la colonización del Nuevo Mundo (Carr, 1954; Parsons, 1962). Debido al uso no sostenible, todas las poblaciones de tortuga verde en el Gran Caribe han sido diezgadas y algunas poblaciones han sido extirpadas localmente. Existen varios

ejemplos alrededor del mundo de poblaciones de tortuga verde que han sido destruidos por la sobrepesca. Dos ejemplos son ilustrados a continuación.

El primero, es de Bermuda en donde en algún tiempo existió un conjunto de tortugas verdes anidando y alimentándose (Ingle y Smith, 1949; Parsons, 1962). Sin embargo, a pesar de la legislación adoptada en 1620 para evitar la extracción de juveniles, para el final de los 1700s la población de tortuga verde había sido reducida a tal grado que la captura comercial dejó de ser rentable (Garman, 1884b citado en Carr, 1952; Parsons, 1962), y la población anidadora fue destruida. Aún en el presente no se encuentran anidaciones de tortuga verde en Bermuda.

El segundo caso proviene de las Islas Caimán. Se conocía que las Caimanes albergaba la colonia de tortugas más grande en el sistema Atlántico. En 1503, durante el viaje final de Colón a América, nombró estas tierras "Islas Tortugas". En algún tiempo, existieron tantas tortugas migrando hacia las Islas Caimán durante la temporada de anidación que las embarcaciones perdidas podían navegar hacia las islas guiándose por medio del sonido de las tortugas al nadar (Long, 1774 citado en Lewis, 1940). Durante casi 200 años, los barcos de muchas naciones arribaban a las Islas Caimán para cosechar hembras anidadoras (Parsons, 1962). Para el principio de los 1800s, la población había sido tan agotada que los tortugeros de Caimán navegaron al sur de Cuba, luego al Golfo de Honduras y finalmente a la costa caribeña de Nicaragua en búsqueda de los stocks de tortugas, progresivamente menos abundantes (Lewis, 1940; Carr, 1954; Parsons, 1962; King, 1982). En la actualidad ya no existen poblaciones silvestres viables en las Islas Caimán.

Han transcurrido más de 200 años desde la extirpación de las poblaciones anidadoras en Bermuda y las Islas Caimanes y aún no se recuperan. ¿Existe alguna lección que aprender de estos ejemplos? Si aceptamos la necesidad de mantener poblaciones de tortugas marinas saludables, podemos aprender de los errores de nuestros antepasados e implementar las acciones necesarias para detener la continua declinación de poblaciones de tortugas verdes en el Caribe.

En la actualidad, las colonias anidadoras de tortugas verdes más grandes en la Región del Gran Caribe ocurren en Tortuguero, Costa Rica y en Isla

de Aves, Venezuela. De estas, la de Tortuguero es por mucho la más grande (Carr *et al.*, 1982). Colonias mucho más pequeñas se encuentran diseminadas por la región. Estas se encuentran en Florida, México (Tamaulipas, Veracruz y en la Península de Yucatán), Belice, Panamá, la costa sur de América del Sur, y en pocos sitios en el Caribe Oriental (Carr *et al.*, 1982).

La agrupación más grande de juveniles y adultos en sitios de alimentación se encuentra en las extensas praderas de pasto marino en la costa Caribe de Nicaragua. Concentraciones más pequeñas en sitios de alimentación han sido reportadas en Florida, la Península de Yucatán, Panamá, la Península de Guajira en Colombia, las Antillas Menores, Puerto Rico, Cuba, Jamaica, Gran Caimán, Bermuda y el sur de Bahamas (Carr *et al.*, 1982).

Estado de Conservación

Las tortugas verdes están clasificadas como *En peligro* por la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) (Baillie y Groombridge, 1996) y son protegidas por diversos convenios internacionales. Se les tiene enlistadas en el Anexo II del Protocolo SPAW de la Convención de Cartagena (un Protocolo relacionado con Areas y Vida Silvestre Especialmente Protegidas), en el Apéndice I de la CITES (Convención sobre el Tráfico Internacional de Especies *en peligro* de Flora y Fauna Silvestre), y los Apéndices I y II de la Convención de Especies Migratorias (CMS). La especie también está incluida en los anexos de la Convención del Hemisferio Occidental, una clasificación cuya intención es remarcar que su protección es de "importancia y urgencia especial" (Eckert, 1995). Recientemente, los gobiernos de Costa Rica y Panamá firmaron un acuerdo de cooperación dirigido hacia la conservación de las tortugas marinas en sus costas caribeñas.

Sin embargo, la legislación internacional, las clasificaciones, listas de especies amenazadas y los convenios, aún no son suficientes para proteger adecuadamente a las poblaciones reproductoras y las agregaciones en sitios de alimentación o a sus hábitats. Para la tortuga verde, tanto la captura legal como la ilegal continúan.

Conclusiones

Los análisis de la recuperación de marcas colocadas en tortugas hembras durante la anidación en playas, y de adultos y tortugas inmaduras en sitios

de alimentación o a lo largo de corredores migratorios muestran que la cooperación regional es no solamente importante, sino indispensable para la conservación de la tortuga verde. Debido a la naturaleza altamente migratoria de esta especie, los esfuerzos de conservación de una nación pueden ser menoscabados por una falta de acciones o acciones inefectivas en otros países. Por ende, debemos trabajar en conjunto, dentro de los países, entre las naciones y a nivel regional para garantizar que nuestros esfuerzos sean más efectivos para lograr la recuperación de las poblaciones de tortugas verdes a lo largo del Gran Caribe.

Agradecimientos

Agradezco a Anne Meylan y Blair Witherington por permitirme utilizar datos inéditos. A Karen Eckert y Anne Meylan por el uso de sus diapositivas en mi presentación. También reconozco la revisión y los comentarios de Cathi Campbell en la preparación de la exposición oral y el texto.

Literatura Citada

- Baillie, J. y B. Groombridge. 1996. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland. 368 pp. + annexes.
- Balazs, G. H. 1982. Growth rates of immature green turtles in the Hawaiian Archipelago, pp. 117-125. *In*: K.A. Bjorndal (ed.), Biology and Conservation of Sea Turtles. Smithsonian Institution Press, Washington D.C. 583 pp.
- Bjorndal, K. A. y A. B. Bolten. 1988. Growth rates of immature green turtles, *Chelonia mydas*, on feeding grounds in the southern Bahamas. *Copeia* 1988(3):555-564.
- Bjorndal, K. A. y A. Carr. 1989. Variation in clutch size and egg size in the green turtle nesting population at Tortuguero, Costa Rica. *Herpetologica* 45(2):181-189.
- Carr, A. 1952. Handbook of Turtles: The Turtles of the United States, Canada, and Baja California. Cornell University Press, New York. 542 pp.
- Carr, A. 1986. New perspectives on the pelagic stage of sea turtle development. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-190. U.S. Dept. Commerce. 36 pp.
- Carr, A. y A. B. Meylan. 1980. Evidence of passive migration of green turtle hatchlings in Sargassum. *Copeia* 1980(2):366-368.
- Carr, A., M. H. Carr y A. B. Meylan. 1978. The ecology and migrations of sea turtles, 7. The West Caribbean green turtle colony. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 162(1):1-46.
- Carr, A., A. Meylan, J. Mortimer, K. Bjorndal y T. Carr. 1982. Surveys of sea turtle populations and habitats in the Western Atlantic. U. S. Department of Commerce NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-91. 91 pp.

- Carr Jr., A. F. 1954. The passing of the fleet. AIBS Bulletin 4:17-19.
- Eckert, K. L. 1995. Draft General Guidelines and Criteria for Management of Threatened and Endangered Marine Turtles in the Wider Caribbean Region. UNEP(OCA)/CAR WG.19/INF.7. Prepared by WIDECASST and adopted by the Third Meeting of the Interim Scientific and Technical Advisory Committee to the SPAW Protocol. Kingston, 11-13 October 1995. United Nations Environment Programme, Kingston. 95 pp.
- Frazer, N. B. y L. M. Ehrhart. 1985. Preliminary growth models for green, *Chelonia mydas*, and loggerhead, *Caretta caretta*, turtles in the wild. Copeia 1985(1):73-79.
- Frazer, N. B. y R. C. Ladner. 1986. A growth curve for green sea turtles, *Chelonia mydas*, in the U.S. Virgin Islands, 1913-14. Copeia 1986(3):798-802.
- Groombridge, B. y R. Luxmoore. 1989. The Green Turtle and Hawksbill (Reptilia: Cheloniidae): World Status, Exploitation and Trade. CITES Secretariat, Lausanne, Switzerland. 601 pp.
- Hirth, H. F. 1997. Synopsis of the Biological Data on the Green Turtle, *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). Biological Report 97(1):1-129. U. S. Department of Interior.
- Ingle, R. M. y F. G. W. Smith. 1949. Sea Turtles and the Turtle Industry of the West Indies, Florida and the Gulf of Mexico, with Annotated Bibliography. University of Miami Press, Florida. 107 pp.
- King, F. W. 1982. Historical review of the decline of the green turtle and the hawksbill, pp. 183-188. In: K.A. Bjorndal (ed.), Biology and Conservation of Sea Turtles. Smithsonian Institution Press, Washington D.C. 583 pp.
- Lewis, C. B. 1940. The Cayman Islands and marine turtles. Bull. Inst. of Jamaica Sci. Ser. 2:56-65.
- Limpus, C. J. y D. G. Walter. 1980. The growth of immature green turtles (*Chelonia mydas*) under natural conditions. Herpetologica 36(2):162-165.
- Meylan, A. B., B. W. Bowen y J. C. Avise. 1990. A genetic test of the natal homing versus social facilitation models for green turtle migration. Science 248:724-727.
- Meylan, P., A. B. Meylan y J. A. Gray-Conklin. in prep. The ecology and migrations of sea turtles, 8. Tests of the developmental habitat hypothesis.
- Mortimer, J. A. 1976. Observations on the feeding ecology of the green turtle, *Chelonia mydas*, in the western Caribbean. Masters thesis, University of Florida, Gainesville. 100 pp.
- NMFS/FWS. 1991. Recovery Plan for U. S. Populations of the Atlantic Green Turtle. U. S. Department of Commerce, National Marine Fisheries Service, Washington D. C. 52 pp.
- Parsons, J. J. 1962. The Green Turtle and Man. University of Florida Press, Gainesville. 126 pp.
- Pritchard, P. C. H. y J. A. Mortimer. 1999. Taxonomy, External Morphology, and Species Identification, p.21-38. In: Karen L. Eckert, Karen A. Bjorndal, F. Alberto Abreu Grobois y Marydele Donnelly (eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publ. No. 4. Washington, D.C.
- Solé, G. 1994. Migration of the *Chelonia mydas* population from Aves Island, pp. 283-286. In: K. A. Bjorndal, A. B. Bolten, D. A. Johnson y P. J. Eliazar (Compiladores), Proceedings of the 14th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-351. 323 pp.

Estado de Conservación y Distribución de la Tortuga Caguama, *Caretta caretta*, en la Región del Gran Caribe

Félix Moncada Gavilán
Centro de Investigaciones Pesqueras
Ministerio de la Industria Pesquera
Cuba

Identificación y Descripción

El nombre genérico *Caretta* fue introducido por Rafinesque (1814). El nombre específico *caretta* fue usado por primera vez por Linneaus (1758). El término *Caretta* es una forma latinizada de la palabra del francés "caret" que significa tortuga, o tortuga marina (Smith y Smith, 1980). Estos mismos autores sugieren que la población del Indo-Pacífico y Atlántico están diferenciadas a nivel sub-específico, pero Hughes (1974) y Pritchard y Trebbau (1984) han puesto en duda esta conclusión. En las sinopsis más recientes de la información biológica para la especie, Dodd (1988, 1990) se considera a *C. caretta* como monotípica. En la Región del Gran Caribe, se le reconoce por los nombres de caguama o cabezona en español, loggerhead en inglés y caouanne en francés (tomado de Eckert, 1995).

