



Tortugas Marinas

Programa para América Latina y el Caribe

La Tortuga Carey del Caribe

Introducción a su biología y estado de conservación



Didiher Chacón-Chaverri



Didiher Chacón-Chaverri es coordinador del programa de conservación de tortugas marinas de la Asociación ANAI en Costa Rica, coordinador de la Red para la Conservación de las Tortugas Marinas en el Gran Caribe (WIDECAST) en Centroamérica y miembro del Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). Representa a Costa Rica como autoridad científica en la Convención

Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas y ha asesorado a la delegación costarricense en las reuniones del diálogo sobre la tortuga carey del Caribe. Es un líder de conservación bajo el programa de becas del programa Russel-Train del WWF.

Edición: Carlos Drews – WWF

Diseño: Adriana Montanaro Mena

Fotografía de la portada: WWF Canon / Cat Holloway

© 2005 WWF

Citar este documento así:

Chacón, D. 2004. *La tortuga carey del Caribe – Introducción a su biología y estado de conservación*. WWF -Programa Regional para América Latina y el Caribe, San José, Costa Rica.

ISBN 9968-825-24-7

Publicación digital disponible en www.hawksbillwwf.org



Tortugas Marinas
Programa para América Latina y el Caribe

La Tortuga Carey del Caribe

Introducción a su biología y estado de conservación

Didiher Chacón-Chaverri



CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	III
PREFACIO	IV
RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	4
HISTORIA NATURAL	6
GENERALIDADES DE LA HISTORIA DE VIDA	
DE LAS TORTUGAS CAREY	7
ANIDACION	8
DESARROLLO TEMPRANO	8
FASE BENTONICA DE CRECIMIENTO	11
EDAD DE MADUREZ	11
FECUNDIDAD	13
Tamaño de la nidada	13
Nidadas por temporada	14
Intervalo de remigración	15
Duración de la vida reproductiva	15
SUPERVIVENCIA Y MORTALIDAD	16
Depredación	17
REPOBLACIÓN	18
ESTRUCTURA POR EDAD	18
COMPOSICIÓN POR SEXOS	19
ÁREA DE RESIDENCIA Y TERRITORIALIDAD	20
MIGRACIONES	21
ESTUDIOS GENÉTICOS	24
Hibridación	26



AMENAZAS A LAS TORTUGAS CAREY	27
<hr/>	
El comercio de conchas de carey: una amenaza particular	31
TAMAÑO Y TENDENCIA DE LA POBLACIÓN	33
<hr/>	
Estimación del estado de la población	34
WWF y el uso sostenible de las tortugas marinas	37
ESTADO DE LA TORTUGA CAREY EN EL CARIBE	38
<hr/>	
Sitios de importancia para la carey en el Caribe	42
REFERENCIAS	51
<hr/>	



AGRADECIMIENTOS

El autor desea reconocer y dejar constancia de su gratitud a un gran número de personas y organizaciones que apoyaron y facilitaron la concreción de este esfuerzo.

A Jack Frazier, Anne Meylan y todos los miembros del Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas de la UICN, quienes contribuyeron en la construcción de los documentos usados durante los diálogos regionales sobre la tortuga Carey establecidos por CITES y que fueron la base de este trabajo.

A todos los socios de WIDECAST, la Red Regional para la Conservación de las Tortugas Marinas en Centroamérica, la Corporación Caribeña de Conservación y otras organizaciones que cooperaron con información y contactos.

Un agradecimiento especial para Karen Eckert, Carlos Drews, Sebastián Troëng, Alberto Abreu y otros revisores anónimos por sus aportes y el tiempo dedicado a esta iniciativa.

A los investigadores e investigadoras que cooperaron con información aún cuando ésta no se encontraba publicada, mi aprecio por su confianza y por la clara muestra de que su objetivo es cooperar con el conocimiento y su divulgación.

A todas aquellas personas de ANAI y compañeros de trabajo que aportaron tiempo, ideas y recomendaciones.

Finalmente, gracias al WWF por depositar su confianza en nuestra capacidad.



PREFACIO

Este documento presenta aspectos de la biología de la tortuga carey que son pertinentes para su conservación y compila la información actual sobre su anidación y estado poblacional en el Caribe. Se basa principalmente en los documentos generados entre el 2001 y el 2002 por el Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas de la Unión Mundial para la Naturaleza (IUCN) durante el proceso de diálogo sobre la tortuga carey del Caribe gestado por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES), específicamente los trabajos de J. Frazier y A. Meylan. Además, se apoya en varios documentos que anteriormente analizaron temáticas asociadas a esta especie, tales como el de Groombridge y Luxmoore (1989) para la Secretaría de la CITES, y el volumen especial de la revista *Chelonian Conservation and Biology* que en 1999 fue dedicado al examen de esta especie. De dicho volumen, este texto se nutrió particularmente de los artículos “Justificación del estado de enlistado como especie críticamente en peligro de la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) en 1996 según la lista roja de la UICN para animales amenazados”, de A. Meylan y M. Donnelly, y “El estado de la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) en la región del Caribe”, de A. Meylan, entre otros. Este trabajo está dirigido a lectores con un interés técnico en aspectos poblacionales y de conservación de esta especie, y en las tortugas marinas en general.



Foto: WWF Canon / C. Holloway

Didiher Chacón



RESUMEN

Las tortugas carey (*Eretmochelys imbricata*) son reptiles marinos muy complejos y especializados. Para madurar, llegar a la edad adulta, reproducirse y completar el ciclo vital, necesitan una diversidad de medios, en particular playas terrestres, el mar abierto y aguas costeras y estuarinas. Durante un ciclo vital normal, las tortugas se dispersan y emigran; recorren largas distancias, a menudo miles de kilómetros, desplazándose habitualmente hacia alta mar, así como hacia las aguas territoriales de diferentes países.

El ritmo de crecimiento varía según las clases de talla y los lugares, pero es lo bastante lento como para causar que las tortugas carey tarden decenios en madurar: el tiempo que media entre la eclosión del huevo y el regreso a la misma playa para reproducirse por primera vez puede llegar a ser de veinte a cuarenta años. En condiciones normales, la tortuga carey promedio es capaz de vivir y reproducirse por lo menos durante diez años más después de alcanzar la madurez. Comúnmente, su fecundidad, o rendimiento reproductivo, es muy alta: pone un promedio de 140 huevos en un solo nido, realiza varias nidadas por temporada y la anidación tiene lugar durante muchas temporadas, aunque rara vez anualmente.

La alta fecundidad es compensada por una mortalidad elevada durante las primeras fases del ciclo vital. Muchos huevos no sobreviven el período de incubación, muchas crías no llegan al mar, y muchas de las que lo consiguen no sobreviven más de un día. En muchos sentidos, la supervivencia depende de las reacciones correctas en el momento oportuno, y de que la tortuga encuentre condiciones adecuadas en ciertos medios. Esto implica reaccionar correctamente a la luz en el ho-

rizonte al nacer, recorrer con éxito el camino de la playa al mar, evitar ciertos cuerpos de agua en alta mar, y seleccionar un medio específico para alimentarse y refugiarse. Tras varios años de vida pelágica, las tortugas inmaduras pasan a residir en aguas bentónicas, donde permanecen en un área de residencia limitada y, tal vez, manteniendo un territorio libre de la presencia de otras careyes. Al alcanzar la madurez se orientan y nadan hacia una playa de anidación determinada. Una gran variedad de depredadores puede hacer presa de las tortugas carey en todas las etapas de su vida, pero la depredación más intensa la sufren los huevos, las crías y los especímenes inmaduros pequeños. De un estadio de desarrollo a otro, el número de tortugas que quedan en la población es cada vez menor y, al final, probablemente menos de un huevo de cada mil sobrevive para producir una tortuga adulta.

No se conoce suficientemente la proporción entre sexos, pero al menos en las poblaciones inmaduras puede haber una tendencia al predominio de las hembras. Hay pocos estudios sobre la estructura por edades, la repoblación o la supervivencia en las diferentes fases de la vida, pero cuando



una tortuga alcanza un gran tamaño y llega a la madurez, la tasa de supervivencia es potencialmente alta, alrededor del 95% anual, para algunas hembras anidadoras.

Los datos científicos disponibles sobre migraciones y marcadores genéticos demuestran que las tortugas carey son recursos internacionales compartidos. Los estudios genéticos revelan además que cada población anidadora debería tratarse como una unidad de gestión distinta. Esos estudios, especialmente cuando van acompañados de datos sobre las recuperaciones de ejemplares marcados, indican que cada población anidadora forma una entidad demográfica independiente, genéticamente aislada de otras poblaciones. En cambio, los agrupamientos en las zonas de alimentación son de estirpes mezcladas, y aunque los individuos pueden encontrarse juntos en los

mismos arrecifes, habitualmente representan unidades de gestión distintas, unidas temporalmente por una actividad biológica común. Por ende la gestión, tanto de las poblaciones anidadoras como de los agrupamientos no reproductivos, depende de la cooperación internacional.

Sorprendentemente, muchos casos conocidos de hibridación de tortugas marinas tienen que ver con las carey. No se conoce la importancia de este hecho con respecto a la evolución de las tortugas marinas o al concepto de “especies biológicas”.

Muchas de las características demográficas de las tortugas carey se pueden integrar en el concepto de “maduración tardía y longevidad”. Entre esas características figuran atributos como la presencia de numerosas clases de edad, o generaciones



Foto: WWF Canon / C. Holloway



superpuestas, en una misma población, así como el número relativamente grande de ejemplares inmaduros, necesarios para mantener una población estable con un número relativamente pequeño de adultos. Este tipo de estructura poblacional es particularmente vulnerable a ciertas perturbaciones, en particular al impacto de algunas acciones humanas que comprometen la vitalidad del segmento poblacional adulto, como es el caso de la cacería dirigida.

Es imposible calcular a ciencia cierta el tamaño absoluto de las poblaciones, pero en todo el mundo las poblaciones de tortugas carey en su mayoría están debilitadas y van disminuyendo, a menudo vertiginosamente. Además de la sobreexplotación de sus huevos y carne, su descenso en gran medida ha sido causado por la continua demanda de los escudos del caparazón, que se utilizan en la elaboración de artesanías. Actualmente, la especie es considerada en peligro crítico de extinción, según la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). En el Caribe, con pocas excepciones, la mayoría de las unidades del mosaico genético se encuentra en declive. Como sucede con otros recursos marinos vivos, las poblaciones diezmadas de las careyes son objeto del "síndrome de modificación de parámetros", en virtud del cual las personas las perciben como normales, a falta de una memoria colectiva sobre los niveles poblacionales del pasado. Se piensa que tal disminución de la abundancia de tortugas carey habría provocado cambios en la estructura y la función de los arrecifes de coral.

La conservación de las tortugas carey plantea grandes desafíos a las sociedades modernas. Si

bien es mucho lo que se ha aprendido acerca de la biología de estos animales en los últimos cincuenta años, aún prevalecen importantes lagunas de conocimiento. Las decisiones sobre ordenamiento y conservación de los recursos se toman, inevitablemente, con información insuficiente y fragmentada. No obstante, hoy se sabe que en sus migraciones la tortuga carey recorre aguas jurisdiccionales de varias naciones y que en zonas de alimentación convergen animales de diversas procedencias y unidades genéticas. Así, la conservación de la carey en el Caribe es un desafío regional, que implica concertación multinacional y el compromiso de diversos actores de los sectores público y privado.



INTRODUCCIÓN

A diferencia de los medios terrestres, los medios marinos y los organismos que viven en ellos, no son fáciles de observar y estudiar. Muchos animales oceánicos y costeros, incluyendo las tortugas marinas, se dispersan y migran a través de diversos entornos y a lo largo de grandes distancias que cubren múltiples jurisdicciones. Esto plantea desafíos complejos de índole logística y de concertación política para lograr su conocimiento biológico. En las sociedades modernas hasta hace poco imperaba la percepción de que los mares, y todo lo que en ellos vive, son inagotables y capaces de soportar indefinidamente una explotación humana sin límites. Hoy sabemos que la sobreexplotación de una especie puede llevarla a una condición irreversible y afectar a otras especies en el ecosistema. En el caso de especies marinas amenazadas de extinción que constituyen recursos compartidos, a la complejidad de su gestión se añade la necesidad de elaborar e implementar planes de conservación regionalmente aceptables. Así, las características biológicas de cada especie determinan las opciones para su aprovechamiento y, dado el caso, dan el marco para encauzar su recuperación y conservación.

La tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) habita en los ambientes tropicales del mundo. Es un caso único entre las tortugas marinas actuales por el hecho de tener escamas superpuestas en el caparazón. Como ocurre con otras especies de tortugas marinas, los huevos, la carne y el aceite de la tortuga carey son productos buscados desde hace miles de años, pero son la coloración y las propiedades de la queratina que constituye las escamas del caparazón lo que hace que este animal sea tan codiciado comercialmente para la elaboración de artesanías. La gran demanda por su concha ha contribuido, entre otros factores, a que hoy la especie se encuentre en peligro crítico de extinción.

Foto: G. Pedersen



Figura 1: Patrón de coloración en las escamas traslapadas de la tortuga carey.



Hace ya muchos años se determinó que la tortuga Carey requiere medidas especiales de conservación. Con estos antecedentes, las distintas sociedades, culturas y gobiernos del mundo han escogido diversos medios para resolver los problemas que plantean la tortuga Carey y su conservación. Cuando esas soluciones son discordantes, se obstaculiza el progreso hacia la recuperación de la especie. A veces se dan malentendidos, debido a que la información biológica pertinente se encuentra fragmentada o simplemente es parcial. La finalidad de este documento es compilar de manera resumida la información biológica básica sobre las tortugas Carey, con miras a facilitar una base común de conocimientos. No pretende abarcar todos los aspectos de la biología de la especie, sino que se concentra en aquellos cuya comprensión es indispensable para la toma de decisiones que afectan sus perspectivas de conservación. Para entender a fondo cómo interactúan los seres

humanos y las tortugas Carey hace falta mucho más que datos biológicos, y se requiere, entre otras cosas, información y conocimientos de orden antropológico, cultural, económico, histórico y social. Ahora bien, ciertos aspectos biológicos se deben considerar no negociables en la gestión del manejo y conservación de la Carey, a pesar de los intereses humanos en juego. Este trabajo tiene por objeto promover una base para el diálogo, el entendimiento, la valoración y, en última instancia, el mejoramiento de la coincidencia de objetivos y valores comunes en torno a las tortugas Carey.



Foto: WWF - S. Troëng



HISTORIA NATURAL

En el mundo, las tortugas carey están circuntropicalmente distribuidas en aguas costeras; se encuentran en las aguas y en las playas de 82 unidades geopolíticas, y pueden darse en otras 26 (Baillie y Groombridge, 1996). La anidación tiene lugar en playas de por lo menos 60 países, si bien gran parte de ella es de baja densidad (número de nidos/kilómetro; Groombridge y Luxmoore, 1989). Se reconocen como importantes sitios de anidación lugares como las islas Seychelles, la península de Yucatán, las islas Mona y Monito en Puerto Rico y algunas playas asociadas a la Gran Barrera de Arrecife en Australia, entre otros. No se han documentado zonas de anidamiento numéricamente importantes al este del océano Atlántico, a lo largo de la costa del Pacífico del continente americano, ni en el Pacífico Central (Groombridge y Luxmoore, 1989; Eckert, 1993; Limpus, 1995a). Las carey, al igual que otras tortugas marinas, tienen un ciclo vital complejo. Aunque la siguiente descripción da un marco de referencia general, conviene tener presente que los detalles de cada zona, temporada e individuo pueden variar significativamente.

Como la mayoría de las demás especies de tortugas marinas, la carey depende de diversos entornos de cría y desarrollo, desde las playas altas terrestres hasta los arrecifes bentónicos, pasando por las aguas oceánicas pelágicas. Tras alcanzar la edad reproductiva, entre los veinte y los cuarenta años, las tortugas emigran de las zonas de alimentación a las de anidación. A veces, esto supone desplazamientos de miles de kilómetros en una dirección determinada, que acaban con el retorno de las hembras a las mismas playas o la misma zona donde nacieron, con la intención de anidar en ellas. En potencia, son aptas para vivir y reproducirse durante decenios.

Aparte del interés legítimo por conocer y apreciar la biología de estos animales, ciertos aspectos de la biología de la tortuga carey tienen crucial impor-

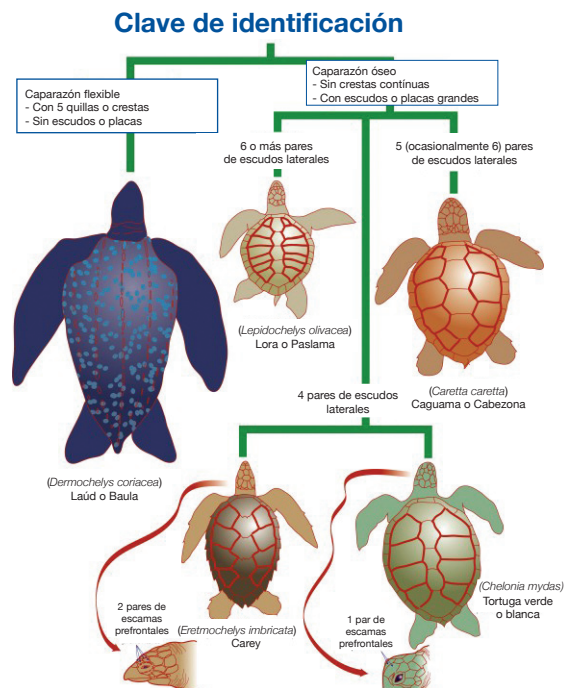


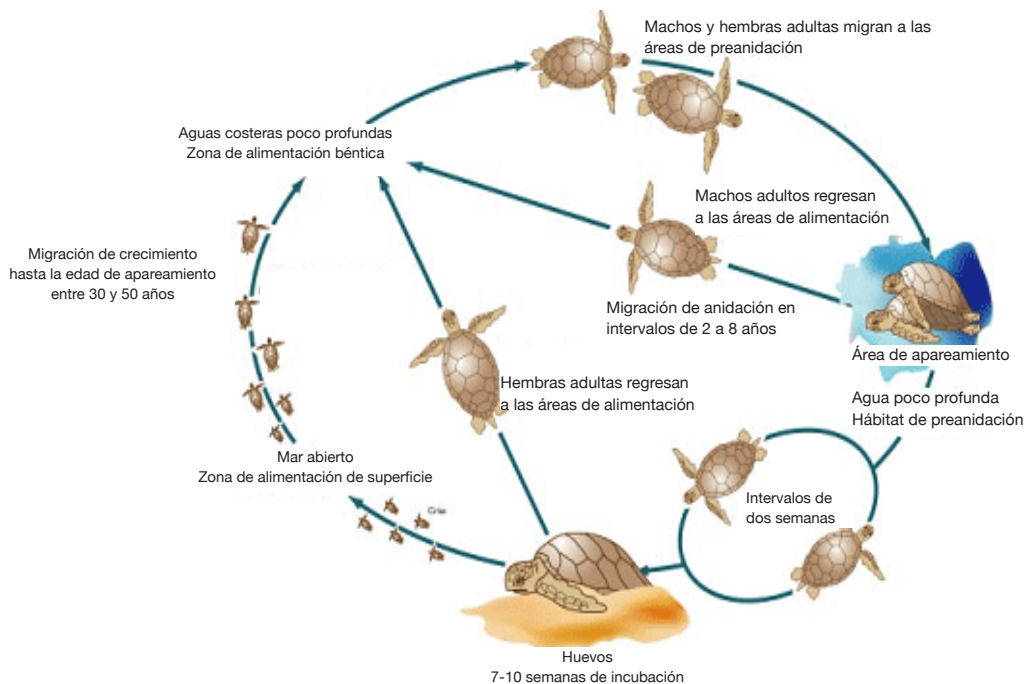
Figura 2: Clave para la identificación de la tortuga carey en Centroamérica.



tancia en lo que atañe a las necesidades de supervivencia de la especie. Cada uno de los rasgos biológicos concretos resumidos más abajo tiene consecuencias en la ecología y las características demográficas de la tortuga carey, y éstas, a su vez, tienen profundas repercusiones en la determinación de las medidas de conservación más

apropiadas. Esas características existen y persisten independientemente de la motivación o la acción humanas; en otras palabras, para que la interacción entre los seres humanos y las tortugas sea duradera y sostenible, estos son aspectos no negociables que se deben valorar, comprender y tener en cuenta.

Figura 3: Ciclo de vida genérico para la tortuga carey, basado en Miller (1997) y Chacón (2002).



GENERALIDADES DE LA HISTORIA DE VIDA DE LAS TORTUGAS CAREY

- Las tortugas carey pueden colocarse en la categoría de animales “de maduración tardía y longevos”.
- La tortuga carey tarda probablemente más de veinte años en alcanzar la madurez sexual.
- Un adulto tiene posibilidades de sobrevivir y reproducirse durante al menos diez años.
- La supervivencia de cada individuo depende de diversos hábitats: terrestres (playas altas), mar abierto, aguas costeras y arrecifes.
- La dieta principal de la tortuga carey son las esponjas en arrecifes de coral.
- Es probable que, durante su vida, un individuo viaje miles de kilómetros, visitando territorios de varios países, así como el mar abierto.



ANIDACION

Después del apareamiento, cada hembra abandona el mar, se arrastra hasta una playa arenosa y localiza un lugar por encima del nivel de la marea alta para anidar. Habitualmente, las tortugas carey anidan entre la vegetación terrestre o bajo ella. Una hembra puede hacer más de un intento de excavar un nido, antes de desovar con éxito en una cámara situada por lo menos a 10 cm por debajo de la superficie de la arena y de hasta 90 cm de profundidad. Cada huevo pesa alrededor de 25 gramos y la nidada promedio tiene unos 140 huevos (pero a veces llega a haber hasta 250); estos valores son muy particulares para cada colonia de anidación. Después de cubrir el nido, y tras haber pasado entre una y dos horas en tierra, la tortuga regresa al mar. A intervalos de aproximadamente quince días, la misma hembra reanida, por lo general en la misma franja de playa. Este proceso se repetirá hasta que acabe sus reservas energéticas para anidar esa temporada, cuando habrá dejado por lo menos dos, y hasta ocho nidos en algunas ocasiones. No hay atención parental: la hembra deja los huevos en la playa alta, incubando solos. Una vez hechas todas las puestas de la temporada, la hembra vuelve a emigrar hacia su zona de alimentación, y remigrará a la playa con intervalos de entre dos y tres años comúnmente, aunque este período puede extenderse hasta los ocho años. Estas migraciones entre las zonas de alimentación y de reproducción continúan por el resto de su vida, que puede abarcar varios decenios.

Foto: G. Pedersen



Figura 4: Neonatos de carey emergiendo del nido al amanecer, Islas de la Bahía, Honduras.

DESARROLLO TEMPRANO

El tiempo que tarda el desarrollo hasta la eclosión depende sobre todo de la temperatura, y varía entre siete y diez semanas (50-70 días, normalmente). La temperatura de incubación también determina el sexo de los embriones. En esta especie Ackerman (1997) la ha establecido en 29.32 °C, arriba de la cual se produce una mayoría de hembras y debajo de la cual la mayoría son machos. Después de la eclosión, a las tortugas recién nacidas ("crías") puede llevarles varios días desenterrarse y emerger del nido, lo que habitualmente ocurre durante la noche, cuando la temperatura ambiental es baja. Una vez en la superficie de la playa, se arrastran hasta el mar y nadan aguas adentro, alejándose de la costa. Durante este lapso en tierra, los huevos/embriones/crías pueden ser presas de diversos depredadores (hongos,

Cuadro 1: Meses de anidación de la tortuga carey en el mar Caribe*

Países/Meses	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Anguilla												
Antigua y Barbuda												
Aruba												
Bahamas												
Barbados												
Belice												
Bermuda												
Bonaire												
Caimán												
Colombia												
Costa Rica												
Cuba												
Dominica												
Estados Unidos												
Guadalupe												
Guatemala												
Haití												
Honduras												
Islas Vírgenes (UK)												
Islas Vírgenes (US)												
Jamaica												
Martinica												
México												
Montserrat												
Nicaragua												
Países Bajos												
Panamá												
Puerto Rico												
Reino Unido												
República Dominicana												
San Kitts y Nevis												
San Vicente y las Granadinas												
Santa Lucía												
Surinam												
Trinidad y Tobago												
Turks y Caicos												
Venezuela												

* Este cuadro se construyó con la información aportada por: I. Alvedas, W. Kratz, M. Aronne, C. Ordóñez, Y. León, C. Lagueux, C. Campbell, W. McCoy, H. Guada, M. Garduño, V. Guzmán, J. Gumbs, J. Horrocks, P. Mason y E. Delroix. Además de Godley *et al* (2004).



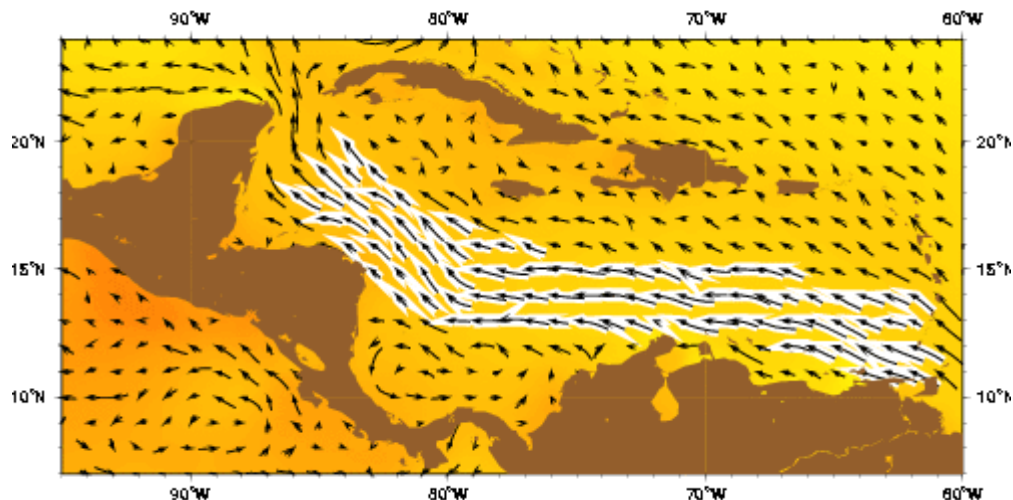
bacterias, cangrejos, una variedad de aves y mamíferos, entre otros) y otras fuentes de mortalidad, como la compactación o erosión de la playa en la que se han depositado los huevos. Para salir del nido y llegar al agua lo más rápido posible, las crías tienen que brindar una serie de respuestas “innatas”, no aprendidas, a diversos estímulos. Simplificando varios comportamientos complejos, puede decirse que, sin experiencia previa, cada cría se desentierra, subiendo contra la gravedad hasta la parte superior del nido, y permanece inactiva en las capas superiores de éste si encuentra temperaturas excesivamente altas. Al emerger, se orienta por la playa, moviéndose hacia aquella parte del horizonte en la que la luz tiene mayor intensidad, por lo general la luz de longitud de onda más corta; al mismo tiempo, se aparta de objetos y ciertas clases de formas que distingue en el horizonte.