La tortuga caguama *Caretta caretta* se reconoce por el tamaño relativamente grande de su cabeza, un carapacho grueso (comúnmente incrustado con balánidos y otra epifauna) y por la coloración café – rojizo de su caparazón y piel. Generalmente posee cinco pares de escudos vertebrales y cinco pares de escudos costales no sobrelapados (laterales). En cada aleta se localizan dos uñas. Los adultos pueden llegar a medir una talla de 120 cm (largo recto del carapacho) y pesar hasta 200 kg (Pritchard *et al.*, 1983), pero más frecuentemente el tamaño de un adulto es de 105 cm (LRC) y aproximadamente 180 kg (Pritchard y Mortimer, 1999). La especie se encuentra ampliamente distribuida en los mares templados, subtropicales y tropicales de los océanos Atlántico, Pacífico e Indico. En el Océano Atlántico han sido vistas en lugares tan al norte como la Isla de Terranova (Squires, 1954) y norte de Europa

(Brongersma, 1972), y tan al sur como Argentina (Frazier, 1984).

Las crías son uniformemente rojizas o café grisáceo, con un patrón en los escudos idéntico al de los adultos. La longitud más común de longitud de carapacho es de 45 mm, con intervalo de 38-50 mm. El diámetro del huevo es de 39-43 mm, y las nidadas varían de 100a 130 huevos por nido (ver a Pritchard y Mortimer, 1999).

Distribución

Las mayores áreas de anidación de la tortuga caguama en la Región del Gran Caribe se encuentran localizadas fundamentalmente en la costa suoriental de los Estados Unidos, principalmente en la Florida, donde ocurre la segunda mayor congregación anidadora de esta especie en el mundo, solamente superada por la más importante, que se presenta en Isla Masirah, Oman en el Océano Indico. Del total de anidaciones anuales registradas en los EUA, el 93% ocurre en la Florida (FL), 5% en Carolina del Sur (SC) y el 1% dividido entre Georgia (GA) y Carolina del Norte (NC) (Figura 1). En estas áreas declinaron las anidaciones en los años 80 (Erhart, 1989) pero en los últimos años se han notado cambios notables. En el sur de Florida, la población es considerada estable o mejorando. Witherington y Koepfel (1999) reportaron que el número de anidaciones en Florida aumentaron de 49,422 en 1989 hasta 85,985 en 1998. Una estimación con base a 4.1 nidos/hembra por temporada (Murphy y Hopkins, 1984), esta colonia anidadora anual se ha incrementado de 12,054 a 20,972 hembras. Al contrario, parece que la población nortea (Georgia, South Carolina, North Carolina) está estable o en disminución, mientras que el estado de conservación

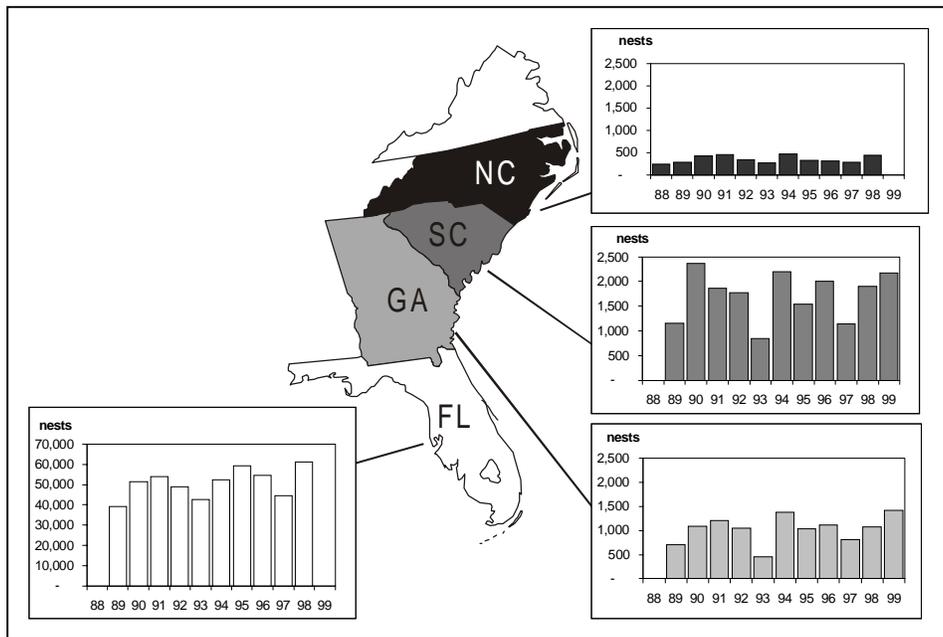


Figura 1. Tendencias por estado de anidaciones de la tortuga caguama (*Caretta caretta*) en los EUA, basado en información de Playas Índice. Las playas índice aglomeran aproximadamente un 70% de todas las anidaciones en Florida, un 53% de las de Carolina del Norte, 50% de las de Carolina del Sur y más de 90% de las de GA. Fuente: E. Possardt, U.S. Fish and Wildlife Service.

de la población de la costa NW aún no puede determinarse (TEWG, 2000).

Existen también otras áreas aunque de menor importancia, en la Península de Yucatán, especialmente en las playas de Quintana Roo (Mar Caribe); en las islas y cayos del archipiélago cubano, y en Colombia, en la costa del Mar Caribe. En las playas de Quintana Roo se estimaron al principio de los 90's anidaciones de 1,300-2,200 (Zurita *et al.*, 1993), con una ligera tendencia hacia el incremento (R. Márquez, INP-México, com. pers.). Se estimaron unos 2,000 nidos de caguama por año cerca de Santa Marta, en Colombia (Márquez, 1990) donde Kaufmann (1975) estimó una población anual de 400 a 600 hembras anidadoras en la costa norte. A mediados de los 80's se reportaban solamente 8 hembras anidadoras en la misma región (D. Amoroch, WIDECAS-Colombia, com. pers.), lo cual evidencia un dramático decrecimiento de esa población.

En el archipiélago cubano (Fig. 2) la tortuga caguama desova fundamentalmente en la región

suroccidental, principalmente en la Península de Guahanacabibes y en las islas y cayos del archipiélago de los Canarreos tales como: Playa “El Guanál” (sur de Isla de Pinos), que es el sitio más importante de anidación de esta especie en el archipiélago cubano; en la cayería de San Felipe, cayo Largo del Sur y cayo Rosario. En esta región ocurre aproximadamente el 70 % (alrededor de 250 nidos) de la anidación de esta especie en todo el archipiélago cubano. Existen también algunas anidaciones en la costa norte de la isla, en los cayos del archipiélago Sabana-Camaguey, como es el caso de cayo Cruz, y anidaciones aisladas en la región suroriental en cayería del las Doce Leguas.

Se ha reportado anidaciones escasas y aisladas en las Antillas Menores, a lo largo del Golfo de México (Tamaulipas y Veracruz), en América Central (Belice y Guatemala) y en la costa Atlántica de Sudamérica desde Venezuela hasta Brasil (resumido por Dodd, 1988). Evidencia más reciente sugiere que ocurren anidaciones en Honduras a niveles menores, por ejemplo, en la Reserva de la Biósfera de Río

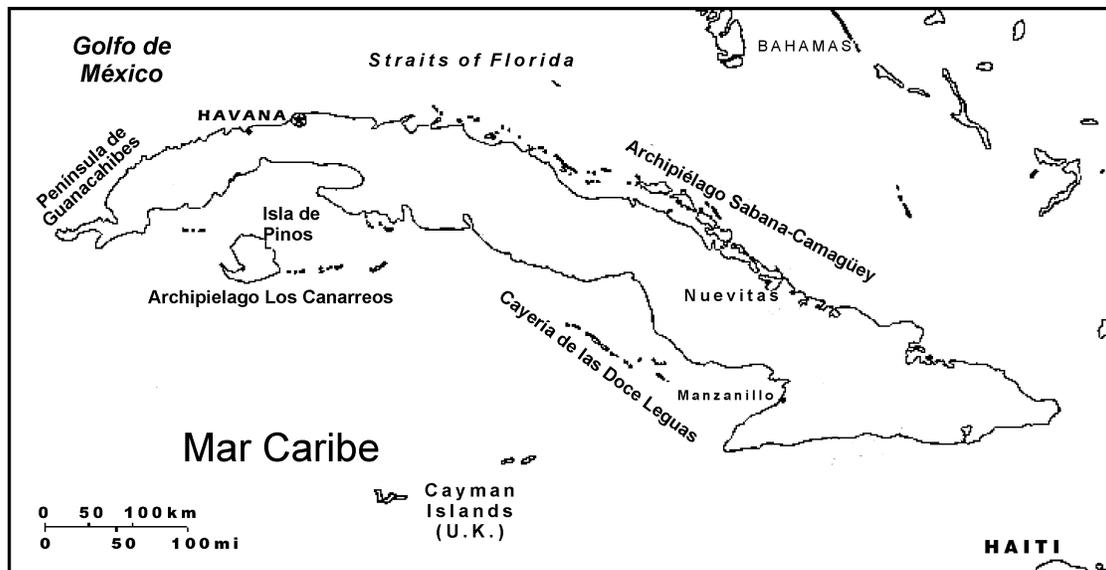


Figura 2. Principales sitios de anidación para la tortuga caguama (*Caretta caretta*) en Cuba (ver texto).

Plátano donde se protegen aproximadamente 10 nidos de caguama por año (E. Prossardt, U.S.FWS, com. pers.).

Ecología

La caguama es una especie altamente migratoria, realiza viajes transoceánicos en su fase de juveniles temprano, y posteriormente se traslada entre sitios de anidación y de alimentación cuando adulto. Es ampliamente aceptado que las crías recién nacidas en la costa suroriental de los EUA, se trasladan a hábitats de resguardo en mantos de algas del género *Sargassum* el mar abierto. Las pequeñas tortugas son transportadas pasivamente por una prolongación de la Corriente del Golfo, la cual las traslada a la porción oriental del Océano Atlántico. Después migran hacia el sur con el giro del Atlántico Norte, hacia las Azores y las Islas Canarias, para finalmente regresar en fase juvenil tardía con la Corriente nor-ecuatorial hacia sitios de alimentación en hábitats costeros en el Atlántico occidental (Fig. 3) abundantes en alimentos como moluscos y crustáceos.

Estudios de marcado y recaptura realizados en Florida, Cuba y la Península de Yucatán (México) han demostrado que esta especie puede viajar grandes

distancias en periodos relativamente cortos a favor y en contra de la corriente. Por ejemplo, hembras anidadoras marcadas en playas de Florida, han sido recapturadas en diferentes sitios de la plataforma cubana, principalmente en la costa norte de Pinar del Río, la cual constituye una zona rica en invertebrados bentónicos (Murina, 1969); componentes conocidos de la dieta de esta especie (Bjorndal, 1985). Hembras marcadas en Cuba, anidando en Playa El Guanal al sur de Isla de Pinos, han sido reportadas en áreas de alimentación cercanas a Nicaragua (Moncada, 1998), y caguamas marcadas en Yucatán, han sido recapturadas en Cuba y en otras áreas de la región (Moncada, 1998 y Márquez, INP-México, com. pers.).