Al llegar al agua, cada cría entra en la rompiente y de inmediato intenta cruzarla. Una vez fuera de esta zona, nada mar adentro, por lo general contra las olas. Evidentemente, las crías pueden

detectar la dirección en que se propaga el agua a lo largo de sus cuerpos y los movimientos orbitales, lo que les permite orientarse hacia las olas cuando están en la superficie o bajo el agua, aun en completa oscuridad. Tras alejarse de la costa, mar adentro, las crías suelen mantener la misma dirección que tomaron al dejar la playa, incluso si el ángulo de propagación a las olas no es el mismo que cuando comenzaron su trayecto. Aparentemente, en las etapas iniciales del alejamiento de la playa, las crías pueden orientarse por el campo magnético de la Tierra. El rumbo magnético que eligen tras haberse adentrado bastante en el mar está obviamente influido por la dirección que toman cuando dejan el nido y nadan hacia el mar, orientándose por estímulos luminosos, las olas, o ambos (Lohman *et al.*, 1997). Una vez en alta mar y en medio de las corrientes oceánicas, las crías pueden dispersarse y refugiarse en masas de restos flotantes en el mar (*Sargassum*, por ejemplo; Bjorndal, 1997; Luschi, *et al.* 2003).

Está claro que las tortugas pasan en alta mar varios años, tiempo durante el cual al menos algunas

Figura 5: Mapa de la zona del Caribe que denota las corrientes marinas y su sentido de propagación (Imagen cortesía de G. Samuels, RSMAS).





especies se dispersan por las cuencas marinas, circulando en los giros oceánicos. Sin embargo, se sabe poco acerca de esta fase pelágica del ciclo vital de la tortuga carey, que es también conocida como “el año perdido”.

FASE BENTONICA DE CRECIMIENTO

Cuando el caparazón ha alcanzado unos 20 cm de longitud, al menos en la región del Caribe las carey inmaduras comienzan a aparecer en zonas de arrecifes de coral, a las que se denomina “hábitats de cría”. Las tortugas pasan a residir allí, estableciendo claramente un área de residencia en la que se alimentan y encuentran refugio. El traslado desde las aguas pelágicas a las bentónicas implica un cambio relevante de los hábitos, especialmente de la dieta. Las tortugas carey tienen un pico como el de un halcón, que utilizan para morder y extraer invertebrados blandos de los arrecifes. En muchos lugares, su dieta consiste en determinadas esponjas, y supone la ingesta sistemática de toxinas, así como de espículas vítreas (Meylan, 1988). Excepcionalmente varios peces muy especializados de los arrecifes de coral (por ejemplo, el pez payaso, *Amphiprion sp.*), no se conoce ningún otro vertebrado capaz de tolerar una dieta tan tóxica como esa. En algunas regiones, particularmente en el océano Índico, la carne de tortuga carey puede ser muy nociva para el ser humano, pero se desconoce la naturaleza de la toxina involucrada.

Figura 6: Juvenil de tortuga carey con talla típica de un estadio pelágico



Foto: G. Pedersen

EDAD DE MADUREZ

No se dispone de un método confiable para calcular la edad de las tortugas marinas aparte del marcado y la recuperación a largo plazo, o el corte de secciones transversales del húmero (Bjorndal y Zug, 1995); por ello, la capacidad para determinar este factor es muy limitada. Se han hecho intentos por calcular la edad de madurez examinando las gónadas. De 6.879 hembras capturadas en las pesquerías de Cuba, el 1,5% de los animales de talla tan pequeña como 51-55 cm de LRC (longitud recta del caparazón) presentaba folículos ováricos agrandados, y se supuso que todos los animales de al menos 81 cm de LRC eran sexualmente maduros (Moncada *et al.*, 1999). Sin embargo, el análisis laparoscópico detallado de la estructura gonadal, junto con datos de reproducción de distintos individuos, indicó que la presencia de folículos agrandados no predecía con exactitud la madurez sexual en todas las tortugas. Algunos individuos pueden tener gónadas que parecen morfológicamente maduras, pero es



Figura 7: Juvenil de tortuga carey



Foto: D. Chacón

posible que no se reproduzcan hasta varios años más tarde (Limpus, 1992a).

Aunque la mayor parte de las tortugas carey anidadoras tiene un caparazón de al menos 75 cm de longitud (78,6 cm según Miller (1997) para 15 poblaciones estudiadas, con una desviación estándar de 1.7), hay varios informes que dan cuenta de hembras anidadoras de 60 cm o menos de longitud de caparazón (Puerto Rico: Thurston y Wiewandt, 1976; islas Salomón: McKeown, 1977; Sudán: Hirth y Abdel Latif, 1980; Cuba: Moncada *et al.*, 1999; Sabah, Malasia: Pilcher y Ali, 1999; Arabia Saudita, golfo Pérsico: Pilcher, 1999). Estas observaciones de la talla mínima, o a veces los cálculos de la talla promedio de hembras anidadoras, se han empleado a menudo para deducir y generalizar que individuos sin antecedentes de reproducción son sexualmente maduros o no (Moncada *et al.*, 1999). Estudios detallados y de larga duración realizados en la Gran Barrera de Arrecife Sur (SGBR) de Australia revelan que un número considerable de tortugas carey no comienza a

reproducirse hasta que ha alcanzado una talla bastante más grande que la talla corporal promedio de las hembras anidadoras (Limpus, 1992a). Este fenómeno se ha descrito en otras especies de tortugas marinas, y varios investigadores han advertido que es engañoso y hasta riesgoso utilizar solamente la talla corporal como indicador de la madurez (Limpus, 1992a; Limpus *et al.*, 1994a y 1994b; Chaloupka y Musick, 1997; Dobbs *et al.*, 1999;). Los problemas para determinar la madurez con base en la información bruta sobre la condición y la talla corporal no son exclusivos de la investigación sobre las tortugas marinas, pero reflejan algunas de las limitaciones con que lidian los expertos al tratar de orientar medidas de manejo.

Datos de crecimiento procedentes de estudios sobre individuos marcados y recuperados en la SGBR indican que los adultos “tienen muchas décadas de edad” (Limpus, 1992a), y esto es coherente con anteriores investigaciones sobre el aumento de talla de tortugas carey inmaduras, efectuadas en otras regiones. En el Caribe, los datos sobre el ritmo de crecimiento de ejemplares inmaduros se han usado para extrapolar el número de años necesario para pasar de la talla de los inmaduros pequeños encontrados por primera vez en medios bentónicos, a las tallas promedio de las tortugas anidadoras observadas en las colonias más cercanas. Basándose en el ritmo de crecimiento promedio observado en las poblaciones que se alimentaban en las Islas Vírgenes Estadounidenses (USVI), Boulon (1994) calculó que, tras alcanzar la talla promedio de los ejemplares inmaduros cuando se avistan por primera vez en medios bentónicos (LRC de 21,4 cm), las



tortugas podrían tardar entre 16,5 y 19,3 años más en alcanzar la talla promedio de las hembras anidadoras. Del mismo modo, Diez y Van Dam (1997) estimaron un promedio de unos 20 años para alcanzar la madurez a partir del momento en que los ejemplares inmaduros de 20 cm de LRC aparecían por primera vez en medios bentónicos de las aguas de Puerto Rico. En esta estimación se tuvieron en cuenta las diferencias y la variabilidad del ritmo de crecimiento entre las clases de talla, así como el hecho de que las tortugas carey inmaduras en zonas de alimentación constituyen, evidentemente, poblaciones mezcladas. Está claro que un cálculo completo de la edad de madurez tendría que incluir el tiempo necesario para el crecimiento de la talla de la cría (unos 4 cm de LRC en el Caribe) a la talla de los ejemplares inmaduros cuando son avistados por primera vez en medios bentónicos, unos 20 cm de LRC en el Caribe; sin embargo, esta fase del ciclo vital de la tortuga carey en el medio natural es prácticamente ignorada.

En resumen, los modelos de población para las tortugas carey han permitido calcular que éstas llegan a la madurez sexual entre los 20 y 40 años de edad (Boulon, 1983 y 1994; Limpus, 1992a; Chaloupka y Limpus, 1997, Mortimer, 1998). Crouse (1999) evaluó información sobre la edad de madurez de las tortugas carey del Caribe, y concluyó que después de alcanzar 20 cm de longitud de caparazón y fijar residencia en zonas de alimentación bentónicas cercanas a la costa, pueden necesitar entre 16 y 20 años para llegar a la madurez sexual. Otros autores, sobre la base de la condición de las gónadas y la talla corporal, han formulado la hipótesis de que las hembras más

pequeñas de las aguas cubanas que alcanzan la madurez podrían tener alrededor de 10 años de edad, pero que la edad promedio cuando el 100% de las hembras ha madurado está más próxima a los 20 años (Moncada *et al.*, 1999). Incluso si el valor inferior de la edad de madurez es correcto, cuando se compara con otras especies de animales marinos, una tortuga carey adulta de 10 años se puede seguir considerando un animal de maduración lenta.

FECUNDIDAD

Hay varias mediciones que son fundamentales para dilucidar el concepto de fecundidad, o “rendimiento reproductivo”, de las tortugas marinas. En orden cronológico ascendente, comprenden: el tamaño de la nidada (número de huevos depositados en un solo nido), número de nidadas por temporada, intervalo entre las temporadas de anidación (“intervalo de remigración”) y duración de la vida reproductiva. Son diversos los valores básicos acerca de la fecundidad de las tortugas carey sobre los que se ha informado, aun si se ignora el hecho de que suelen cometerse errores en la recolecta de algunos datos, incluso en el sencillo recuento de huevos (Cruz y Frazier, 2000), así como las diferencias en las sutiles interpretaciones de esos valores.

Tamaño de la nidada

Las nidadas de tortuga carey suelen tener bastante más de 100 huevos, y las más grandes registradas para cualquier tortuga –250 huevos– corresponden a esta especie (Witzell, 1983); las nidadas



de más de 200 huevos no son inusuales (Frazier, 1993; Chan y Liew, 1999; Dobbs *et al.*, 1999; Pilcher y Ali, 1999; Richardson *et al.*, 1999, Chacón 2003). En cambio, los tamaños de las nidadas notificadas en el golfo Pérsico son sensiblemente menores, y arrojan un promedio de apenas 87,3 huevos (Pilcher, 1999). Además, las tortugas carey que anidan en la península Arábiga (mar Rojo y golfo Pérsico), por lo común ponen huevos inusualmente pequeños, sin yema, de modo que el número de huevos viables de la nidada es aún más pequeño que el tamaño total de ésta (Frazier y Salas, 1984; Pilcher, 1999). Este fenómeno es desconocido, o poco frecuente, en otras partes del área de distribución geográfica de la especie; no obstante, Dobbs *et al.* (1999) comunicaron que el 2% de las nidadas en Milman Island (Australia) tenía hasta cinco huevos sin yema por nidada.

Figura 8: Hembra de tortuga carey anidando



Foto: G. Pedersen

Sorprendentemente, en el caso de las tortugas carey que anidan en la península de Yucatán, hay indicios de que la fertilidad del huevo (determinada por el desarrollo embrionario perceptible a simple vista) es inversamente proporcional al tamaño de la nidada. Por ende, es posible que no haya una correlación directa entre las mediciones

brutas de la fecundidad (tamaño de la nidada, por ejemplo) y otros valores ecológicos fundamentales para comprender la demografía de estos animales (Frazier, 1993).

Nidadas por temporada

El número de nidadas de una hembra por temporada puede variar entre uno y ocho (Chan y Liew, 1999; Dobbs *et al.*, 1999; Pilcher y Ali, 1999; Richardson *et al.*, 1999), y el promedio usualmente oscila entre dos y cinco (cfr. Witzell, 1983; Chan y Liew, 1999; Mortimer y Bresson, 1999). En general, se publican valores promedio mayores cuando las actividades de vigilancia se realizan a largo plazo y existe una cobertura completa de la playa de anidación. Es decir, ya que el valor empírico depende, por ejemplo, de la observación repetida de hembras marcadas en la playa de estudio, éste es susceptible a la intensidad del esfuerzo de vigilancia en el lugar.

A veces se comunican valores promedio relativamente bajos; por ejemplo, de entre dos y tres nidadas por año: una cobertura incompleta de las actividades de anidación subestima el esfuerzo de anidación de las tortugas individualmente marcadas (Dobbs *et al.*, 1999). Para calcular el número de nidadas por temporada se acostumbra usar el “intervalo entre anidaciones” (lapso promedio entre dos anidaciones consecutivas en la misma temporada). Cuando el número de nidadas por individuo, por temporada, se ha calculado con base en registros generales de una temporada (no en observaciones individuales), los valores notificados suelen ser extremadamente bajos (Garduño-Andrade, 1999). Uno de los valores promedio



más altos –4,5 nidadas por individuo por temporada– procede de Jumby Bay (Antigua), donde un meticuloso esfuerzo de investigación de once años se ha centrado en el “marcado exhaustivo hacia saturación”, gracias al cual se ha identificado casi el 100% de los animales que anidan allí cada temporada (Richardson *et al.*, 1999). En consecuencia, una baja intensidad en la vigilancia de la playa probablemente subestima el número de nidadas por hembra. Al calcular el número de hembras a partir del total de nidos y el número de nidadas por hembra, este sesgo, a su vez, genera una sobreestimación del total de hembras anidadoras. Al hacer inferencias sobre el tamaño de la población en una playa dada se debe tener en cuenta esta posible fuente de error, uno de los tópicos que complica la generación de información comparable y de utilidad para estimar tendencias poblacionales.

Intervalo de remigración

El término “remigración”, acuñado por los biólogos de las tortugas marinas, se refiere a la migración de retorno, desde la zona de alimentación hasta la zona de anidación, que cumple un individuo que ya ha anidado en una temporada anterior. Por lo general se señala que el intervalo entre las temporadas de anidación (o “intervalo de remigración”) de las tortugas carey es de dos a cuatro años (Witzell, 1983), pero puede variar entre nueve meses (Pilcher y Ali, 1999) y al menos diez años (Mortimer y Bresson, 1999); estos valores suponen coberturas de observación de la población tan confiables como para no aceptar la omisión del avistamiento de un individuo, durante una temporada de anidación particular. Además,

estas observaciones dependen de la identificación de los individuos, lo que normalmente se basa en la recuperación de animales marcados, para lo cual es fundamental tener en cuenta la pérdida de marcas y la eficacia de la cobertura de la playa de anidación (Dobbs *et al.*, 1999; Pilcher y Ali, 1999; Balazs, 2000). Dado que es más fácil registrar intervalos cortos, hay una tendencia a descartar o pasar por alto los intervalos más largos, y calcular promedios subestimados. Por ejemplo, el empleo de técnicas que aumentan las probabilidades de identificar individuos marcados –aun cuando se haya perdido una marca– posibilita la observación de intervalos de remigración particularmente largos, de ocho años o más (Mortimer y Bresson, 1999). La media de la población, basada en el promedio del intervalo medio de cada individuo, fue de 2,69 años para Jumby Bay, en Antigua. Aunque este resultado se obtuvo tras un estudio de once años que supuso un marcado exhaustivo, se siguió considerando que era una estimación insuficiente (Richardson *et al.*, 1999). Sin embargo, hay una variación biológica significativa en este parámetro. El intervalo de remigración promedio determinado para Pulau Gulisaan, Sabah (Malasia) es de 1,8 años, y se ha indicado que algunas tortugas retornan para anidar después de sólo seis meses y otras lo hacen al cabo de al menos siete años (Pilcher y Ali, 1999).

Duración de la vida reproductiva

El estudio de once años en Jumby Bay (Antigua) arrojó un promedio de 4,5 nidadas por temporada, y una notoria moda estadística de cinco nidadas por individuo. Con una nidada promedio de 155 huevos, la contribución reproductiva por



temporada de una sola hembra se calculó en 697,5 huevos, utilizando el número promedio de nidadas por individuo; tomando en cuenta el número modal de nidadas, la estimación fue de 775,0 huevos por hembra, por temporada. Considerando una tasa promedio de remigración de la población de 2,69, la fecundidad individual media anual se calculó en 228 huevos/hembra/año. Se estimó además que la fecundidad a lo largo de la vida de una hembra (que sobreviviera 8,1 años de anidación no anual) sería de 3.108 huevos (Richardson *et al.*, 1999).

Al menos un estudio de largo plazo, efectuado en Cousin Island (Seychelles), ha arrojado resultados que indican que los animales que retornan para anidar realizan apreciablemente más puestas por temporada que las hembras que no han anidado previamente (Mortimer y Bresson, 1999). Por ende, se puede suponer que la fecundidad anual aumenta después de que las hembras Carey han anidado por primera vez, y también que estas últimas tienen mejores resultados de anidación a medida que adquieren más experiencia.

Foto: WWF Canon / G. Marcovaldi



SUPERVIVENCIA Y MORTALIDAD

Se dispone de muy poca información sistemática sobre la supervivencia de la tortuga Carey, y en su mayor parte se limita a los huevos y las crías en los nidos. Los valores, tanto del índice de eclosión (porcentaje de la nidada que vive al menos hasta la eclosión) como del índice de emersión (porcentaje de la nidada que vive al menos hasta emerger del nido), pueden variar enormemente de una playa a otra y entre una temporada de anidación y otra, e incluso en la misma playa durante un mismo período, en virtud de la variación natural de las condiciones ambientales aun en segmentos costeros geográficamente pequeños. Sin embargo, para los nidos “naturales” (los que quedan *in situ*), el índice de eclosión promedio suele ser superior al 80%, y el de emersión no es muy inferior (Witzell, 1983; Frazier, 1993; Dobbs *et al.*, 1999; Richardson, Bell y Richardson, 1999; Chacón 2002 y 2003). Cuando algunas amenazas antrópicas y naturales obligan a desplazar los huevos a sitios “seguros y vigilados” como medida de conservación, es opinión de algunos autores que los valores de eclosión resultan deprimidos, en



ocasiones considerablemente, lo que da cabida a recomendar la conservación *in situ* (Frazier, 1993; Marcovaldi *et al.*, 1999; Mortimer, 2000).

Es probable que en el mar las crías sufran una mortalidad relativamente alta, pero hasta ahora no se han presentado estudios sistemáticos sobre las tortugas carey. Se estima que hasta el 30% de las crías reintegradas desde la estación de incubación de Pulau Gulissan, Sabah (Malasia) son presa de depredadores marinos en un radio de diez metros alrededor de la isla, y se piensa que los depredadores principales son peces óseos y tiburones (Pilcher y Ali, 1999). Los resultados del estudio sobre Jumby Bay (Antigua), que se basó en el marcado exhaustivo a lo largo de once años, indican una pérdida anual de un 6% de las anidadoras, o sea una tasa de supervivencia anual de 0,94. La supervivencia anual de las cohortes estacionales varía entre 0,93 y 0,96, y aunque la diferencia entre estos valores parezca pequeña, tiene importantes consecuencias para los modelos demográficos. Pese a que esta detallada investigación se realizó por más de una década, será necesario continuar el seguimiento para comprender mejor la supervivencia anual de las hembras anidadoras en esa zona (Richardson *et al.*, 1999). No obstante, las estimaciones del estudio de Jumby Bay muestran que, para que una población permanezca estable, la hembra anidadora promedio no sólo debe vivir hasta alcanzar la madurez sexual, sino también reproducirse durante un lapso de al menos nueve años más. Dado que algunas hembras de la población morirán antes de hacer la contribución reproductiva promedio, esas “muertas prematuras” deben ser compensadas por otras hembras que sobrevivan y se reproduzcan duran-

te un período considerablemente superior a los nueve años. Es probable que algunos miembros de la población sobrevivan cincuenta años o más (Richardson *et al.*, 1999). Además, podría anotarse que los valores de mortalidad y otras variables que constituyen los modelos demográficos son particulares para cada sitio, dado que la magnitud de las amenazas y los impactos que afectan estos parámetros es diferente en cada lugar.

La información básica con que se cuenta sobre el ciclo biológico de las tortugas carey sólo permite establecer modelos demográficos especulativos (Crouse, 1999). No obstante, sobre la base de los mejores modelos disponibles respecto de las tortugas marinas, puede decirse que se necesita una alta supervivencia anual de individuos bentónicos inmaduros y adultos de gran talla para mantener una población estable (Heppell *et al.*, 1995).

Depredación

Hay abundante evidencia de la depredación de que son objeto las tortugas marinas en distintas etapas de su vida, por parte de diversos animales. Sin embargo, las observaciones a este respecto son incidentales y, como tales, incompletas y no sistemáticas. En la playa, los huevos y las crías de la tortuga carey pueden ser presa de distintos animales, en particular insectos (por ejemplo, hormigas), cangrejos (cangrejo fantasma, *Ocypode* spp., y cangrejo ermitaño, *Caenobita* spp., por ejemplo), lagartos, aves (una gran variedad) y mamíferos (una gran variedad; en Cahuita, Costa Rica, la depredación más común se da por *Spilogale putorius*, *Procyon lotor* y *Nasua narica*; Stancyk, 1982; Witzell, 1983; Chan y Liew,



1999; Dobbs *et al.*, 1999; Pilcher y Ali, 1999). La depredación de las crías durante el tránsito de la playa hasta alta mar puede ser intensa, y en ella intervienen tiburones, peces óseos y aves marinas (Stancyk, 1982; Dobbs *et al.*, 1999; Pilcher y Ali, 1999). Incluso las tortugas de talla adulta pueden ser atacadas por el tiburón tigre (*Galeocerdo cuvieri*) y el tiburón toro (*Carcharhinus leucas*; Stancyk, 1982).

REPOBLACIÓN

Se dispone de muy poca información sistemática sobre las tasas de repoblación en cualquiera de las fases de la vida de las tortugas carey. León y Diez (1999) señalan que la alta densidad de tortugas carey inmaduras, y la ausencia casi total de animales de talla adulta, en su sitio de estudio en el Parque Nacional Jaragua de Cabo Rojo, República Dominicana-PNJ/CR (véase la ubicación en www.hawksbillwwf.org), puede ser una prueba de que las tortugas carey utilizan diferentes hábitats de desarrollo en diferentes fases de su ciclo vital. Estos resultados son comparables con los de Limpus (1992a) referentes a la Gran Barrera de Arrecifes. Hace décadas los biólogos de las tortugas marinas discuten la idea de los hábitats de desarrollo, que es una explicación ampliamente aceptada en el ciclo biológico de las tortugas carey y otras especies de tortugas marinas (León y Diez, 1999).

Por lo tanto, el conocimiento de la repoblación se complica por el hecho de que hay muchas fases vitales y cada una puede suponer condiciones ecológicas distintas. Los resultados del ya citado

estudio de Jumby Bay (Antigua) indican que, cada año, entre el 13,3% y el 25,6% de las anidadoras anuales son individuos nuevos, y que la tasa anual de repoblación (para las hembras reproductoras) es del 9%. En general, se ha calculado que menos de un huevo por mil sobrevive para dar lugar a un adulto reproductor (Richardson *et al.*, 1999).

ESTRUCTURA POR EDAD

También es escasa la información sistemática disponible sobre la estructura por edad de las poblaciones de tortugas carey. De acuerdo con el trabajo de Limpus (1992a), sólo una de 109 tortugas capturadas en la Gran Barrera de Arrecifes (SGBR) era madura. En ese estudio se argumentó que se trataba de una zona que no había sido objeto de explotación recientemente, por lo que se concluyó que la estructura por edad era “natural”.

Por su parte, León y Diez (1999) encontraron agrupamientos sorprendentemente densos de tortugas carey inmaduras, pero una ausencia casi total de animales de talla adulta, en sitios determinados del Parque Nacional Jaragua de Cabo Rojo (PNJ/CR). En cambio, otras zonas de alimentación en el Caribe tienen individuos inmaduros y adultos (el Parque Nacional Cahuita, en Costa Rica, por ejemplo). A partir de este dato y de diversos informes sobre nidos dispersos, así como de las carcasas de tortugas adultas encontradas en playas arenosas del PNJ/CR, León y Diez (1999) establecieron que en el pasado inmediato había tenido lugar una anidación importante. La ausencia de adultos en el parque llevó a los autores a concluir que ello se debía a la intensa explotación (ilegal)



de que eran objeto los animales que anidaban. Sin embargo, no puede descartarse la extrema diferencia en cuanto a hábitats y hábitos de alimentación que separa a los individuos inmaduros y adultos de la zona.

Es notable que hallazgos similares de concentraciones de tortugas carey inmaduras en la SGBR y el PNJ/CR dieran lugar a dos explicaciones muy diferentes. Aunque esto tal vez refleje la diversidad de situaciones en que se encuentra esta especie, también podría deberse a que Limpus (1992a) haya pasado por alto dónde viven los animales durante cada fase de su ciclo vital. Si bien las áreas concretas de que da cuenta este autor pueden estar exentas de explotación, ello no significa que las poblaciones que habitan en las grandes extensiones de los arrecifes estén libres de explotación. Si su maduración supone la propagación por otras zonas de desarrollo, las tortugas carey inmaduras de la SGBR bien podrían migrar a aguas en las que sean objeto de una explotación intensa, lo que probablemente tendría una repercusión importante en la situación en la SGBR. Esto evidencia las limitaciones que enfrentan los biólogos para diseñar modelos que puedan recomendar la toma de decisiones bien cimentadas.

COMPOSICIÓN POR SEXOS

Como ocurre con otras especies de tortugas marinas, se han realizado pocos estudios acerca de la distribución por sexos de las tortugas carey. Limpus (1992a) hizo un examen laparoscópico de las gónadas de 109 especímenes de la SGBR de

Australia; con sólo un animal adulto, esta muestra arrojó una razón de 2,57:1, con una significativa tendencia en favor de las hembras.

León y Diez (1999) investigaron un grupo de tortugas inmaduras en el PNJ/CR de la República Dominicana, a partir del análisis de la testosterona en el suero sanguíneo. También ellos informaron que las hembras eran casi tres veces más numerosas que los machos, en una proporción de 2,71:1. Los registros de la pesquería de tortugas carey de Cuba indican que entre 1983 y 1997 la captura tuvo una fuerte preeminencia de hembras, con proporciones habitualmente superiores a 4:1 (Carrillo *et al.*, 1999; CITES National Authority-Cuba, 2001). En cambio, se dio cuenta de una leve tendencia en favor de los machos en isla Mona (Puerto Rico), donde el estudio se basó en observaciones laparoscópicas de las gónadas (Diez y van Dam, en León y Diez, 1999). Por otro lado, Diez y van Dam (2003), encontraron una proporción sexual de 1:1, usando como técnica el análisis de testosterona en una muestra de 120 individuos.

Aunque la proporción entre sexos favorable a las hembras es bien conocida en otras especies de tortugas marinas, estos resultados llevan a preguntarse si las poblaciones de tortugas carey habitualmente tienen un exceso de hembras, o si los machos y las hembras tienen hábitos muy diferentes, que hacen que las hembras queden más expuestas a ser capturadas.

En este sentido, un asunto trascendental es la exactitud de la información misma. En todo estudio de tortugas marinas no reproductoras basado



sólo en la morfología externa, se plantea siempre la cuestión del grado de exactitud en la determinación del sexo: un macho sin caracteres sexuales secundarios es ciertamente imposible de distinguir de una hembra. Además, el criterio de la “talla de reproducción mínima” no es confiable para clasificar un animal como maduro, pues una proporción importante de tortugas carey podría alcanzar la madurez sexual después de adquirir un tamaño “considerablemente mayor que la talla de reproducción promedio” (Limpus, 1992a). Por otra parte, la longitud de la cola de algunas hembras anidadoras podría erróneamente malinterpretarse como una característica masculina (Dobbs *et al.*, 1999). El examen de las gónadas y las concentraciones de testosterona en sangre no presentan estos problemas (Wibbles *et al.*, 2000).