Estado de Conservación

La tortuga caguama está incluida en el Anexo II del Protocolo de SPAW de la Convención de Cartagena. Está clasificada como especie *en peligro* por la UICN (Unión Mundial para la Naturaleza) (Baillie y Groombridge, 1996) y está incluida en el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES), que prohíbe su comercio

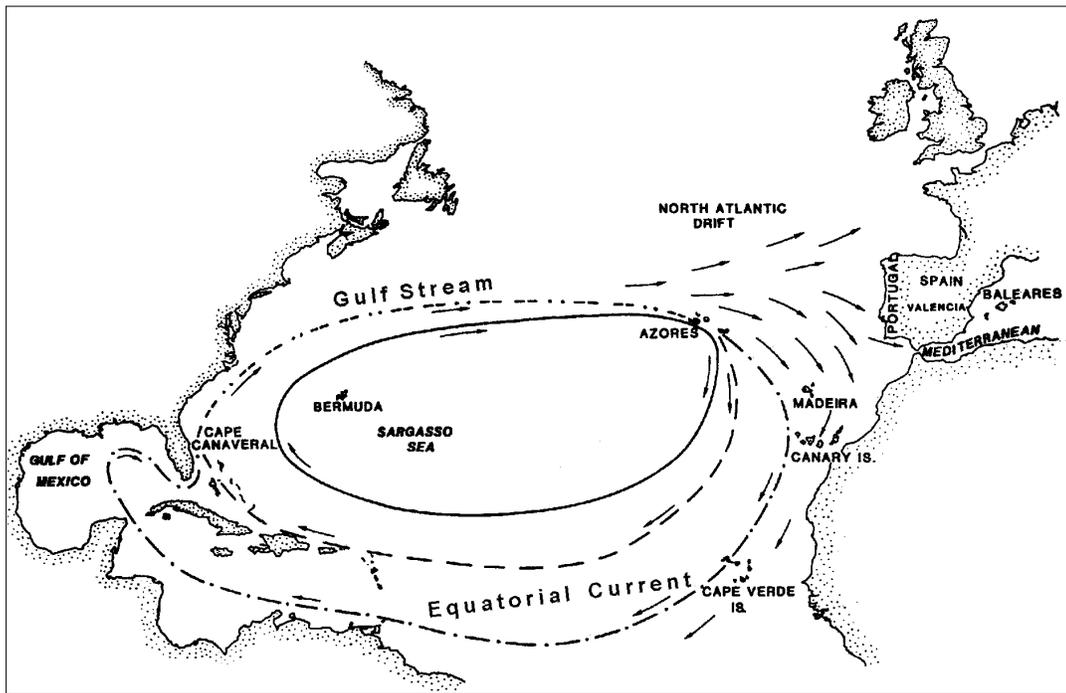


Figura 3. Rutas de transporte oceánico para juveniles de tortuga caguama, *Caretta caretta*. Fuente: Musick y Limpus, 1997 (adaptado de Carr, 1987).

internacional. Por último las caguamas están también incluidas en los Apéndices I y II de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias y en los anexos de la Convención de Protección de la Naturaleza y Preservación de la Vida Silvestre en el Hemisferio Occidental.

Literatura Citada

- Baillie, J. y B. Groombridge. 1996. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland. 368 pp. + annexes.
- Bjorndal, K. 1985. Nutritional ecology of sea turtles. *Copeia* 1985:736-751.
- Brongersma, L. D. 1972. European Atlantic Turtles. *Zool. Vert. (Leiden)* No. 121.
- Carr, A. 1987. New perspectives on the pelagic stage of sea turtle development. *Conserv. Biol.* 1(2): 103-121.
- Dodd, C. K. 1988. Synopsis of the Biological Data on the Loggerhead Sea Turtle, *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). U. S. Fish Wildl. Serv., Biological Report 88 (14):1-110.
- Dodd, C. K., Jr. 1990. Reptilia: Testudines: Cheloniidae: *Caretta caretta*, p.483.1-483.7. In: C. H. Ernst (ed.), *Catalogue of American Amphibians and Reptiles*. Soc. Study Amphibians and Reptiles publication.
- Eckert, K. L. 1995. Draft General Guidelines and Criteria for Management of Threatened and Endangered Marine Turtles in the Wider Caribbean Region. UNEP(OCA)/CAR WG.19/INF.7. Prepared by WIDECASST and adopted by the Third Meeting of the Interim Scientific and Technical Advisory Committee to the SPAW Protocol. Kingston, 11-13 October 1995. United Nations Environment Programme, Kingston. 95 pp.
- Ehrhart, L. 1989. Status Report of the Loggerhead Turtle, p.122-139. In: L. Ogren (Editor en Jefe), *Proc. Second Western Atlantic Turtle Symposium*, 12-16 October 1987, Mayagüez, Puerto Rico. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-226. U. S. Dept. Commerce, Miami.
- Frazier, J. 1984. Las tortugas marinas en el Océano Atlántico Sur Occidental. *Asoc. Herpetol. Argentina*.
- Hughes, G. R. 1974. The sea turtles of south-east Africa. I. Status, morphology and distribution. *Oceanogr. Res. Inst. Invest. Rept. No. 35*. Durban, South Africa. 144 pp.
- Kaufman, R., 1975. Studies on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linné), in Colombia, South America. *Herpetologica* 31(3):323-6
- Márquez M., R. 1990. *FAO Species Catalogue, Vol. 11. Sea Turtles of the World: An Annotated and Illustrated Catalogue of Sea Turtle Species Known to Date*. FAO Fisheries Synopsis, 125 (11):1-81.
- Moncada G., F. 1998. Migraciones de la Tortuga verde (*Chelonia mydas*), la caguama (*Caretta caretta*) y el Carey (*Eretmochelys imbricata*) en aguas cubanas y áreas

- adyacentes. Tesis de Maestría defendida en el Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de la Habana.
- Murina, V., D. Chujchin, O. Gómez y G. Suarez. (1969). Distribución cuantitativa de la macrofauna bentónica del sublitoral superior de la plataforma cubana (Región suroccidental). Acad. Cien. Cuba. Serie Oceanológica 6:1-14.
- Murphy, T. M. y S. R. Hopkins. 1984. Aerial and ground surveys of marine turtle nesting beaches in the southeast region, United States. Final Report to NMFS-SEFC. 73 pp.
- Musick, J. A. y C. Limpus. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles, p.137-163. *In:* P. L. Lutz y J. A. Musick (Eds.) *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, New York.
- Pritchard, P. C. H. y J. A. Mortimer. 1999. Taxonomy, External Morphology, and Species Identification, p.21-38. *In:* Karen L. Eckert, Karen A. Bjorndal, F. Alberto Abreu-Grobois y Marydele Donnelly (eds.), *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publ. No. 4. Washington, D.C.
- Pritchard, P. C. H. y P. Trebbau. 1984. The Turtles of Venezuela. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Contrib. Herpetol. No. 2.
- Pritchard, P., P. Bacon, F. Berry, A. Carr, J. Fletemeyer, R. Gallager, S. Hopkins, R. Lankford, R. Márquez, L. Ogren, W. Pringle, Jr., H. Reichart y R. Witham. 1983. *Manual of Sea Turtle Research and Conservation Techniques* (Segunda Edición), K. Bjorndal y G. Balazs (eds.). Center for Environmental Education, Washington D.C.
- Smith, H. M. y R. B. Smith. 1980. *Synopsis of the Herpetofauna of Mexico*. Vol. 6: Guide to Mexican turtles. Bibliographic addendum III. John Johnson, North Bennington, Vermont. 1044 pp.
- Squires, H. J. 1954. Records of marine turtles in the Newfoundland area. *Copeia* 1954: 68.
- TEWG [Turtle Expert Working Group]. 2000. Assessment Update for the Kemp's Ridley and Loggerhead Sea Turtle Populations in the Western North Atlantic. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-444. U.S. Department of Commerce.
- Witherington, B. y C. M. Koepfel. 1999. Sea turtle nesting in Florida, USA, during the decade 1989-1998: an analysis of trends. pp. 94-96. *In:* H. J. Kalb y T. Wibbels (compiladores) *Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. U.S. Department of Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-443, 291 pp.
- Zurita, J., R. Herrera y B. Prezas, 1993. Tortugas marinas del Caribe, p.735-751. *In:* Biodiversidad Marina y Costera de México. Salazar-Vallejo, S.I y N.E. González (Eds.). Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO, México. 865 pp.

Estado de Conservación y Distribución de la Tortuga Carey, *Eretmochelys imbricata*, en la Región del Gran Caribe

Diego F. Amorocho

Red para la Conservación de Tortugas Marinas en el Gran Caribe (WIDECAST)
Colombia

Identificación y Descripción

El nombre genérico *Eretmochelys* fue introducido en 1843 por Fitzinger. El nombre específico *imbricata*, es atribuido a Linnaeus (1766) y se refiere al traslape natural de los escudos de su caparazón (ver Eckert, 1995a). Los nombres vernaculares más comunes en el Caribe son: hawk-bill (inglés), carey (español), tartaruga de pente (portugués) y tortue imbriqueé (francés).

Actualmente se considera que el género es monotípico (que consta de una sola especie). Se han descrito dos subespecies, *E. i. imbricata* en el Océano Atlántico y *E. i. squamata* en el Pacífico, sobre la base de diferencias en la coloración y forma del carapacho (para una revisión taxonómica, ver Witzell, 1983). Sin embargo, estos criterios son poco confiables para distinguir las dos formas. Por ello, las designaciones subespecíficas son poco usadas (Meylan, 1984; Pritchard y Trebbau, 1984).

La siguiente combinación de características distingue a la carey de las otras especies de tortugas marinas: dos pares de escamas prefrontales entre los ojos, gruesos escudos traslapados en la sección distal (final) del caparazón, cuatro pares de escudos costales (laterales) y cinco escudos vertebrales (centrales), dos uñas en cada aleta. Al desplazarse en tierra el movimiento de sus aletas es alternado (asimétrico). La cabeza es relativamente angosta y alargada. Su pico se afina hacia la punta, dando la apariencia similar al de un pájaro.

El caparazón es acorazonado en los juveniles y va adquiriendo una forma más alargada (ovalada) conforme la tortuga alcanza la madurez. Los costados y parte trasera del carapacho típicamente son aserrados en todos los estadios, menos en tortugas muy viejas. Los escudos epidérmicos que cubren los

huesos de la tortuga se le conoce comúnmente como “carey” o “bekko” y tienen un alto valor comercial. Estos escudos tienen un diseño muy llamativo (un patrón de irradiación irregular con colores negro y café sobre un fondo ámbar). Los escudos del plastrón usualmente son de color amarillo claro, con un poco o casi nada de pigmentación.

La carey es un animal de talla mediana. La talla promedio de una hembra reproductora típica no excede los 95 cm de longitud del carapacho en línea recta (LRC). Datos sobre su peso, son poco comunes, sin embargo se considera que los adultos de la región del Caribe, tienen un peso que oscila entre los 80-85 kg. Los neonatos tienen una coloración sin combinaciones que puede ser de gris a café. La LRC es de 42 mm (variación de 39-46 mm) y su peso varía entre 14-20 g.

Un compendio informativo y detalles más específicos pueden ser consultados en Carr *et al.* (1966), Witzell (1983), Pritchard y Trebbau (1984), Meylan (1984), Groombridge y Luxmoore (1989), NMFS/ FWS (1993), Eckert (1995a, b), Van Dam (1997) y Pritchard y Mortimer (1999).

Ecología

Los carey utilizan diferentes hábitats en los distintos estadios de su ciclo de vida. Hay una opinión generalizada sobre la base de análisis de avistamientos, varamientos y contenido estomacal de que las carey en su fase de post-cría son pelágicas y que se refugian en los “hileros” asociados a las zonas de convergencia. Algas del género *Sargassum* y detritus flotante, como el poliestireno, bolas de alquitrán y pedazos de plástico (componentes comunes de los hileros) son encontrados con mucha frecuencia en el estómago de las tortugas juveniles.

Las carey reingresan a las aguas costeras cuando alcanzan una longitud del carapacho alrededor de los 20 a 25 cm.

Los arrecifes de coral son áreas propicias para la alimentación de los pequeños juveniles, subadultos y adultos. Las cuevas y los rebordes de los arrecifes son sitios a los que acuden las carey para refugiarse de los depredadores o en períodos de descanso. También se localizan alrededor de los farallones, entre la rompientes de alta energía y entre los manglares que bordean los esteros y bahías (NMFS/FWS, 1993). Una vez que ellas fijan su residencia en las aguas costeras, se alimentan principalmente de esponjas. Una población con alta densidad puede ejercer una función importante en el mantenimiento de la diversidad de esponjas en las comunidades bénticas cercanas a la costa dentro de la región del Caribe (Van Dam y Diez, 1997).