ÁREA DE RESIDENCIA Y TERRITORIALIDAD

Desde hace varias décadas se tienen pruebas de que, en las zonas de alimentación, las tortugas carey ocupan áreas de residencia (Thurston, 1976; Frazier, 1984). Limpus (1992a) marcó 205 animales en la SGBR de Australia, 30 de los cuales fueron reubicados en Heron Island. A partir de nuevos avistamientos, llegó a la conclusión de que las tortugas carey ocupan un área de residencia en un arrecife determinado, pero no fijan residencia fácilmente en el nuevo arrecife en el que son reubicadas.

En estudios más detallados se han examinado las posiciones exactas de tortugas carey marcadas

en arrecifes determinados. La distancia entre las capturas subsiguientes de individuos inmaduros en isla Mona (Puerto Rico) fue en promedio de 0,45 km (D.E.= 0,66 km; Van Dam y Diez, 1998). En el PNJ/CR de la República Dominicana, la información obtenida con la recuperación de 34 individuos arrojó un promedio de 204,4 días (D.E.= 141,0, val.lím. 45-571) entre los episodios de captura; la distancia entre la primera y la última captura variaba de 0,60 km a 1,55 km, siendo en promedio de 0,36 km (D.E.= 0,32 km; León y Diez, 1999). A causa de esta fidelidad al lugar que demuestran las tortugas carey inmaduras, León y Diez (1999) concluyeron acerca de la importancia de proteger a largo plazo las zonas de alimentación con alta densidad de individuos, como un mecanismo para sostener la base poblacional.

Estudios de las hembras reproductoras en la isla Buck (Islas Vírgenes Estadounidenses) indican que, entre los episodios de anidación, estas tortugas fijan residencia temporal en ciertas zonas de aguas poco profundas, a 3 km como máximo de sus respectivas playas de anidación. Pero cuando una hembra termina de anidar, abandona la zona adyacente a las playas de anidación (Starbird *et al.*, 1999), presumiblemente para regresar a su zona de residencia habitual fuera del período reproductivo.

Además de las pruebas procedentes de diversas fuentes acerca de la fidelidad al lugar de alimentación, hay algunas indicaciones respecto a la territorialidad de las tortugas carey. Las observaciones submarinas realizadas en diferentes lugares, como la SGBR de Australia (Limpus, 1992a) y Fernando de Noronha en Brasil (Sánchez y Bellini, 1999),



señalan que estas tortugas son habitualmente solitarias, en tanto que otras especies, como las tortugas verdes (*Chelonia mydas*), se encuentran a menudo en pequeños grupos.

MIGRACIONES

Con base en estudios parciales y con muestras pequeñas, en un momento se pensó que las tortugas carey no eran migratorias, e incluso que eran sedentarias, pero esta opinión es refutada por numerosas investigaciones realizadas en distintos lugares. En este contexto un problema ha sido considerar que la falta de información es equivalente a información negativa, además del bajo tamaño de muestra con que se ha trabajado por décadas. Por ejemplo, en un período de cuarenta años, en el Caribe se han marcado unas 2.500 tortugas carey, mientras que durante

una sola temporada de anidación se marcó casi el mismo número de tortugas verdes (*Chelonia mydas*) en una de sus principales playas de anidación (Meylan, A. B., 1999a). Esto, obviamente, reduce en gran medida las posibilidades de obtener información a partir de la recuperación de ejemplares marcados, y como el marcado ha sido la técnica principal utilizada para estudiar la migración, queda claro que el empeño por investigar la migración de las tortugas carey ha sido relativamente escaso.

Una de las limitaciones más importantes en torno a este tema se debe a que, por la condición de especie en peligro crítico, la tortuga carey está protegida en muchas naciones. El retorno de marcas metálicas externas encontradas por pescadores o cazadores furtivos tiende a ser casi nulo, debido al temor plausible de ser aprehendidos y castigados al tratar de retornar la marca y reclamar cualquier

Figura 9: Rutas migratorias estimadas por el retorno de marcas externas (basado en Meylan, A. B., 1999).





Figura 10: Rutas migratorias establecidas por transmisores satelitales.



recompensa. Así, el sistema teórico de regreso de información falla. No hay duda de que muchas marcas colocadas sobre careyes que fueron capturadas furtivamente se encuentran en manos particulares.

Además, los datos obtenidos mediante la recuperación de especímenes marcados, a los que se colocan placas de identificación en las aletas, han sido objeto de severas críticas a causa de la pérdida de las marcas (Mrosovsky, 1983; Witzell, 1998). Los resultados de estas investigaciones deben interpretarse a la luz de que las marcas a menudo se pierden, de modo que una proporción no conocida de la muestra inicialmente puede ser imposible de identificar. Pese a la reconocida gravedad de este problema en los estudios sobre

las tortugas marinas (Mrosovsky, 1983; Alvarado *et al.*, 1988; Limpus, 1992b; Parmenter, 1993; Bjorndal *et al.*, 1996; McDonald y Dutton, 1996), son pocos los trabajos en los que se ha evaluado sistemáticamente el asunto en lo que concierne a las tortugas carey. En Fernando de Noronha (Brasil), las placas de metal Monel quedaron totalmente cubiertas de ectobiota en unos pocos meses (Sanchez y Bellini, 1999). Según se informó para isla Mona, casi la mitad de las tortugas carey identificadas con el mismo tipo de placas habían perdido sus marcas al cabo de tres años (Van Dam y Diez, 1999). Asimismo, se ha calculado que en la población anidadora en Jumby Bay (Antigua) hay un 10% de posibilidades de que, entre una temporada de anidación y otra, una tortuga pierda la placa de identificación de



inconel que se le ha colocado en la aleta (Richardson *et al.*, 1999).

Pese a estas deficiencias, un examen de los datos de recuperación de especímenes marcados del Caribe ha permitido determinar con claridad que las migraciones internacionales, así como los desplazamientos de casi 2.000 km, no son inusuales. Dado que estos resultados sólo dan cuenta de la distancia entre el punto de marcado y liberación y el de recuperación, las rutas efectivamente recorridas no se conocen, pero con certeza han sido más extensas de lo que se ha notificado (Meylan, A. B., 1999a). No todas las recuperaciones de animales marcados indican desplazamientos de larga distancia: hay casos de tortugas carey marcadas en Cuba y México de las que no se ha tenido noticia fuera de las aguas cubanas (Manolis *et al.*, 2000). Sin embargo, casi todos los países del Caribe en los que se han marcado tortugas carey registran al menos una recuperación internacional, y las distancias que suponen algunas recuperaciones revelan que una carey es capaz de atravesar el mar Caribe en distintas direcciones. Hay constancia de que una carey inmadura del Brasil cruzó el Atlántico, de modo que los desplazamientos entre puntos distantes entre sí más de 3.600 km son posibles (Marcovaldi y Filippini, 1991).

Estudios realizados utilizando la radiotelemetría en Buck Island (Islas Vírgenes, Estadounidenses) indican que, si bien las hembras anidadoras no se alejan más de tres kilómetros de las playas de anidación de la isla entre un episodio de anidación y otro, tan pronto como terminan de anidar por la temporada emigran inmediatamente de la zona (Starbird *et al.*, 1999).

Investigaciones recientes en las que se han empleado transmisores satelitales han permitido conocer con claridad las rutas de migración de las tortugas carey del Caribe. Al menos un individuo marcado en la isla de Bonaire (Antillas Holandesas) migró a aguas puertorriqueñas. Otros especímenes identificados por medio de transmisores en Cuba se dispersaron por las islas Caimán, Honduras/Nicaragua, Belice/Colombia, Jamaica/Montserrat/Guadalupe y Yucatán, cubriendo distancias de hasta 2.450 km. En dos casos, la tortuga abandonó las aguas cubanas sólo para volver más tarde, mientras que los recorridos de otras cuatro se efectuaron exclusivamente en esas aguas (Carrillo *et al.*, 1999; Manolis *et al.*, 2000). De cuatro hembras que anidaron en la península de Yucatán (México) y a las que se había colocado un transmisor satelital, dos nadaron hasta los bancos de Campeche, donde se quedaron, y dos hacia aguas internacionales del golfo de México y el mar Caribe (Byles y Swimmer, 1994). Además, cuatro hembras a las que se colocó un transmisor satelital al final de sus respectivas actividades de anidación en Barbados, fueron objeto de seguimiento a lo largo de períodos que oscilaron entre 7 y 18 días. Durante esos cortos lapsos, cada una emigró a aguas territoriales de un país diferente: Dominica, Grenada, Trinidad y Tobago y Venezuela, realizando desplazamientos desde la playa de anidación que variaron entre 200 y 435 km. Existen datos de tortugas carey marcadas con transmisores satelitales de Nicaragua que aún no están disponibles al público, pero que podrían arrojar información en el mismo sentido.



ESTUDIOS GENÉTICOS

Bass (1999) examinó los primeros resultados (Bass *et al.*, 1996) de las investigaciones de muestras de ADN mitocondrial (ADNmt) -ADN que se hereda de hembras a hijas- de tortugas Carey de ocho áreas de anidación y dos áreas de alimentación. Concluyó que las poblaciones anidadoras del Caribe son genéticamente distinguibles, debido a las bajísimas tasas de flujo genético entre las poblaciones anidadoras, lo que resulta en unidades de población aisladas desde este punto de vista. Por ende, cada población anidadora existe independientemente de las demás, cualquiera que sea la distancia geográfica entre ellas, y es muy poco probable que el tamaño y la composición de una población se vean influidos por la inmigración de tortugas de otras poblaciones. En términos de manejo, si una población anidadora es diezmada, son escasas las posibilidades de recolonización a partir de otras poblaciones, y es probable que ello sólo ocurra después de un largo período. Esto es congruente con lo que ya se sabía acerca de las tortugas Carey de las regiones del Índico y el Pacífico (Broderick *et al.*, 1994).

Al mismo tiempo, estudios genéticos de tortugas Carey encontradas en zonas de alimentación en Cuba y Puerto Rico indican que, en ambos casos, la “población” que se alimenta está compuesta por agrupamientos de individuos procedentes de al menos seis áreas de anidación diferentes. Bass concluyó que si bien los resultados publicados sólo habían incluido esos dos sitios, el hallazgo de poblaciones mezcladas en las zonas de alimentación podía extrapolarse a otros lugares.

A su vez, Díaz-Fernández *et al.* (1999) analizaron muestras de zonas de anidación y alimentación de Cuba, México y Puerto Rico. Utilizando secuencias más grandes de ADNmt, pudieron subdividir dos de los haplotipos descritos por Bass *et al.* (1996) en dos y tres haplotipos, respectivamente. Además estudiaron muestras de las que no disponían Bass *et al.*, procedentes de un número mayor y más diversificado geográficamente de tortugas Carey. Aunque hay diferencias en los resultados de ambos estudios, Díaz-Fernández *et al.* confirmaron las mismas conclusiones generales: cada población anidadora tiene haplotipos distintos, y cada zona no reproductiva tiene una mezcla de haplotipos que son propios de zonas de anidación diferentes y dispersas en el Caribe. Al igual que Bass *et al.*, determinaron que la mayor contribución de haplotipos en las zonas de alimentación de Puerto Rico correspondía a los provenientes de zonas de anidación distantes, mientras que los haplotipos de anidación cubanos constituían la mayor contribución en las zonas no reproductivas de Cuba.

Se han señalado notables diferencias en el mismo lugar de alimentación según las temporadas (Díaz-Fernández *et al.*, 1999). Por ejemplo, la contribución de haplotipos de la población anidadora cubana en la zona no reproductiva alrededor de la isla de Pinots, pasó del 33% en primavera al 53% en otoño. También se observó una gran variación entre diferentes años: la contribución porcentual de haplotipos de playas de anidación cubanas en las muestras de la zona de alimentación de Doce Leguas, descendió del 83% en 1994 al 54% en 1996. Los valores también variaron entre distintos



lugares no reproductivos (esto es, zonas de pesca) de un mismo país.

Bass (1999) advirtió que los valores de la contribución porcentual derivados de los análisis estadísticos actuales deben interpretarse como indicaciones cualitativas y no como estimaciones precisas de la composición genética de la tortuga carey del Caribe. Sólo se podrá llegar a conclusiones más precisas después de que se haga un inventario regional de haplotipos, se descubra la identidad, hasta ahora desconocida, de las poblaciones fuente de algunos de los haplotipos observados y se comprenda mejor cómo, dónde y cuáles poblaciones se mezclan y se separan en el tiempo y en el espacio. Esta información, además, debe relacionarse con otros parámetros no biológicos (oceanográficos, por ejemplo) que determinan la dinámica de la población.

Broderick *et al.* (1994) realizaron estudios genéticos sobre las tortugas carey de Australia, y revelaron que en las zonas no reproductivas aparecían juntas poblaciones mixtas. Por su parte, Okayama *et al.* (1999) señalaron que muestras de tortugas carey de tres áreas no reproductivas (Cuba, Puerto Rico y las islas Yaeyama del Japón), en todos los casos, presentaban una diversidad genética mucho mayor que las de cualquier zona de anidación de Indonesia o Japón. También observaron que si bien cada población anidadora tenía haplotipos específicos, el principal haplotipo característico de la población anidadora de Puerto Rico se detectó en un individuo que fue encontrado anidando en Cuba. Esto los condujo a pensar que las hembras anidadoras tal vez no se circunscriben a una zona de anidación determinada, y que las poblaciones

anidadoras pueden tener haplotipos de diversos orígenes.

El análisis genético de las tortugas carey ha hecho aparecer diferencias en las estimaciones de las contribuciones de haplotipos, no sólo entre los estudios sino también respecto de temporadas o años distintos en un mismo estudio, lo cual indica que la complejidad de la composición genética de algunos agrupamientos no reproductivos puede verse acrecentada por factores tanto espaciales como temporales. Evidentemente, esas investigaciones “sólo recientemente han sobrepasado las etapas preliminares”, y es preciso estudiar muestras más grandes, representativas de una mayor diversidad geográfica y que abarquen períodos más extensos (Bass, 1999). No obstante, la comprobación general de la mezcla de poblaciones en las zonas de alimentación se repite en todos los estudios. A excepción de un espécimen anómalo sobre el que informan Okayama *et al.* (1999), los resultados de los diferentes análisis también coinciden en que cada población anidadora tiene por lo menos un haplotipo de ADNmt distintivo.

Los resultados de los estudios genéticos son coherentes con otras líneas de investigación, particularmente con las referidas a recuperaciones de animales marcados y migración. En su conjunto, demuestran que cada población anidadora se debe tratar como una unidad de gestión distinta, pese al hecho de que los individuos se dispersan, migran y viven en territorios soberanos diferentes. Sin embargo, los agrupamientos de tortugas carey no reproductoras que se encuentran en una zona de alimentación determinada no constituyen unidades de gestión propiamente dichas, pues



están constituidos por animales procedentes de diversas poblaciones anidadoras. La contribución de las distintas poblaciones anidadoras presentes en una zona de alimentación determinada es susceptible de cambio según las temporadas y los años, y también hay grandes diferencias entre zonas de alimentación en cuanto a la composición genética de las tortugas. Si bien en cierto sentido esto puede ser una revelación en lo que concierne a las tortugas carey, el fenómeno general de poblaciones mixtas que habitan en la misma zona de alimentación se conoce en otras especies de tortugas marinas desde hace muchos años (Carr, 1975; Pritchard, 1976) y también es común en muchas otras especies marinas (Musick, 2001).

Hibridación

Las tortugas carey están presentes en muchos de los casos de hibridación conocidos entre especies de tortugas marinas. Se han identificado híbridos de carey y *Caretta caretta* en Bahía (Brasil), donde hay indicaciones de que los híbridos eran al menos de segunda generación (Conceição *et al.*, 1990; Bass *et al.*, 1996; Bass, 1999; Marcovaldi *et al.*, 1999). En Florida (Estados Unidos) se reportó la presencia de un híbrido de carey macho y *Caretta caretta* hembra, y un huevo recogido en Surinam produjo un híbrido que se determinó procedía de una carey macho y una tortuga verde (*Chelonia mydas*) hembra; se estimó que era de segunda generación (o anterior) (Karl *et al.*, 1995). A causa de la antigüedad de las unidades taxonómicas en cuestión, Bowen y Karl (1997) dijeron de estos híbridos de tortugas marinas que eran “los bastardos más antiguos conocidos por la ciencia”. Si los híbridos originales de carey-*Caretta caretta* o carey-*Chelonia mydas* fueron fértiles, el hecho plantea una serie de interesantes, y complejas, cuestiones que alimentarán el debate sobre cómo definir una especie biológica.

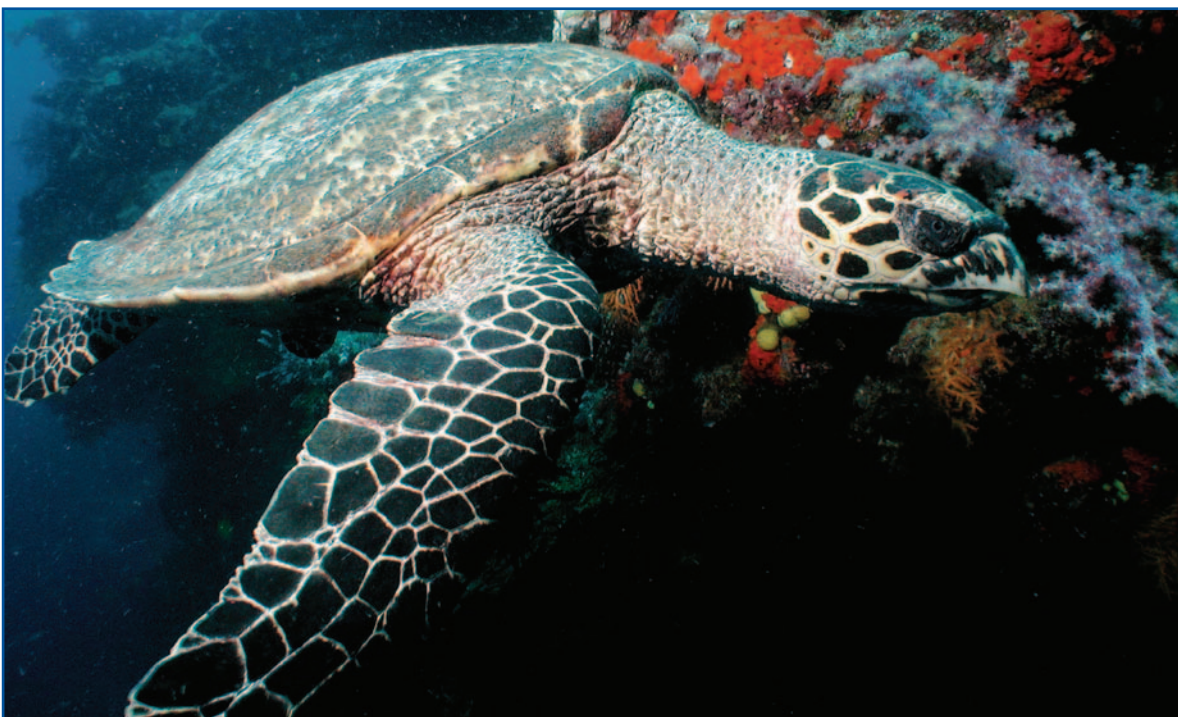


Foto: WWF Canon / C. Holloway

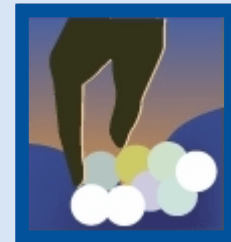


AMENAZAS A LAS TORTUGAS CAREY

Las amenazas a las que está expuesta la tortuga carey se pueden agrupar en dos conjuntos: las que impactan directamente a la especie y las que afectan su hábitat. Estas amenazas se ubican tanto en el agua como en la tierra, pueden ser temporales o permanentes, reversibles o irreversibles y tener un alcance local, nacional y hasta internacional.

Las amenazas que afectan directamente a la tortuga carey impactan sobre su capacidad de regeneración, sus índices de supervivencia, la estructura e incluso la función de la especie. Entre ellas se encuentran las siguientes:

Recolecta de huevos: esta es una de las más antiguas actividades del ser humano. Inicialmente se realizaba para satisfacer el hambre, pero al ampliarse las facilidades de transporte y darse la posibilidad de conservar el producto mediante la refrigeración, el consumo pasó a ser más intenso y los huevos se convirtieron en un artículo comercial, que se cambiaba por dinero u otros bienes.



Pesca incidental: la colocación de dispositivos de pesca en los arrecifes de coral y zonas aledañas conlleva el riesgo de atrapar especies que no son el objetivo de la jornada pesquera; de este modo ocasionalmente caen en las redes diversas especies de tortuga marina, entre ellas la carey. El pescador que encuentra el animal vivo rara vez le permite escapar, debido a que esta especie es muy apreciada como fuente de proteína y escama de carey. Cuando la tortuga ya tiene varias horas de atrapada y el estado de la carne no es el mejor, en algunos casos se usa para carnada, pero en otros se desecha, no sin antes extraer el caparazón.

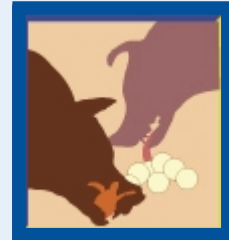




Cacería para fines variados: esta amenaza es una de las más severas, porque aniquila organismos que muchas veces tienen un gran valor para la población, sea porque son reproductores o porque representan un acervo genético relevante. La cacería más importante es la que se hace intencionalmente con el propósito de consumir la carne y luego vender el caparazón. Además, en algunos lugares se extrae el aceite de la carne como otro bien comerciable.



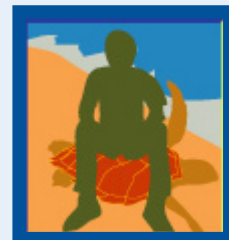
Depredación por animales domésticos: esta amenaza se manifiesta cuando en las comunidades o ciudades costeras la falta de atención a los animales domésticos provoca que estos busquen alimento por su cuenta, asumiendo conductas silvestres y depredando tanto nidos como tortugas. Algunas veces, y únicamente en el caso de los perros, cuando sus dueños los entrenan para olfatear y encontrar los nidos en la actividad de recolección, ellos regresan a la playa para seguir la recolección por sí solos, lo que afecta sustancialmente la anidación.



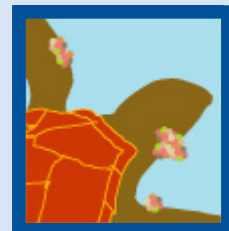
Comercio de productos: esta actividad humana, por su naturaleza mercantil y por darle un valor económico a la carne, los huevos, el caparazón y otros subproductos, induce la expansión de otras amenazas, como la cacería, la recolección de huevos e incluso las visitas a los sitios de anidación. Definitivamente el comercio aviva acciones humanas que incrementan la mortalidad y disminuyen la capacidad de regeneración de la especie.



Maltrato morboso: esta amenaza se asocia tanto a actividades en tierra como a operaciones de buceo recreativo en zonas costeras. Se presenta cuando las personas manipulan los organismos en forma imprudente y malintencionada, sea para tomar fotografías, para hacer que la tortuga les arrastre nadando a su regreso al mar, o por simple morbosidad.



Enfermedades: la más grave y potencialmente cruel enfermedad es el fibropapiloma, que aminora las capacidades fisiológicas de las tortugas hasta provocar su muerte.



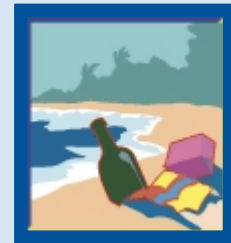


El segundo grupo de amenazas, aquellas que afectan el hábitat de las tortugas, corresponde a factores que alteran los ciclos de nutrientes, los flujos de energía, la red trófica y, por supuesto, la estructura y función del hábitat particular. Entre estas amenazas cabe mencionar:

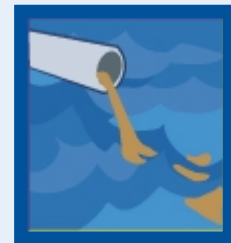
Desarrollo costero: incluye la construcción de estructuras que alteran la morfología de la zona costera, en las cuales se instala iluminación, se incrementa la generación de ruidos, y se promueve la llegada de visitantes. La contaminación y la pérdida de biodiversidad son características de esta amenaza. La conversión de una zona costera en área turística de alto desarrollo urbanístico es un elemento predominante en el Caribe.



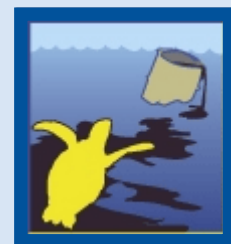
Desechos sólidos y líquidos: esta amenaza puede provenir del espacio inmediato, como las comunidades colindantes al arrecife coralino, pero también de zonas cuenca arriba. Es el caso de la madera y los desechos que son transportados por los ríos hacia la corriente marina, para luego, con la marea y las olas, terminar depositados en la playa; esto provoca una pérdida del hábitat de anidación porque en ocasiones estos materiales constituyen grandes barreras físicas. En cuanto a los desechos líquidos, pueden dividirse en aquellos que nitrifican el medio, como los encontrados en las aguas negras; los que contaminan, que son típicos en aguas de drenaje, como detergentes y blanqueadores, así como los químicos sintéticos asociados a la agricultura.



La nitrificación del medio donde habita y se alimenta la tortuga carey es un problema grave, ya que los componentes nitrificados pueden promover el crecimiento de algas, lo que podría llevar al sofocamiento de las esponjas y los corales, dando lugar a una merma en la biodiversidad y en la estructura y función del ecosistema coralino.

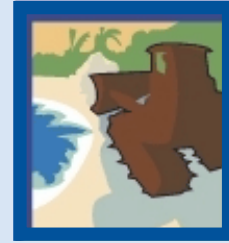


Los derrames de petróleo también constituyen problemas severos, tanto para la especie como para los diferentes hábitats marinos. Efectos sobre la fisiología del animal y las funciones del ecosistema son algunos de los impactos de esta amenaza.





Erosión: el uso de arena como material de construcción, reparación y materia prima para el concreto promueve la erosión costera. Al ser retirada la arena, la corriente crea alteraciones en la dinámica costera, llevándose enormes porciones de playa y huevos. Las plumas de sedimentos emanados de los ríos y decantados en el fondo marino pueden cambiar los patrones de corriente y provocar una erosión costera que afecta el anidamiento.



Afluencia y comportamiento de turistas: en áreas donde la afluencia del turismo es numerosa, éste puede ser una amenaza en la medida en que las personas realicen acciones que impidan el desove tranquilo de las tortugas o interactúen con ellas al bucear en las zonas donde habitan. Toda acción humana que provoque una alteración del comportamiento natural podría afectar y ser una amenaza para la supervivencia de la especie.