Meylan (1988) encontró que las esponjas constituyen el 95.3% del peso seco total de los compuestos alimenticios encontrados en el tracto digestivo de 61 ejemplares recolectados en siete países de la región Caribeña. (19 sitios de las Antillas Menores, República Dominicana y la costa caribeña de Panamá). Otros investigadores (Anderes Alvarez y Uchida, 1994), también han informado que las esponjas son el componente principal de la dieta de las carey en la plataforma costera cubana. El predominio de un taxa específico en la ingesta de esta especie sugiere cierto grado de selectividad, quizás relacionado con las características propias de las esponjas con respecto a la espongina (componente proteico del esqueleto de las esponjas) y el colágeno (Meylan, 1985). Esta alta especificidad alimentaria, denota una muy estrecha relación predador-presa, en donde ésta última, por ser dependiente a su vez de una alimentación filtradora en los fondos rocosos, hace que las tortugas sean muy vulnerables a las condiciones de deterioro de los arrecifes de coral.

Reproducción

Datos provenientes de la recuperación de marcas, telemetría satelital y análisis genéticos, indican que los adultos pueden viajar grandes distancias entre los hábitats de forrajeo y los de alimentación (p. ej., Meylan, 1999a; Bass, 1999). Las carey por lo general anidan en playas de baja y alta energía en latitudes tropicales. Las hembras pueden seleccionar

pequeñas playas, y dado el pequeño tamaño y su agilidad, pueden cruzar el contorno coralino que limita el acceso a otras especies. Se ha encontrado una amplia tolerancia en el sustrato de anidación y las nidadas por lo general son depositadas bajo la vegetación leñosa.

Las carey muestran una alta fidelidad por sitios específicos para la reproducción, retornando a ellos en intervalos de 2-5 años durante sus años fértiles. El período de anidación es la continuación de los de cortejo y apareamiento. Aunque en algunas playas los anidamientos se llevan a cabo durante todo el año, el pico de la anidación ocurre de julio a octubre. La puesta de huevos es principalmente durante la noche, aunque también puede ocurrir -muy raramente- durante el día. Sólo las hembras en edad de reproducción emergen a tierra. El proceso completo de la anidación (desde la emergencia hasta el regreso al mar) transcurre entre una y tres horas (NMFS/FWS, 1993).

La región de Antigua e Indias Occidentales es en donde se han realizado los estudios demográficos más integrales y en series de tiempo prolongadas para las hembras anidadoras de carey. En este sitio, las carey depositan un promedio de cinco nidos por temporada en intervalos de 14-16 días. Se ha observado algunas hembras marcadas que pueden depositar hasta 12 nidadas por temporada (Melucci *et al.*, 1992). El tamaño de la nidada es variable, promedia 155 huevos en Antigua (Melucci *et al.*, 1992), 137 huevos en México (Isla Aguada, Campeche) (Frazier, 1991), y 136 huevos en Brasil (Marcovaldi *et al.*, 1999). El diámetro de los huevos es aprox. de 40 mm. El período de incubación es variable y depende de la temperatura del ambiente, aunque generalmente dura alrededor de 60 días

Al igual que en otras especies de tortugas, la determinación del sexo es en su mayor parte dependiente de la temperatura. Temperaturas frías favorecen la producción de machos y en temperaturas cálidas se generan más hembras (Mrosovsky *et al.*, 1995). La tasa de eclosión es típicamente alta, alrededor del 75% de los huevos producen crías que se incorporan al medio marino. Los análisis de ADNmit, han demostrado que las poblaciones anidadoras del Caribe puede ser distintivas genéticamente y, que en las áreas de alimentación se encuentra un conjunto de poblaciones compuesto

por una mezcla de individuos provenientes de distintas áreas de anidación (Bass, 1999; Díaz-Fernández *et al.*, 1999).

Amenazas

Las carey están bajo las mismas amenazas que ponen en peligro a todo el grupo de tortuga marinas. La basura y la contaminación creciente de los mares, la captura ilegal de huevos y tortugas, el desarrollo acelerado de la zona costera, la iluminación artificial de las playas, la captura incidental, etc. (Eckert, 1995b, c). Desafortunadamente, de manera singular también se enfrentan a una mayor amenaza incentivada por el uso que los humanos han hecho de sus caparazones, al encontrarlos sumamente atractivos para realizar finos trabajos de artesanía.

Los expertos consideran que durante las últimas décadas, la captura de centenares de miles de carey extirpadas de las poblaciones silvestres para el beneficio exclusivo del comercio de los escudos del caparazón, han contribuido sustancialmente en la disminución drástica de las poblaciones del Caribe y de otras áreas de distribución en el ámbito mundial (Milliken y Tokunaga, 1987; Canin, 1991; WIDECAS, 1992; Meylan y Donnelly, 1999).

Estado de Conservación

La carey se lista como especie “*En Peligro Crítico*” en las categorías normadas por la Unión Mundial para la Naturaleza- UICN (Baillie y Groombridge, 1996). También se encuentra incorporada en: la lista del Anexo II del Protocolo de la “Convención de Cartagena” que incluye la protección de Áreas Naturales y Fauna Bajo Condición Especial (Protocolo SPAW), en el Apéndice I de la Convención Internacional para el Comercio de Especies de Fauna y Flora en Peligro (CITES) y en los Apéndices I y II de la Convención de Especies Migratorias (CMS, por sus siglas en inglés). Asimismo la especie se ha incluido en los anexos a la Convención del Hemisferio Occidental, donde se tiene la intención de designar su protección como de “importancia y urgencia especial”.

Una revisión global al estado actual de la carey concluye que por conocimiento de causa o bajo sospecha, esta especie se encuentra en proceso de

declinación drástica en 56 de las 65 unidades geopolíticas donde la información es disponible (Groombridge y Luxmoore, 1989). En dicha evaluación se menciona que “en general la tortuga carey en la región del Caribe y del Atlántico occidental han sufrido una enorme disminución”. A pesar de la evidencia de incrementos de la población en algunos sitios en donde se realizan estudios demográficos a largo plazo, como los que se reportan para la Península de Yucatán en México (Garduño *et al.*, 1999), los niveles actuales de anidación pueden ser con mucho más bajo que lo estimado previamente. Meylan (1999), recientemente informó de la disminución de poblaciones de carey en 22 de 26 unidades geopolíticas “en donde se tiene disponible algún tipo de información sobre la condición y las tendencias de la especie.”

No obstante las extensas medidas legales de protección, en muchos países aún continúa la captura legal e ilegal (para la obtención de carne, huevos y caparazón) en niveles insostenibles y virtualmente sin regulación. Esta situación, representa una amenaza significativa para la sobrevivencia de las especies en la región. Las carey también son particularmente vulnerables a la pérdida de hábitat ya que utilizan arrecifes coralinos, uno de los hábitats marinos más amenazados (Meylan y Donnelly, 1999). Casi todos los países del Caribe reciben menos de un centenar de hembras anidantes por año (Meylan, 1989, 1999). La más reciente revisión de su estado actual en los Estados Unidos, reconoce la persistencia de las numerosas amenazas a pesar de dos décadas de protección bajo el Acta de Especies en Peligro de E.U.A. (Eckert, 1995b); las carey en otros países enfrentan muchas de estas mismas amenazas, aunque en estos últimos, menos documentadas.

Conclusiones

Es absolutamente necesario poner en marcha acciones prioritarias en los ámbitos nacional e internacional si queremos que las poblaciones caribeñas de tortugas carey se conserven para el futuro. Estas, incluyen la identificación, protección y seguimiento a largo plazo de áreas fundamentales de alimentación, descanso y reproducción; la identificación, evaluación de la condición y el

seguimiento a largo plazo de los estadios de vida críticos; identificación, cuantificación y mitigación de las fuentes de mortalidad más impactantes; apoyo para la ejecución de las normas legales, hacer hincapié en la cooperación internacional y en la necesidad de compartir información. Así como incrementar la percepción de la sociedad y su participación en las iniciativas para la conservación y manejo de las tortugas marinas y del medio marino en general (Eckert, 1995a; WIDECAS, 1998).

Literatura Citada

- Anderes Alvarez, B. L. y I. Uchida. 1994. Study of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) stomach contents in Cuban waters, p.27-40. In: Study of the hawksbill turtle in Cuba I. Ministry of Fishing Industry, Havana.
- Bass, A. L. 1999. Genetic analysis to elucidate the natural history and behavior of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Wider Caribbean: a review and re-analysis. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):195-199.
- Baillie, J. y B. Groombridge. 1996. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland. 368 pp. + annexes.
- Canin, J. 1991. International trade aspects of the Japanese hawksbill shell ("bekko") industry. *Marine Turtle Newsletter* 54:17-21.
- Carr, A. F., H. Hirth y L. Ogren. 1966. The Ecology and Migrations of Sea Turtles, 6: The Hawksbill in the Caribbean Sea. *American Museum Novitates* 2248:1-29.
- Díaz-Fernández, R., T. Okayama, T. Uchiyama, E. Carrillo, G. Espinosa, R. Márquez, C. Diez y H. Koike. 1999. Genetic sourcing for the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Northern Caribbean Region. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2): 296-300.
- Eckert, K. L. 1995a. Draft General Guidelines and Criteria for Management of Threatened and Endangered Marine Turtles in the Wider Caribbean Region. UNEP(OCA)/CAR WG.19/INF.7. Prepared by WIDECAS for the 3rd Meeting of the Interim Scientific and Technical Advisory Committee to the SPAW Protocol. Kingston, 11-13 October 1995. United Nations Environment Programme, Kingston. 95 pp.
- Eckert, K. L. 1995b. Hawksbill Sea Turtle, *Eretmochelys imbricata*, p.76-108. In: Pamela T. Plotkin (ed.), Status Reviews of Sea Turtles Listed Under the Endangered Species Act of 1973. NOAA/ Natl. Marine Fisheries Service, Silver Spring, Maryland. U. S. Dept. Commerce, Miami. 139 pp.
- Eckert, K. L. 1995c (Ed. revisada). Anthropogenic threats to sea turtles, p.611-612. In: Karen A. Bjorndal (ed.), Biology and Conservation of Sea Turtles. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Frazier, J. 1991. Una evaluación del manejo de nido de tortugas marinas en la Península de Yucatán, p.37-76. In: J. Frazier, R. Vázquez, E. Galicia, R. Durán y L. Capurro (eds), Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán. Universidad Autónoma de Yucatán; Mérida, México.
- Garduño-Andrade, M., V. Guzmán, E. Miranda, R. Briseño-Dueñas y F.A. Abreu-Grobois. 1999. Increases in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nestings in the Yucatan Peninsula, Mexico 1977-1996: Data in support of successful conservation? *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 286-295.
- Groombridge, B. y R. Luxmoore. 1989. The Green Turtle and Hawksbill (Reptilia: Cheloniidae): World Status, Exploitation and Trade. CITES Secretariat, Lausanne, Switzerland. 601 pp.
- Marcovaldi, M. A., C. F. Vieitas y M. H. Godfrey. 1999. Nesting and Conservation Management of Hawksbill Turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Northern Bahia, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):301-307.
- Melucci, C., J. I. Richardson, R. Bell y L. A. Corliss. 1992. Nest site preference and site fixity of hawksbills on Long Island, Antigua, p.171-174. In: M. Salmon y J. Wyneken (eds.), Proc. 11th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-302. U. S. Department of Commerce, Miami.
- Meylan, A. 1984. Biological Synopsis of the Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata*, p.112-117. In: Peter Bacon *et al.* (eds.), Proceedings of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 1. RSMAS Printing, Miami, Florida.
- Meylan, A. 1985. The role of sponge collagens in the diet of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, p.191-196. In: A. Bairati y R. Garrone (eds.), Biology of the Invertebrate and Lower Vertebrate Collagens. Plenum Publ. Corp. New York.
- Meylan, A. 1988. Spongivory in hawksbill turtles: a diet of glass. *Science* 239:393-395.
- Meylan, A. 1989. Status Report of the Hawksbill Turtle, p.101-115. In: Proceedings of the Second Western Atlantic Turtle Symposium (L. Ogren, Editor-en-Jefe). NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-226. U. S. Department of Commerce. 401 pp.
- Meylan, A.B. 1999a. International movements of immature and adult hawksbill turtles in the Caribbean region. *Chelonian Conservation & Biology*. 3(2):189-194
- Meylan, A. B. 1999b. Status of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean Region. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):177-184.
- Meylan, A. y M. Donnelly. 1999. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as Critically Endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):200-224.
- Milliken, T. y H. Tokunaga. 1987. The Japanese Sea Turtle Trade 1970-1986. Prepared by TRAFFIC(JAPAN) for the Center for Environmental Education, Wash. D.C. 171 pp.
- Mrosovsky, N., A. Bass, L. A. Corliss y J. I. Richardson. 1995.