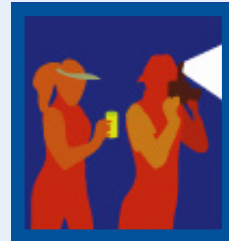
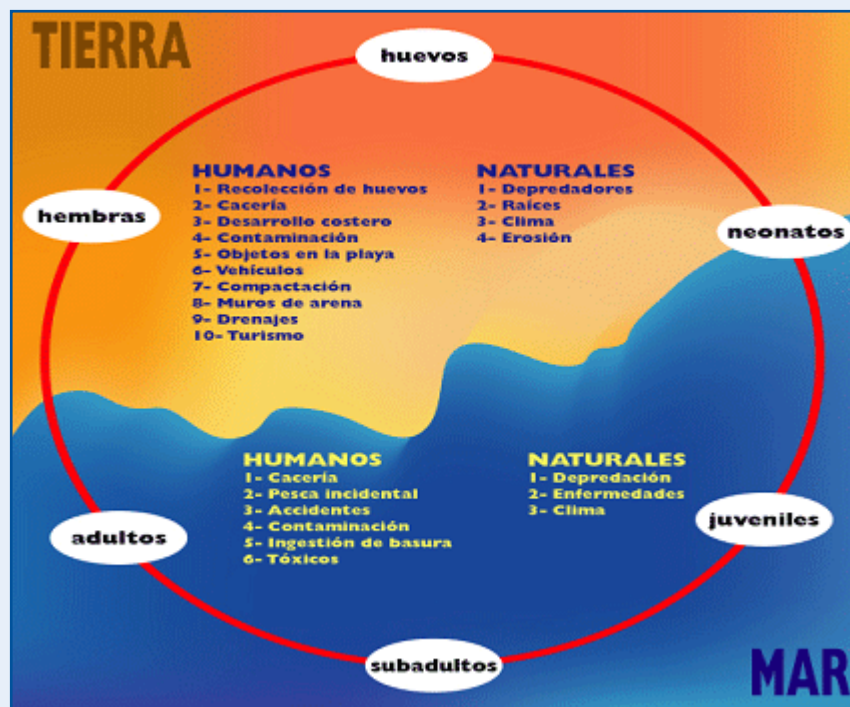


Figura 11: Amenazas que afectan a la tortuga de Carey tanto en la tierra como en el mar (Chacón et al., 2001).





EL COMERCIO DE CONCHAS DE CAREY: UNA AMENAZA PARTICULAR

Las placas de carey son tan apreciadas como el marfil, el cuerno de rinoceronte, el oro y algunas piedras preciosas. La magnitud y el largo historial del mercado de caparazones de carey en el mundo entero han influido fuertemente en el estado de supervivencia de la especie (Carr, 1972; Parsons, 1972; Mack *et al.*, 1979 y 1982; Nietschmann, 1981, Mortimer, 1984; Milliken y Tokunaga, 1987; Cruz y Espinal, 1987; Groombridge y Luxmoore, 1989; Meylan, 1989; Canin, 1991; Eckert, 1995; Limpus, 1997; Palma, 1997, Chacón 2002a).

Llamadas “bekko”, “carey”, o “concha de tortuga”, las espesas placas que recubren el caparazón de la tortuga están compuestas de queratina (proteína estructural fibrosa probablemente del grupo de las beta-queratinas; Mathews *et al.*, 2002), la misma sustancia que forma parte de las uñas, el cabello y el cuerno del rinoceronte. El carey es un material ricamente coloreado, que en manos de artesanos experimentados se puede soldar, modelar, cortar y convertir en infinidad de productos. Fue el primer material plástico utilizado por el ser humano, y ya antes de la era cristiana se comercializaba internacionalmente. Los precios actuales de algunos artículos de carey hacen de este uno de los productos de origen animal más valiosos; el caparazón bruto, no trabajado, puede venderse en miles de dólares el kilogramo.

La tortuga carey está protegida por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES)

desde 1975, fecha en que entró en vigor este instrumento. En aquella época, la población del Atlántico estaba incluida en el Apéndice I de la Convención, y la del Pacífico en el Apéndice II. En 1977, la población del Pacífico pasó al Apéndice I. Doce años después, en un examen de la situación mundial de las tortugas carey patrocinado por la CITES, Groombridge y Luxmoore (1989) llegaron a la conclusión de que las poblaciones de esta especie estaban declinando en 56 de las 65 unidades geopolíticas con respecto a las cuales se disponía de alguna información sobre la densidad de anidación, con disminuciones debidamente documentadas en 18 de esas zonas, y supuestas en las 38 restantes. En consecuencia, recomendaron mantener la especie en el Apéndice I.

La prohibición mundial del comercio internacional de tortugas marinas ha surtido efecto gradualmente, en la medida en que naciones que son fuertes importadoras y exportadoras cumplen las disposiciones de la CITES. No obstante, el comercio lícito de carey entre países signatarios de la Convención no cesó sino hasta finales de 1992. En ese año el principal país importador, Japón,

Figura 12: Placas de carey listas para ser utilizadas en la elaboración de joyería.



Foto: W. Quirós



que mantenía una reserva en cuanto a la inclusión de la Carey en el Apéndice I, adoptó un cupo de importación cero. El comercio entre naciones no signatarias sigue siendo legal, y en muchos lugares se venden productos públicamente, sobre todo a turistas internacionales.

A pesar de la prohibición del comercio internacional de tortugas Carey bajo la CITES, el comercio doméstico y el tráfico ilegal internacional continúan ejerciendo presión sobre las diezmas poblaciones de esta especie en el mundo. Cambios recientes en la legislación nacional, que garantizan la protección absoluta de las tortugas Carey en Vietnam, reconocen que su uso comercial ha causado la sobre-explotación del recurso en el país (TRAFFIC Southeast Asia, 2004). El comercio ilegal internacional a gran escala persiste en Asia e impide la recuperación de las poblaciones de tortugas (TRAFFIC Southeast Asia 2004; Van Dijk y Shepherd 2004). Igualmente, en Centroamérica y en el Caribe persisten la explotación doméstica ilegal y el trasiego internacional de productos de tortuga Carey (Fleming 2001; Chacón 2002a; TRAFFIC, 2002).

Figura 13: Artículos de Carey a la venta en el muelle internacional del aeropuerto de Santo Domingo, República Dominicana, en abril de 2004.



Foto: WWF - C. Drews



TAMAÑO Y TENDENCIA DE LA POBLACIÓN

Para el manejo y conservación de una especie resulta primordial conocer el tamaño y tendencia de una población. Sin embargo, este es uno de los aspectos más problemáticos para el manejo de las tortugas marinas. Dado que muchas otras interrogantes más sencillas acerca de la biología básica de las tortugas carey permanecen sin respuesta, no se puede esperar más a este respecto, pues el conocimiento del tamaño de la población depende de la información que se tenga sobre esas otras cuestiones. Un tema importante, incluso antes de tratar de contar, es determinar en forma precisa qué es lo que constituye una “población”. Como lo revelan los estudios genéticos, las tortugas carey que se encuentran juntas en el mismo lugar y el mismo momento no son automáticamente miembros de la misma población.

Aparte de los nidos y las crías en las playas, la mayoría de los debates sobre el tamaño de la población se centra en las hembras anidadoras, porque este segmento de la población es relativamente más fácil de observar y contar. Pero aún así, el concepto de “población de hembras anidadoras” es complejo. Por ejemplo, el tamaño de la cohorte que anida cada año en Jumby Bay (Antigua) ha variado en más del 50%, pasando de 21 a 38 tortugas, con un total de 126 hembras marcadas, tras once años de estudio continuo. La “población de hembras anidadoras” no sólo tiene un tamaño variable de un año a otro, sino que su composición es inestable e impredecible. En cada temporada, un grupo distinto de animales se reúne en las proximidades de la playa de anidación para reproducirse: algunos de los individuos se reproducen por primera vez, mientras otros vuelven a anidar después de intervalos de remigración variables.

Un criterio consiste en evaluar las variaciones notorias de la abundancia general de tortugas marinas presentes en una zona determinada. No obstante, se dispone de muy poca información sobre la abundancia y la densidad de las tortugas carey y, por ende, este procedimiento tampoco está exento de problemas de interpretación. Datos científicos recientes e históricos de la Gran Barrera de Arrecife Sur (SGBR) de Australia indican que la tortuga carey no es tan abundante como la tortuga verde o la *Caretta caretta*. Como esa zona no ha sido objeto de explotación intensiva, se pensó que en algunas áreas de arrecifes la densidad de las especies presentes tal vez fuese naturalmente baja (Limpus, 1992a). Sin embargo, se debe tener presente que, durante todo su ciclo vital, las tortugas carey inmaduras que viven de la SGBR pueden dispersarse por otras zonas de países vecinos, y ser objeto de explotación intensa, lo que podría tener repercusión en la densidad



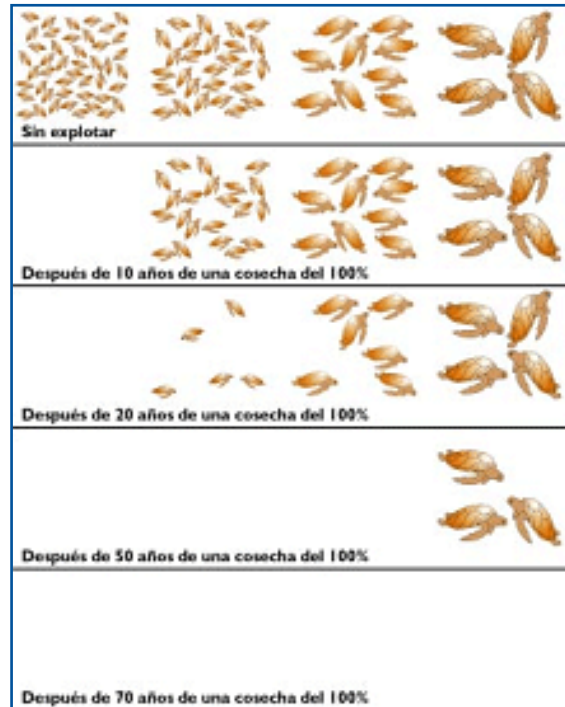
y la composición demográfica de la SGBR. En el Caribe, los autores de un complejo análisis de los registros de las pesquerías de Cuba concluyeron que probablemente nunca será posible conocer la medida en que las poblaciones se han reducido a causa de la explotación (Carrillo *et al.*, 1999).

ESTIMACIÓN DEL ESTADO DE LA POBLACIÓN

Para comprender lo que sucedió a las poblaciones de tortugas de carey en el siglo pasado, hay que considerar la literatura histórica, las estadísticas del comercio y la información cualitativa, además de los datos sobre el monitoreo de las playas de anidación.

La gran movilidad de las tortugas marinas hace difícil censarlas. Por razones de accesibilidad, el método más utilizado para controlar las tendencias de la población es contar el número de hembras que llegan cada año a las playas de anidación (Meylan, 1982). Es complicado estimar la población porque las hembras desovan varias veces en esa época, por lo general siguen un plan de desove no anual y pueden reproducirse activamente durante decenios (Carr *et al.*, 1978; Fitzsimmons *et al.*, 1995; Mortimer y Bresson, 1999). Por lo tanto, el monitoreo durante largos períodos es esencial para documentar la verdadera tendencia en la población. No obstante, para estimar el tamaño y tendencia de la población en la actualidad se prefiere contabilizar el número anual de nidos en vez del número de tortugas anidadoras, porque en muchos proyectos no hay marcado de tortugas (sólo conteo de huellas), por lo que no

Figura 14: Expresión gráfica del proceso de reducción poblacional provocado por recolección humana, basado en Mortimer (1997) y, Chacón *et al.*(2001).



es posible distinguir múltiples nidos del mismo ejemplar. Si se emplean totales anuales de nidos tampoco se requiere marcar a los individuos para distinguirlos cuando remigren o reaniden y no es necesario entrar en diferencias geográficas en los intervalos de remigración. Un riesgo inherente a esta técnica es contar nidos (huella y cama con movimiento significativo de arena), y considerarlos como sitios en los que en el 100% de las ocasiones existe una nidada (grupo de huevos), situación que no siempre es real.

La cantidad de nidos construidos cada año puede relacionarse con el número de tortugas hembra que desovan anualmente, dividiendo por el número promedio de nidos por hembra (Richardson *et al.*, 1989; Guzmán *et al.*, 1995; Hillis, 1995). Para



finos demostrativos se ha utilizado un ámbito de 3 a 5 nidos por hembra. Así, si el total de nidos es de 500, el ámbito estimado de hembras anadoras sería de 100 a 167 individuos, al dividir por 5 y por 3, respectivamente. La cantidad de hembras anadoras puede relacionarse con el tamaño de la población total (aunque no con precisión) si se conocen otros datos apropiados de la población (estructura, proporción de los sexos).

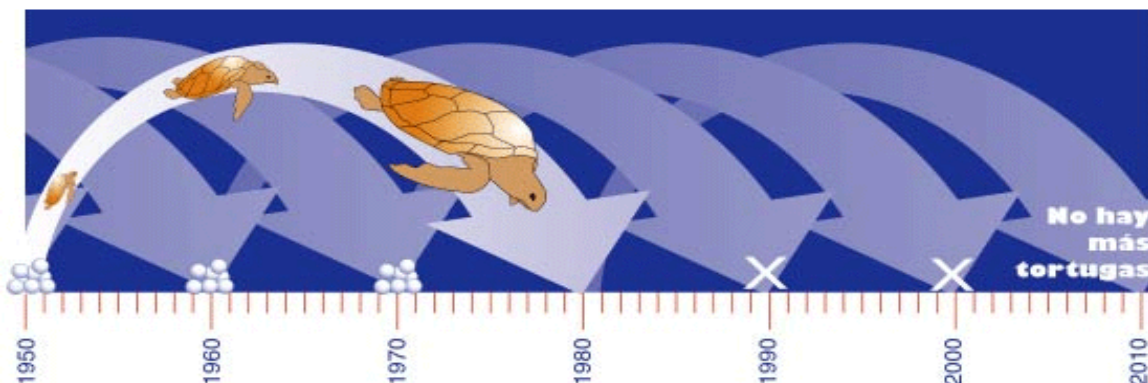
El limitado acceso a machos reproductivos y a todos los segmentos no reproductivos dificulta la estimación del tamaño total de la población. Los largos períodos de generación en las tortugas marinas tienen también repercusiones en el análisis de la tendencia de la población (Congdon *et al.*, 1993). Las generaciones se calculan como la edad a la madurez sexual más la mitad de la longevidad reproductora (Pianka, 1974). En el caso de la tortuga carey, las estimaciones de la edad a la madurez van de 20 a 40 años (Boulon, 1983 y 1994; Limpus, 1992a; Mortimer, 1998). El Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas, basado en los datos de crecimiento y longevidad reproductora del mundo entero (Meylan y Donnelly, 1999),

estima conservadoramente que el tiempo de generación en la tortuga carey es de 35 años. Entonces, para evaluar de manera robusta las tendencias de la población de las tortugas de carey según los criterios de la UICN se necesitan datos de la población de al menos 105 años, equivalentes a tres generaciones.