- Pivotal and beach temperatures for hawksbill turtles nesting in Antigua, p.87. *In*: J. I. Richardson y T. H. Richardson (Compiladores), Proc. 12th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-361. U. S. Department of Commerce, Miami. 274 pp.
- NMFS/FWS. 1993. Recovery Plan for the Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the U.S. Caribbean Sea, Atlantic Ocean, and Gulf of Mexico. National Marine Fisheries Service, St. Petersburg, Florida. U. S. Department of Commerce. 52 pp.
- Pritchard, P. C. H. y J. A. Mortimer. 1999. Taxonomy, External Morphology, and Species Identification, p.21-38. *In*: Karen L. Eckert, Karen A. Bjorndal, F. Alberto Abreu Grobois y Marydele A. Donnelly (eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publ. No. 4. Washington, D.C.
- Pritchard, P. C. H. y P. Trebbau. 1984. The Turtles of Venezuela. Society for the Study of Amphibians and Reptiles.
- Richardson, J. I., R. Bell y T. H. Richardson. 1999. Population ecology and demographic implications drawn from an 11-year study of nesting hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, at Jumby Bay, Long Island, Antigua, West Indies. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):244-250.
- Van Dam, R. P. 1997. Ecology of Hawksbill Turtles on Feeding Grounds at Mona and Monito Islands, Puerto Rico. Dissertation. University of Amsterdam. 118 pp.
- Van Dam, R. P. y C. E. Diez. 1997. Predation by hawksbill turtles on sponges at Mona Island, Puerto Rico, p.1421-1426. *In*: H. A. Lessios and Ian G. Macintyre (eds.), Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium, 24-29 June 1996, Panamá. Volume 2. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panamá.
- WIDECAS. 1992. An introduction to the international trade in endangered sea turtles and their products in the Wider Caribbean Region, and a plea for all countries to join CITES. Prepared for the CITES Implementation Training Seminar, Port of Spain, 14-18 September 1992. Unpubl. 19 pp.
- WIDECAS. 1998. General Criteria for a Regional Management Plan for Sea Turtles. Prepared for the 14th Meeting of the CITES Animals Committee Meeting, Caracas, 25-29 May 1998. Unpubl. 8 pp.
- Witzell, W. N. 1983. Synopsis of Biological Data on the Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). FAO Fish. Syn. No. 137. United Nations, Rome. 78 pp.

Estado de Conservación y Distribución de la Tortuga Lora, *Lepidochelys kempii*, en la Región del Gran Caribe

René Márquez M.

Programa Nacional de Investigación de Tortugas Marinas

SEMARNAP / INP

México

Identificación y Descripción

La tortuga lora, *Lepidochelys kempii* Garman (1880) pertenece a la familia Cheloniidae. Los nombres comunes en el Caribe son: Kemp's ridley (inglés), tortuga lora, bastarda (español), tartaruga bastarda, (portugués) y tortue de Kemp (francés).

Esta especie es la más pequeña de las tortugas marinas. Un adulto pesa de 30-50 kg y tiene una longitud de carapacho de 50-78 cm medido en línea recta (LRC). El color del carapacho en los adultos es verde olivo y en su lado inferior (plastrón) es blanco amarillento. La forma del carapacho es semi-circular. La cabeza triangular, con un pico no aserrado, grueso, ligeramente curvo, parecido al de una ave. Hay un poro en cada escudo inframarginal del puente.

Los huevos de cáscara flexible, son esféricos, blancos y miden de 34 a 45 mm de diámetro y pesan de 24-40 g. Las crías son uniformemente de color negro, la longitud promedio (LRC) del carapacho es de 44 mm y pesan aproximadamente 17.2 g. Las crías muestran tres crestas longitudinales en el dorso y cuatro en el plastrón, con una pequeña pero aguda protuberancia o espina en cada escudo (con la edad, estas protuberancias desaparecen).

En estadios de inmadurez, la superficie dorsal de las tortugas es casi negra y blanco su lado inferior.

Para obtener mayores detalles que los presentados en este trabajo, se recomienda que el lector revise en Wibbels (1984), Ross *et al.* (1989), Márquez (1989, 1990, 1994), Caillouet y Landry (1989), Chávez *et al.* (1990), Byles (1993), Eckert *et al.* (1994), y Pritchard y Mortimer (1999).

Biología

La especie se localiza principalmente en el Golfo de México y los adultos pueden encontrarse a todo lo largo de la plataforma continental (Figura 1).

Aún cuando se desconoce el destino inmediato de las crías al incorporarse al medio marino, se ha observado que se mueven a lo largo de la costa. Sobre la base de observaciones documentadas en aguas oceánicas, se deduce que en la primera migración se dirigen hacia zonas pelágicas, e infiero que las tortugas juveniles permanecen dentro de la Corriente del Golfo durante dos o tres años. Una buena parte de los juveniles son transportados fuera del Golfo de México por la Corriente del mismo nombre y no distribuidos a lo largo de la costa Este de EE.UU. (Figura 1). Algunos cuantos, continúan su viaje a costas Europeas desconociéndose si estas tortugas podrán o alguna vez volverán a su lugar de origen.

Se cree que cuando las tortugas alcanzan aproximadamente los 25 cm (LRC), inician su retorno al Golfo de México. Se conoce de la ocurrencia de sus migraciones estacionales a lo largo de la costa este de los EUA. Si los individuos permanecen mucho tiempo en sus áreas de alimentación norteañas conforme decrece la temperatura durante los meses del otoño y el invierno, pueden entrar en estado comatoso por las bajas temperaturas y encontrarse varadas muertas o moribundas a los largo de Cape Cod, Long Island Sound, Chesapeake Bay, Carolina Sound, etc. (Richard Byles, *in litt.* 1999).

Reproducción

La mayoría de las tortugas marinas anidan durante la noche, pero, por algunas razones de



Figura 1. Distribución de la tortuga lora de y hacia los principales sitios de anidación en Rancho Nuevo, México, incluyendo las áreas de anidación y posibles rutas migratorias (adaptado de original de R. Márquez publicado en Friend (1999))

adaptación, esta especie anida durante las horas de luz (Hildebrand, 1963). Las anidaciones se presentan principalmente a lo largo de la franja costera arenosa, alrededor de Rancho Nuevo en Tamaulipas, México (Figura 2), especialmente cuando la velocidad del viento se incrementa. Las anidaciones ocurren de abril a julio y las crías aparecen de agosto a septiembre.

Las hembras alcanzan la madurez sexual de los 10 a 12 años de edad, con una talla mínima de 55 cm (LRC). El tamaño máximo observado de una reproductora es de 78 cm (LRC). Es interesante mencionar que mientras la talla anual promedio (LRC) ha permanecido constante (63-66 cm), el número promedio de huevos por nido ha decrecido - en los 60's el tamaño promedio de la nidada fue de

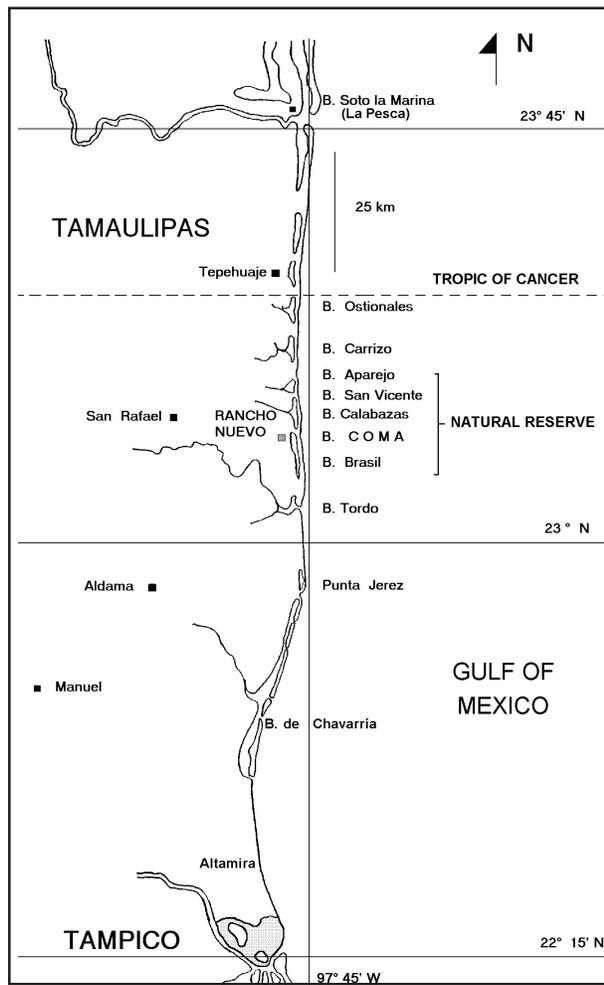


Figura 2. Principales área de anidación de la tortuga lora en Tamaulipas, México (Márquez, 1994).

110-112 huevos, mientras que en los 90's éste ha descendido a un promedio de 90-95 huevos (Márquez, 1994). Estas observaciones pueden ser un reflejo de la presencia actual de una gran proporción de tortugas que recién se incorporan a la población reproductora.

Sitios de Anidación Secundarios

Como resultado de las actividades de conservación iniciadas en 1966, la población reproductora de loros empezó a mostrar signos de recuperación después de años de disminución registrada en la segunda parte del siglo XX. Como resultado de lo anterior, han reaparecido colonias en localidades donde habían desaparecido, como es el caso de Veracruz (p. ej., Lechuguillas, El Raudal,

Tecolutla) sitios en donde se depositan un promedio de más de 100 nidadas por año. Otro pequeño número de anidaciones también se ha documentado para otras playas de Veracruz y Campeche. Adicionalmente, se han localizado con cierta frecuencia algunas nidadas en los EUA (p. ej., Florida, Carolina del Sur). Producto de los esfuerzos continuos de conservación en playas de anidación, realizados en México, después de varios años de un experimento de "impronta e impulso temprano" realizado en EUA (Johnson *et al.*, 1999) aunado al uso mandatorio del Dispositivo para Excluir a las Tortugas Marinas (DET's) en el Golfo de México, aparentemente se ha restablecido una muy pequeña población en Padre Island, Texas, (Shaver y Caillouet, 1998).

Estado de Conservación

En 1966, año de inicio de las actividades de protección en Rancho Nuevo (acotado por las barras de El Tordo y El Carrizo) se observaron arribadas superiores a las 2,000 hembras (Márquez, 1994, 1996). A pesar de las actividades de conservación, la anidación llegaron a sus niveles mínimos entre 1985 y 1987, con un promedio anual de 750 nidadas. Sin embargo, sólo en Rancho Nuevo y a partir de 1988, ha habido un incremento sostenido en el número de nidadas, lo que se traduce a un incremento general de aproximadamente 8% por año (Figura 3). Si se consideran todos los sitios monitoreados en el estado, este incremento se traduce a más del 12% (Márquez *et al.*, 1999) (Figura 4). Actualmente, la tortuga lora se clasifica como "En peligro" por las leyes de México y EUA. La IUCN, la clasifica como "En Peligro Crítico" (Baillie y Groombridge, 1996). La especie se encuentra incluida en el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) y en los Apéndices I y II de la Convención sobre Conservación de Animales Migratorios.

Programas de Conservación

La playa de Rancho Nuevo empezó a ser conocida por la comunidad científica en 1963, a través de una cinta documental filmada en 1947 por el Ing. Herrera (Hildebrand, 1963). Basado en esa película, se estimó que alrededor de 40,000 hembras reproductoras estuvieron anidando en la playa en un día de mayo de 1947. En 1966, tres años después

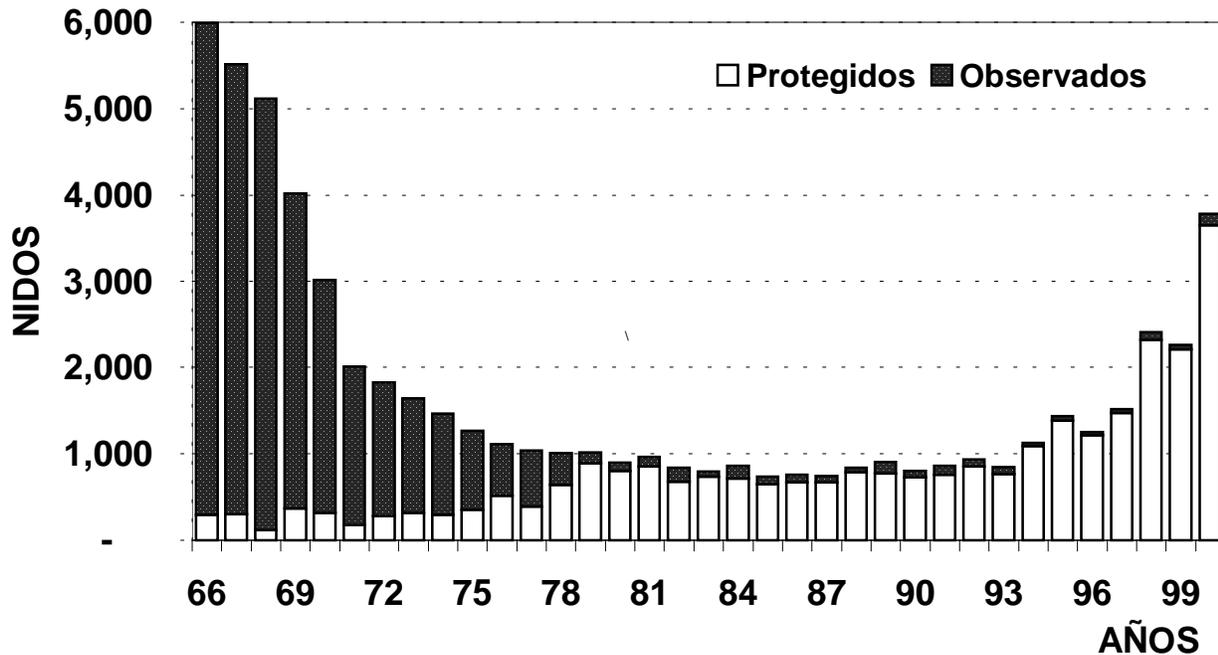


Figura 3. Evolución de las anidaciones de tortuga lora en la playa de Rancho Nuevo, Tamaulipas, México. (de Márquez *et al.*, en prensa)

que se dio a conocer la película, el gobierno de México estableció el primer campamento tortuguero en Rancho Nuevo. Como actividades básicas de ese campamento se realizó la investigación y el monitoreo a lo largo de 20 km de playa de anidación. Con el establecimiento del convenio bi-nacional (México-USA) el programa de actividades se extendió a 45 km de playa entre 1978-1988; entre 1989-1990, conforme se fueron incrementando las anidaciones fuera del área protegida, el tamaño de la zona patrullada se prolongó de nuevo al doble de su extensión. De 1991 a 1996, se incorporaron varios campamentos temporales en Tamaulipas, extendiéndose el área de monitoreo a más de 120 km de playa. Desde 1997 los esfuerzos gubernamentales se han expandido al estado de Veracruz y con ello, se ha incrementado a más de 200 km de sitios de anidación bajo protección.

Otras Medidas de Conservación

Rancho Nuevo fue declarado como “Reserva Natural” en 1977, asegurando con ello la continuidad de las actividades de investigación y conservación. En 1978, la tortuga lora fue incluida en el programa MEXUS-GULF, un programa de colaboración científica entre México y EUA, que contribuyó a un mejoramiento sustancial en la investigación,

conservación y las herramientas necesarias para llevarlas a cabo.

El programa conjunto también incluye actividades experimentales con crías de tortuga lora. En 1978, empezó un programa experimental de “impronta e impulso”. Para ello fue necesario el traslado de 2000 huevos, de Rancho Nuevo a Padre Island (Texas) para su incubación. Un reducido número de crías también fueron enviadas. Tanto las crías obtenidas en Padre Island como las eclosionadas de los huevos mantenidos en incubación en México, fueron enviados directamente a laboratorio del Servicio Nacional de Pesquerías (NMFS, por sus siglas en inglés) en Galveston, Texas. Las tasas de supervivencia obtenidas fueron elevadas y, las tortugas inmaduras fueron liberadas en el Golfo de México entre los 9 y 10 meses de edad. El último año del experimento (p. ej., el traslado de huevos a EUA) fue en 1992, cuando el programa fue evaluado y calificado como “muy caro y de dudosos resultados.” A pesar del lo anterior, se juzgó importante continuar el programa de colaboración, aunque la donación anual de crías nacidas en México a los EUA se redujo a 200.

Debido a las altas tasas de mortalidad resultante de las actividades de pesca de la flota camaronera en ambos países, a fines de los 1980’s fue

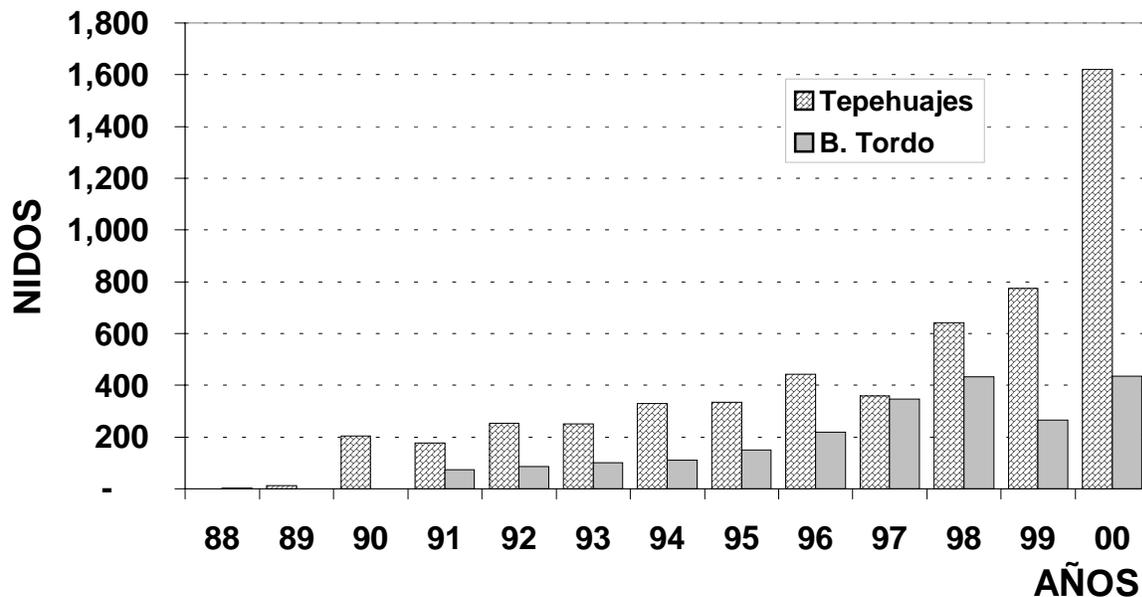


Figure 4. Los incrementos en las anidaciones de la tortuga lora en las playas de Tepehuajes y Barra del Tordo, Tamaulipas, México. (de Márquez *et al.*, en prensa)

recomendado el uso del Dispositivo Excluidor para Tortugas Marinas. El uso del dispositivo fue mandatorio en 1992 para la flota camaronera de los EUA y para la flota mexicana en abril de 1994. El uso de los DET's también empezó a ser mandatorios (bajo la legislación de los EUA) para todos los países con interés en exportar su captura de camarón a los EUA

Agradecimientos

Agradezco especialmente a mis colaboradores: Juan Díaz F., Miguel A. Carrasco, M. Carmen Jiménez, Rafael Bravo, Manuel Garduño D., Manuel Sánchez P. y Alma Leo P. del INP/CRIP-Manzanillo, al igual que a Patrick Burchfield y Jaime Peña del Zoológico Gladys Porter Zoo en Texas.

Desde 1966, muchos investigadores, estudiantes y voluntarios han contribuido con su invaluable apoyo a este programa singular. En México, el Instituto Nacional de Ecología, universidades, ONG's, oficinas de gobierno estatal, la Armada de México, la Oficina Federal de Protección al Ambiente, PEMEX, Federación de Cooperativas Pesqueras de Tamaulipas y Texas y otros que han contribuido a estas actividades de conservación. La comunidad de Rancho Nuevo fue crucial para el logro de esta empresa. También debe darse merecido

reconocimiento a varias instituciones de los EUA, entre las que se incluyen el Servicio Nacional de Pesca y Vida Silvestre, Servicio Nacional de Parques y el Zoológico Gladys Porter (Brownsville, Texas) por su apoyo continuo. Mención especial merecen nuestros colaboradores de campo. Finalmente agradezco al Comité Organizador de esta reunión por su apoyo, lo mismo que a WIDECAS, IUCN y al gobierno de la República Dominicana por su ayuda en la presentación de esta información actualizada.

Literatura Citada

- Baillie, J. y B. Groombridge. 1996. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland. 368 pp. + anexos.
- Byles, R. 1993. Head-Start experiment no longer rearing Kemp's ridleys. *Marine Turtle Newsletter* 63:1-3.
- Caillouet, C. W. y A. M. Landry (Editores). 1989. Proceedings of the First International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation and Management. TAMU-SG-89-105. Texas A&M University Sea Grant College Program, Galveston, Texas. 260 pp.
- Chávez, H., M. Contreras G. y T. P. E. Hernández D. 1990. Aspectos biológicos y protección de la Tortuga Lora, *Lepidochelys kempi* (Garman), en la costa de Tamaulipas, México. 1990. Inst. Nacional de la Pesca Serie: Documentos de Trabajo Año 11, No. 19. 40 pp.
- Eckert, S. A., D. Crouse, L. A. Crowder, M. Maceina y A. Shah. 1994. Review of the Kemp's Ridley Sea Turtle Headstart

- Program. NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-3. U.S. Dept. Commerce. 11 pp.
- Friend, T. 1999. Roundup helps sea turtles scramble to a comeback. USA Today, July 20, 1999. p:8
- Hildebrand, H. H. 1963. Hallazgo del área de anidación de la tortuga “lora” *Lepidochelys kempfi* (Garman), en la costa occidental del Golfo de México (Rept., Chel.). Ciencia, México 22(4):105-112.
- Johnson, S. A., A. L. Bass, B. Libert, M. Marshall y D. Fulk. 1999. Kemp’s Ridley (*Lepidochelys kempfi*) nesting in Florida. Florida Scientist 62(3-4):194-204.
- Márquez M., R. 1989. Status Report of the Kemp’s Ridley Turtle, *Lepidochelys kempfi*, p.159-168. In: L. Ogren (Editor-en-Jefe), Proceedings of the Second Western Atlantic Turtle Symposium. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-226. U.S. Dept. Commerce.
- Márquez M., R. 1990. FAO SPECIES CATALOGUE. Vol. 11. Sea Turtles of the World. An Annotated and Illustrated Catalogue of Sea Turtles Species Known to Date. FAO Fisheries Synopsis No. 125, Vol. 11: 81pp.
- Márquez M., R. 1994. Sinopsis de datos biológicos sobre la tortuga lora, *Lepidochelys kempfi* (Garman, 1880). Instituto Nacional de la Pesca. México FAO. SAST-Tortuga Lora. 5.31(07)016.02, INP/S152:141pp.
- Márquez M., R., J. Díaz, M. Sánchez, P. Burchfield, A. Leo, M. Carrasco, J. Peña, C. Jimenez y R. Bravo. 1999. Results of the Kemp’s ridley Nesting Beach Conservation Efforts in México. Marine Turtle Newsletter 85:2-4.
- René Márquez M., P. Burchfield, J. Díaz, M. Garduño, A. Leo, R. Bravo, E. González, J. Peña, M. A. Carrasco y C. Jiménez. En Prensa. Update of the Kemp’s Ridley Nesting Abundance in México. Marine Turtle Newsletter
- Pritchard, P. C. H. y J. A. Mortimer. 1999. Taxonomy, External Morphology, and Species Identification, p.21-38. In: Karen L. Eckert, Karen A. Bjorndal, F. Alberto Abreu-Grobois y Marydele Donnelly (eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publ. No. 4. Washington, D.C.
- Ross, J. P., S. Beavers, D. Mundell y M. Airth-Kindree. 1989. The Status of Kemp’s Ridley. Center for Marine Conservation, Washington. D.C. 51 pp.
- Shaver, D. J. y C. W. Caillouet. 1998. More Kemp’s ridley turtles return to south Texas to nest. Marine Turtle Newsletter 82:1-5.
- Wibbels, T. A. 1984. Orientation characteristics of immature Kemp’s ridley sea turtles, *Lepidochelys kempfi*. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-131. U.S. Dept. Commerce. 67 pp.

Estado de Conservación y Distribución de la Tortuga Golfina, *Lepidochelys olivacea*, en el Océano Atlántico Occidental

Maria Angela Marcovaldi
Fundación Pro-TAMAR
Brasil

Identificación y Descripción

El nombre genérico *Lepidochelys* fue introducido por Fitzinger (1843). El nombre específico *olivacea* fue usado por primera vez por Eschscholtz (1829), aunque asociado al género *Chelonia*. Poco después fue publicado el binomio *Caretta olivacea* (Rüppell 1835), y de manera subsecuente fueron adicionándose otras modificaciones (sintetizadas en Márquez, 1990). Actualmente se reconocen dos especies, *L. olivacea* y *L. kempii*. *L. olivacea* es poco común en el Atlántico occidental, sin embargo las poblaciones localizadas en el Indo-Pacífico son muy numerosas; razón por la que, en la literatura en inglés su nombre común es 'Pacific ridley' (ver Eckert, 1995). El nombre más utilizado en inglés es olive ridley. En español se le conoce como golfina; en francés, tortue olivâtre; en portugués, tartaruga oliva.

La tortuga golfina es de las más pequeñas tortugas marinas. Raramente excede de los 45 kg, con un peso promedio cercano a los 35 kg (Schulz, 1975). Las diferencias morfológicas básicas entre *L. olivacea* y *L. kempii*, incluyen una cabeza más pequeña en la tortuga golfina y diferencias en la estructura de las mandíbulas. El carapacho de la golfina se caracteriza por poseer entre 6 y 10 pares de escudos laterales, una variabilidad que con frecuencia es dispareja entre los costados. También este género, de manera exclusiva, posee cuatro pares de poros en los escudos inframarginales del plastrón (Pritchard and Mortimer, 1999), aunque la función de los mismos aún es desconocida.

Los adultos generalmente son de un color oliváceo oscuro, las crías tienden a mostrar de manera predominante una coloración café oscura con tendencia al negro. La longitud del carapacho cuando crías alcanza un promedio de 42 mm y su peso oscila por lo general entre los 16-19 g. Los escudos

vertebrales y costales se asemejan a crestas en las crías. En la fase de cría y juvenil los escudos del carapacho muestran una ligera imbricación (o traslape), característica que desaparece cuando adultos. Para una revisión mas completa sobre la descripción y/o ecología de la especie, puede consultarse a Pritchard (1969), Schulz (1975), Reichart (1989, 1993), Eckert (1995), Pritchard y Plotkin (1995), y Pritchard y Mortimer (1999).

Ecología y Reproducción

Las tortugas golfinas se distribuyen en todos los mares tropicales y subtropicales del mundo. En una escala global, es probablemente la más abundante de todas las especies de tortugas marinas. En algunas áreas de anidación pueden arribar más de medio millón de hembras durante una temporada (más de 800,000 en las playas de Gahirmatha, en Orissa, India - Anónimo, 1994; más de 700,000 en Playa Escobilla en la costa del Pacífico mexicano - Márquez *et al.*, 1996). Aunque irónicamente, también es la menos abundante de las tortugas marinas en la región del Atlántico occidental.

Las golfinas existen como poblaciones discretas en hábitats primordialmente costeros, sin embargo, las capturas en mar abierto son un indicio de que por lo menos una porción de los individuos pueden ser pelágicos. Los hábitos alimenticios de la especie son básicamente carnívoros, predominantemente se alimentan de crustáceos e invertebrados. Sus áreas de alimentación preferidas se localizan cerca de estuarios y bahías de gran productividad biológica (Reichart, 1993). Se sabe que realizan movimientos migratorios (en base a la recuperación de marcas) a lo largo de las costas de Venezuela, las Guyanas y Brasil. Sin embargo, es muy escaso el conocimiento acerca del comportamiento de esta especie en el mar,

incluyendo sus rutas migratorias. No existen datos precisos acerca de la edad de primera reproducción ni de su máxima longevidad (Reichart, 1993).

Las golfinas anidan 2-3 veces por año y con mucha frecuencia en años consecutivos. En Surinam, el tamaño de una nidada varía de 30-168 huevos (promedio: 116) (Schulz, 1975). Algunas poblaciones del Indo-Pacífico anidan *en masse*. La ocurrencia de este fenómeno fue documentado para Surinam, pero no ha sido observado en los últimos 20 años en todo el Atlántico occidental. Durante estos eventos, conocidos como “arribadas”, decenas a cientos de miles de tortugas emergen sincrónicamente para anidar en una misma playa durante un período de unos cuantos días. El estímulo que dispara el inicio de una arribada puede incluir factores ambientales, como la velocidad y dirección del viento y el efecto de mareas asociado a las fases lunares. Las hembras reproductoras aparentemente pueden retrasar la anidación por varias semanas, a pesar de que el proceso de formación de la cáscara del huevo haya concluido. Las arribadas pueden sostenerse durante las horas de luz, en contraste con otras tortugas marinas que prefieren depositar sus huevos solamente bajo la protección de la oscuridad.

El comportamiento de la arribada no se ha clarificado totalmente. Algunas hipótesis proponen que ésta es una forma de saturar a los predadores y con ello incrementar la probabilidad de sobrevivencia de las crías (Pritchard, 1969). Evidencias de las poblaciones de arribada en las costas del Pacífico en Costa Rica sugieren que, en promedio, una nidada depositada durante una arribada tiene una menor probabilidad de ser predada que aquella depositada por una hembra de manera solitaria (Eckrich and Owens, 1995). No obstante, las ganancias en términos de tasas de predación, pueden ser disminuidas por la disminución en las tasas de eclosión: normalmente el éxito de eclosión de nidadas depositadas durante una arribada es exageradamente reducido; p. ej., se ha estimado que sólo el 5% de los huevos puestos en playa Nancite, Costa Rica son viables para la producción de crías (Cornelius, 1986). La causa, según se cree, es debido principalmente a la destrucción de nidos por las mismas tortugas, a los altos niveles de concentración bacteriana y a la presencia de otros microorganismos presentes en la arena.

Después de la arribada, las tortugas migran a otras áreas de manera individual mas que hacerlo grupalmente o en flotillas. Este hecho se fundamenta en datos colectados mediante transmisores satelitales colocados a hembras reproductoras a las que se les dio seguimiento en Costa Rica (Plotkin *et al.*, 1995).

Distribución y Tendencias

En el Atlántico occidental, sólo hay tres países donde el número de anidaciones de golfinas (con un total global de unos 1,400-1,600 nidos) es significativo:

- Surinam: Principalmente en playa Eilanti y en segundo lugar en la playa Matapica
- Guyana Francesa: playa Ya:lima:po y otras, distribuidas al oriente y occidente de Cayenne
- Brasil: las playas de Pirambu, Abaís, y Ponta dos Mangues en el estado de Sergipe (al norte de Brazil)

Existen pocos registros de anidaciones de golfinas fuera de estas áreas dentro de la región del Atlántico occidental. La captura incidental de golfinas se ha documentado principalmente en la cercanía de las Guayanas y en el norte de Brasil, aunque también hay registros de animales capturados frente a las costas de Venezuela, Trinidad y Tobago y en Brasil (Schulz, 1975; Marcovaldi *et al.*, en prensa).

Surinam: En Surinam, el nombre común local para esta especie es *warana*. El número total de nidadas depositadas por las *warana* se ha visto disminuido (ver “Amenazas”) durante los últimos 30 años de un máximo de 3,300 en 1968 a menos de 200 in 1999 (Figure 1). La playa principal de anidación para las golfinas es Eilanti, cercana a la frontera con la Guyana Francesa. A finales de los 1960’s y los 1970’s se observaron pequeñas arribadas en esta playa. Desde entonces, no se han presentado.

Guyana Francesa: El nombre local es *tortue olivâtre*. Hasta hace poco tiempo, el punto central de seguimiento a estas especie en la Guyana Francesa fue la playa de Ya:lima:po. Esta es frecuentada cada año por una gran cantidad de tortugas (Girondot y Fretey, 1996). Existen numerosas playas en la porción media occidental del país. De la frontera con

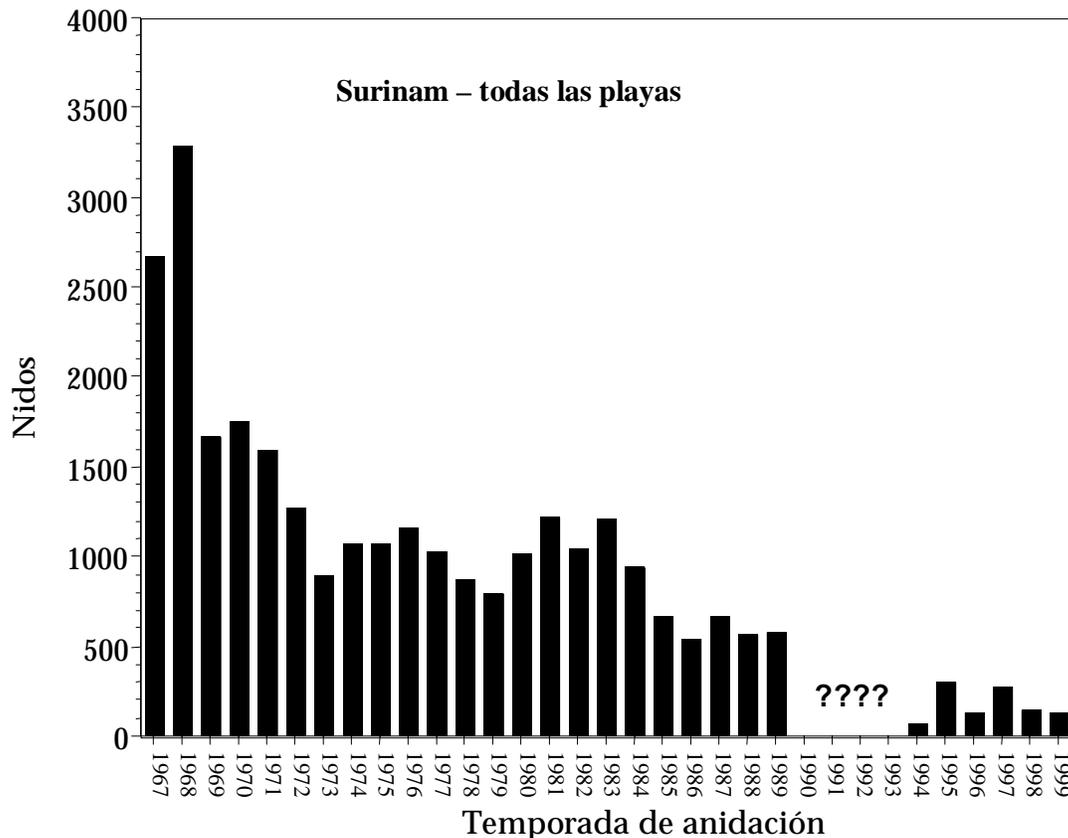


Figura 1. Número anual de nidadas por temporada de anidación de tortugas golfinas en todas las playas Surinam. Los datos para el periodo 1990-1993 no se encontraron disponibles. Fuente: Reichart (1993) y Kris Mohadin, STINASU/ LBB, Surinam (com. pers.).

Surinam a Cayenne, anidan alrededor de 25 golfinas por noche. En 1999 se estimaron alrededor de 500 nidadas (Johan Chevalier, com. pers.). Del este de Cayenne a la frontera con Brasil, las playas fueron regularmente monitoreadas por primera vez en 1999. Se estimaron alrededor de 500 nidadas en la región (Jean-Christophe Vié, com. pers.).

Por razón de la poca consistencia en los datos, no se sabe si estos números relativamente altos son resultado de (i) un verdadero incremento en la población, (ii) el desplazamiento de hembras desde Surinam, o (iii) el incremento en el esfuerzo y la continuidad en el seguimiento. En consecuencia, todos los factores mencionados puede tener influencia en esta evaluación. Ciertamente, es necesario realizar un seguimiento regular en la Guyana Francesa, para que sea factible una mejor evaluación del estado de esta población.

Brasil: En Sergipe, sobre la costa norteña de Brasil, el seguimiento sistemático empezó en 1982 en la playa Pirambu, área principal de anidación de

golfinas en Brasil. A partir de 1989 se han protegido las anidaciones en tres áreas de Sergipe: Abaís, Pirambu y Ponta dos Mangues. Independientemente de las fluctuaciones anuales en el número de nidos, aparece un patrón general de estabilidad, con una fluctuación promedio de 200-400 nidos por año (Figura 2). No se conocen antecedentes de arribadas en Sergipe. La carencia de un nombre común para esta especie en Brasil puede ser tomada como evidencia de que la relativa escasez de golfinas sea un hecho que ha perdurado por un largo período de tiempo.

Amenazas

La amenaza principal de las golfinas es la captura incidental tanto de la pesca artesanal como la industrial. La mayor parte de esta captura ocurre frente a las costas de las Guyanas. Incluso, Reichart y Fretey (1993) han manifestado que en estos países, la captura incidental es el “el problema más grande aún no abordado en la conservación de tortugas mari-

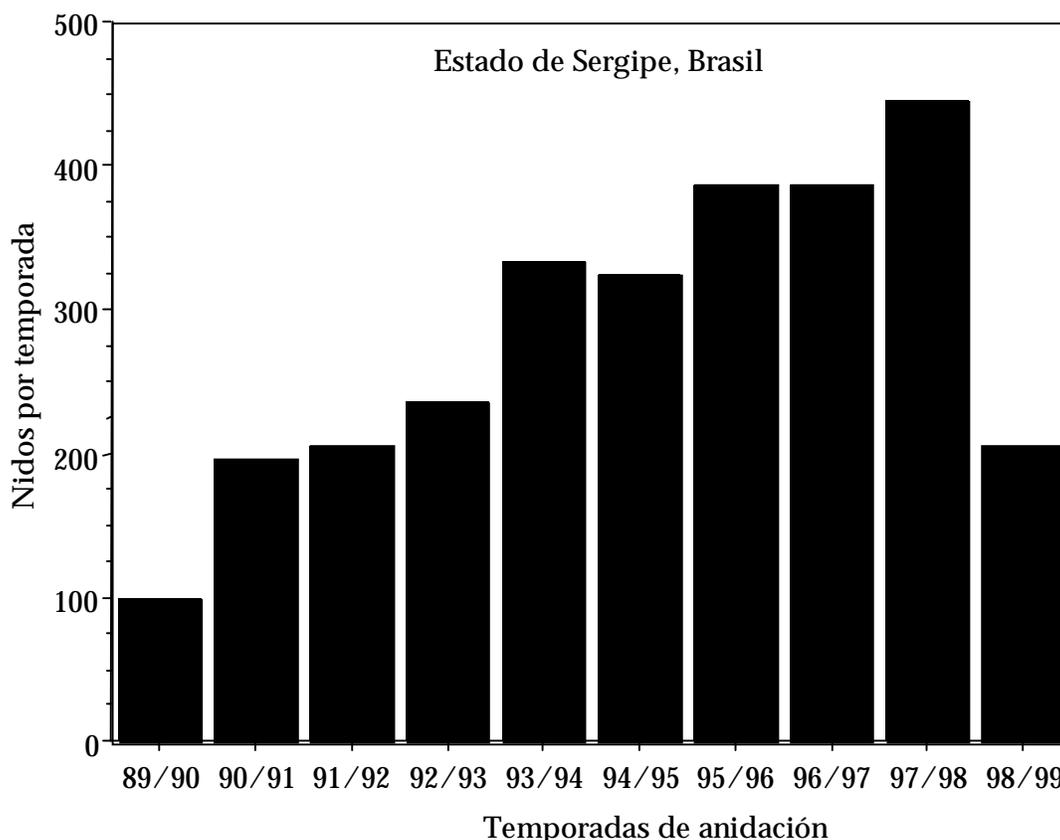


Figura 2. Número de anidaciones anuales de tortugas golfinas depositadas en el estado de Sergipe en Brasil. El esfuerzo del seguimiento se redujo en la temporada 1998/99. Anidaciones de esta especie también ocurren en los estados de Bahía y Espírito Santo, aunque en números reducidos (<50 por año). Fuente: Proyecto TAMAR-IBAMA.

nas”. Otras amenazas documentadas incluyen los ciclos de erosión natural, la destrucción del hábitat, predación por jaguares y el saqueo.

Estado de Conservación

Las golfinas se encuentran clasificadas como especies *En peligro*, por la Unión Mundial de la Conservación (IUCN) (Baillie y Groombridge, 1996). Están incluidas en el Anexo II del Protocolo SPAW [Protocolo relacionado con las Áreas y Vida Silvestre bajo Protección Especial] de la Convención de Cartagena, en el Apéndice I de la Convención sobre el Tráfico de Especies de Flora y Fauna Silvestres (CITES) y Apéndices I y II de la Convención para la Conservación de Especies Migratorias (Convención de Bonn). Dado que Japón ratificó CITES con reservas de *Lepidochelys olivacea*, la importación de productos de golfinas (principalmente pieles, provenientes en su mayoría de las poblaciones del Pacífico) a ese país continuó

hasta 1992 cuando las existencias fueron agotadas. Actualmente, ninguna nación se encuentra bajo un régimen de excepción CITES para esta especie (Eckert, 1995).

Conclusiones

La situación general de las golfinas en la región del Atlántico occidental es ambigua. En Surinam, históricamente el área de anidación de mayor importancia para la población del Atlántico occidental, el número de nidadas por año ha disminuido por arriba del 90% en las últimas tres décadas. Por otro lado, la buena noticia es que el incremento en el esfuerzo del muestreo en la Guyana Francesa y en Brasil ha arrojado un número sorprendente de nidos; quizás 1,000 o más solamente en la Guyana Francesa. Es difícil de precisar si estas reproductoras representan a algunos miembros que se han desplazado de la población de Surinam o que se trate de una población local previamente

desconocida en la Guyana Francesa. En Brasil, la población es pequeña pero aparentemente estable.

No se conoce con certeza una explicación de la dramática declinación de las poblaciones de Surinam. Todas las nidadas de golfinas se encuentran excluidas del programa de la cosecha legal de huevos en Surinam (Reichart, 1993). El ciclo de erosión natural en la playa es una causa probable de la disminución de esta especie en la región. Más recientemente, se ha manifestado como altamente probable que las causas de la mortalidad son ocasionadas por la captura incidental. Esta actividad ha menoscabado todos los esfuerzos e iniciativa de conservación dirigidos a mitigar a esta población en disminución. La captura incidental y las tasas de mortalidad asociada son un serio problema que debe ser abordado, si es que esperamos estabilizar las poblaciones de *L. olivacea* en la Región del Atlántico Occidental.

Agradecimientos

Expreso mi sincero agradecimiento a las personas que proporcionaron valiosa información inédita y oportuna, especialmente a Kris Mohadin de STINASU en Surinam, Jeroen Swinkels de BIOTOPIC, Johan Chevalier de ONC, Laurent Kelle de WWF-Francia y Jean-Christophe Vie del Proyecto Kwata en la Guyana Francesa. Gracias a Jaqueline C. de Castilho y Augusto César C. Dias da Silva del Proyecto TAMAR-IBAMA con base en Sergipe por su dedicación a través de todo el tiempo en que han estado conservando a las tortugas golfinas en Brasil y mi gratitud a Matthew Godfrey por su ayuda en la organización de los datos.

Literatura Citada

Anonymous. 1994. Concern rises over threat to Indian turtles. *Marine Turtle Newsletter* 64: 1-3.

Baillie, J. y B. Groombridge. 1996. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland. 368 pp. + annexes.

Cornelius, S. 1986. The Sea Turtles of Santa Rosa National Park. Fundación de Parques Nacionales, Costa Rica. 64 pp.

Eckert, K. L. 1995. Draft General Guidelines and Criteria for Management of Threatened and Endangered Marine Turtles in the Wider Caribbean Region. UNEP(OCA)/CAR WG.19/INF.7. Prepared by WIDECAS for the 3rd Meeting of the

Interim Scientific and Technical Advisory Committee to the SPAW Protocol. Kingston, 11-13 October 1995. United Nations Environment Programme, Kingston. 95 pp.

Eckrich, C. E. y D. Wm. Owens. 1995. Solitary versus arribada nesting in the olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*): a test of the predator-satiation hypothesis. *Herpetologica* 51: 349-354.

Girondot, M. y Fretey, J. 1996. Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana, 1978-1995. *Chelonian Conservation and Biology* 2(2): 204-208.

Marcovaldi, M. Â., B. G. Gallo, E. H. S. M. Lima y M. H. Godfrey. En prensa. *Nem tudo que cai na rede é peixe*: an environmental education initiative to reduce mortality of marine turtles caught in artisanal fishing nets in Brazil. *Ocean Yearbook*.

Márquez M., R. 1990. Sea Turtles of the World. FAO Species Catalogue Vol. 11. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome. 81 pp.

Márquez M., R., Peñaflores, C., y Vasconcelos, J. 1996. Olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) show signs of recovery at Escobilla, Oaxaca. *Marine Turtle Newsletter* 73: 5-7.

Plotkin, P. T., R. A. Byles, D. C. Rostal y D. Wm. Owens. 1995. Independent versus socially facilitated oceanic migrations of the olive ridley, *Lepidochelys olivacea*. *Marine Biology* 122: 137-143.

Pritchard, P. C. H. 1969. Sea Turtles of the Guianas. Bulletin of the Florida State Museum, Biological Series 13: 85-140.

Pritchard, P. C. H. y J. A. Mortimer. 1999. Taxonomy, External Morphology, and Species Identification, p.21-38. In: Karen L. Eckert, Karen A. Bjorndal, F. Alberto Abreu G. y Marydele A. Donnelly (eds.), *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publ. No. 4. Washington, D.C.

Pritchard, P. C. H. y P. T. Plotkin. 1995. Olive ridley sea turtle, *Lepidochelys olivacea*, p.123-139. In: P. T. Plotkin (ed.), *National Marine Fisheries Service and U. S. Fish and Wildlife Service Status Reviews for Sea Turtles Listed under the Endangered Species Act of 1973*. National Marine Fisheries Service, Silver Spring, Maryland.

Reichart, H. A. 1989. Status report on the olive ridley sea turtle, p.175-188. In: L. Ogren (Editor-en-Jefe), *Proceedings of the Second Western Atlantic Turtle Symposium*. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-226. U. S. Department of Commerce. 401 pp.

Reichart, H. A. 1993. Synopsis of Biological Data on the Olive Ridley Sea Turtle *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz 1829) in the western Atlantic. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-336. U. S. Department of Commerce. 78 pp.

Reichart, H. A. y J. Fretey. 1993. WIDECAS Sea Turtle Recovery Action Plan for Suriname (K. L. Eckert, ed.). CEP Technical Report No. 24. UNEP Caribbean Environment Programme, Kingston, Jamaica. 65 pp.

Schulz, J. P. 1975. Sea turtles nesting in Surinam. *Zoologische Verhandlungen* 143:1-143.