En las consideraciones sobre las tendencias de población, es preciso tener en cuenta la importante distinción entre las variaciones de población que se han producido en los últimos dos a cuatro decenios (período de referencia más usual) y las que tuvieron lugar en los pasados 105 años, que son realmente las más relevantes para los criterios de la Lista Roja de la UICN. Algunas poblaciones que ya habían disminuido mucho a comienzos del siglo XX ahora parecen estables e incluso presentan indicios de aumento. Sin embargo, por su reducido tamaño, su contribución a la proyección de la supervivencia de la especie a largo plazo sigue siendo limitada.

El resultado del largo período de generación es que los estudios sobre playas de anidación miden

Figura 15: Modelo que ejemplifica el proceso generacional y el efecto de la recolecta total de huevos sobre el reclutamiento, basado en Mortimer (1997) y Chacón *et al.* (2001).





con mayor precisión el éxito reproductor de las hembras anidadoras de la generación anterior (y la supervivencia de sus crías) que el estado de la población actual. Las tendencias futuras se determinan mediante ejemplares que todavía no han alcanzado la madurez. En las investigaciones sobre playas de anidación no se detectan cambios en los ejemplares jóvenes y en las poblaciones de tortugas subadultas, que ocurren por la recolección excesiva de huevos o hembras, lo que interfiere con la producción de nuevas crías. Cuando esa explotación excesiva es intensa, se aplaza la disminución del número de hembras anidadoras hasta que virtualmente se han eliminado las clases de edad joven y subadulto (Bjorndal *et al.*, 1985; Mortimer, 1995a). Cuando el número de anidaciones empieza a disminuir, toda la población se encuentra ya bastante diezmada (Fig. 14).

El impacto de la recolección de huevos en la supervivencia de la especie está cimentado en la imposibilidad de generar “tortuguitas” que reemplacen a las hembras maduras que desaparecen por mortalidad natural o provocada por el ser humano. Es por esto que después de varios años de saqueo de huevos en una playa las hembras dejan de llegar, puesto que no hubo hembras jóvenes madurando para sustituir a sus madres. Este impacto no se refleja inmediatamente en la playa, sino hasta períodos superiores a los años equivalentes a varios ciclos de madurez sexual y según la especie. Las figuras 14 y 15 muestran los efectos a largo plazo de la recolección de huevos de tortuga. Si se explotan excesivamente los nidos se ocasionará una ruptura del ciclo (flecha blanca), lo que impedirá que las hembras regresen a

anidar al cabo de un lapso igual a su primera edad reproductiva.

Una debilidad preponderante es que el monitoreo científico de las poblaciones de tortugas marinas en las playas de anidación no comenzó sino hasta mediados del decenio de 1950 y que desde entonces relativamente pocos proyectos se han centrado en la tortuga carey, la cual en muchos casos es la especie secundaria o terciaria por asuntos de limitada abundancia. En efecto, una consecuencia de que los biólogos dispongan sólo de remanentes de poblaciones de tortugas carey es precisamente que hay muy pocos proyectos de monitoreo y protección de sus nidos (Meylan, 1999a). Como resultado, las estimaciones poblacionales son débiles y el seguimiento de las variaciones es deficiente en la mayor parte del área de distribución de la especie. Los datos sobre tortugas de carey se recopilan frecuentemente como información auxiliar para estudios de otras especies de tortugas marinas.



Tortugas Marinas
Programa para América Latina y el Caribe

WWF Y EL USO SOSTENIBLE DE LAS TORTUGAS MARINAS

WWF apoya el uso sostenible de la vida silvestre cuando éste es verdaderamente sostenible, no amenaza otras especies o poblaciones, provee beneficios reales a la población local y genera incentivos y beneficios para la conservación de la especie. Evaluamos cada caso y sus peculiaridades por separado. A veces, el uso sostenible no extractivo de las tortugas marinas puede generar mayores beneficios económicos a las comunidades locales que el uso extractivo. WWF se opone a la reapertura del comercio internacional de tortugas marinas y sus productos, hasta tanto se haya demostrado que: la especie en cuestión se ha recuperado lo suficiente como para sostener dicho comercio; los gobiernos tienen suficiente capacidad y compromiso para ejercer el control e implementar las leyes nacionales e internacionales; otras poblaciones no son puestas en riesgo; el comercio beneficia primordialmente a las comunidades locales y mejora la conservación de la especie; y dicho comercio no afecta en forma negativa la recuperación de poblaciones para que desempeñen sus papeles ecológicos en los ecosistemas, y mantengan su salud demográfica y diversidad genética. En algunos casos, el uso de tortugas marinas en pequeña escala puede permitir la recuperación de la especie. Sin embargo, a la luz del estado de amenaza de las tortugas marinas y la historia de su sobreexplotación, no es precautorio promover usos extractivos de estas especies en la actualidad.

WWF- Plan de Acción Regional de Tortugas Marinas para América Latina y el Caribe



ESTADO DE LA TORTUGA CAREY EN EL CARIBE

En 1968, la UICN incluyó por primera vez la tortuga carey dentro de la categoría de especies *en peligro*, la más alta categoría de amenaza para ese momento, y la mantuvo así en las siguientes publicaciones de la Lista Roja hasta 1996, cuando la calificación de su estado se sustituyó por la de *en peligro crítico*, según los criterios revisados (Baillie y Groombridge, 1996). El Grupo de Especialistas de Tortugas Marinas de la UICN concluyó que la carey estaba en esta situación, como resultado del examen de los registros históricos e información de estudios y datos sobre la cantidad de animales observados en el mercado.

La clasificación se fundamentó en los siguientes criterios:

1. Una reducción observada, estimada, deducida o supuesta, de al menos el 80% sobre las tres últimas generaciones, a partir de la observación directa, un índice de abundancia apropiado para el taxón, y niveles reales o potenciales de explotación.
2. Una reducción de al menos el 80%, prevista o supuesta en las tres próximas generaciones, sobre la base de un índice de abundancia apropiado para el taxón, una disminución en la zona de ocupación, extensión de su presencia y/o calidad de hábitat y niveles reales o potenciales de explotación.

La clasificación de 1996 fue criticada y sometida a una revisión adicional por parte de la UICN. En el 2001 ésta emitió su dictamen referente a la petición de revisión, concluyendo que la clasificación

en peligro crítico era justificada (Meylan y Donnelly, 1999; UICN, 2001, ver también <http://www.redlist.org/search/details.php?species=8005>¹).

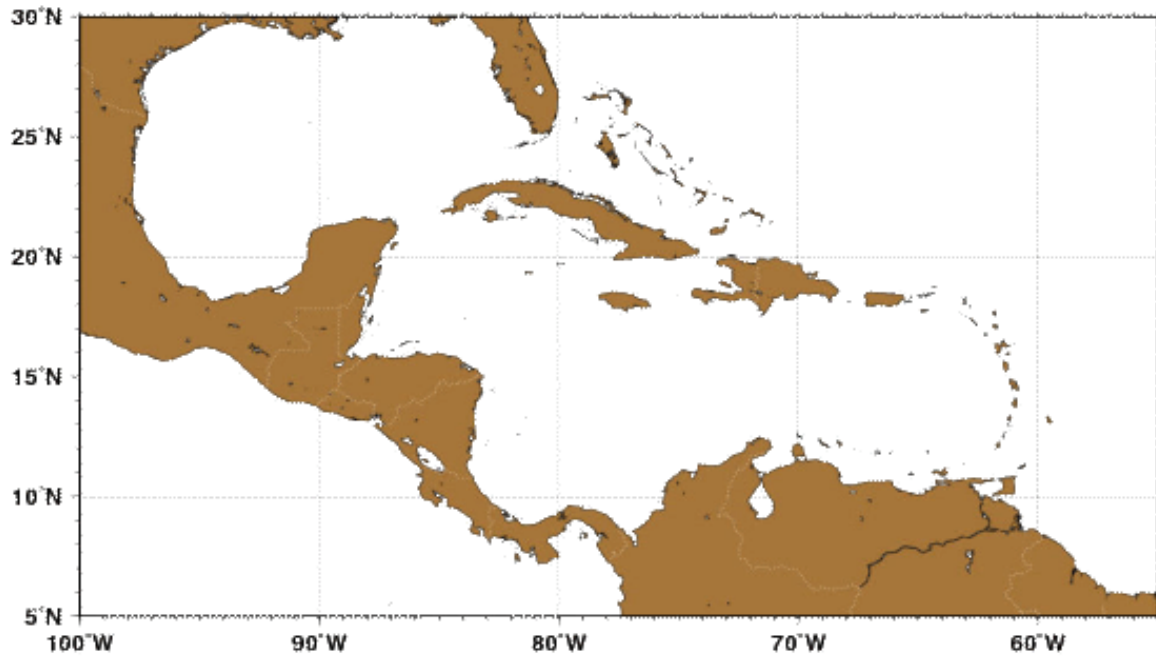
Por otra parte, la tortuga carey está incluida en el Apéndice I de la Convención sobre Especies Migratorias (CEM) como especie migratoria en peligro, lo mismo que en su Apéndice II, que llama a la acción concertada por medio de acuerdos internacionales en favor de su conservación. En el Protocolo Relativo a Zonas Especialmente Protegidas de Flora y Fauna Silvestres del Convenio de Cartagena (SPAW) forma parte del Apéndice II, que se refiere a especies bajo total protección. Todas las tortugas marinas del Hemisferio Occidental están protegidas desde el 2001 bajo la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas. Asimismo, todas las tortugas marinas se encuentran en el Apéndice I de CITES, que prohíbe su comercio internacional.

1. Red List Standards & Petitions Subcommittee 1996. *Eretmochelys imbricata*. In: IUCN 2004. *2004 IUCN Red List of Threatened Species*. <www.redlist.org>. Downloaded on **09 January 2005**.



Figura 16: Gran Caribe (Atlántico tropical occidental, golfo de México y mar Caribe).

Fuente: G. Samuels, RSMAS



Estudios recientes han permitido concluir que las tortugas carey han sido diezgadas, tanto a escala mundial (Meylan y Donnelly, 1999; Suganuma *et al.*, 1999 y 2000) como en el Caribe (Meylan, 1999b). Sin embargo, hay indicios de que con una serie de actividades de conservación -en particular la protección de las playas de anidación- a lo largo de varios decenios, el número de tortugas carey que anidan cada año (“poblaciones anidadoras”) puede aumentar (Garduño-Andrade *et al.*, 1999; Mortimer y Bresson, 1999).

La percepción del estado de las poblaciones de tortugas carey sigue siendo un tema de controversia, debido en parte a la poca información y en ocasiones a la falta de ésta. Lo cierto es que en los últimos cinco años se ha logrado reunir y generar más información, lo que permite tener una visión más clara en algunos casos.

El estado de las poblaciones de tortugas de carey en la región del Gran Caribe ha sido objeto de numerosos análisis. Meylan (1989) examinó el estado de las tortugas de carey para el Segundo Simposio sobre las Tortugas del Atlántico Occidental y llegó a la conclusión de que en casi todos los países del Gran Caribe había menos de 100 hembras anidadoras al año. Donde quedaba una mayor población era en México (península de Yucatán). A su vez, Groombridge y Luxmoore (1989) concluyeron que, en el caso de la tortuga carey, “toda la región del Atlántico occidental-Caribe está muy mermada”. Los cálculos de poblaciones hechos por estos autores dieron una estimación máxima de 4.975 hembras anidadoras en el Gran Caribe (Meylan, 1989). En una estimación posterior, y haciendo uso de varios estudios, Meylan (2001) determinó que, como máximo, 5.000 tortugas carey anidan anualmente en la región del Caribe, excluyendo Guyana, Guyana Francesa, Suriname y Brasil.

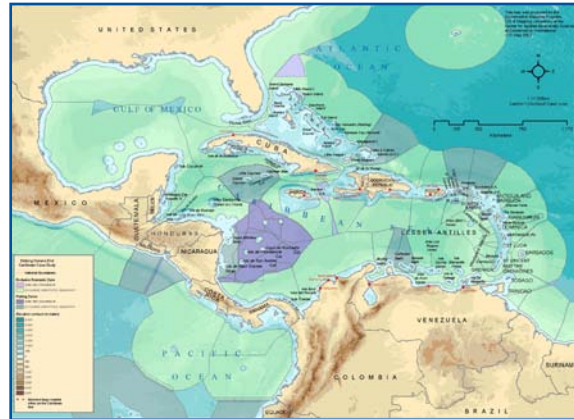


Se cree que, como máximo, 600 tortugas carey anidan en esos cuatro países, sobre la base de las siguientes estimaciones: 1-5 nidos/año en Guyana Francesa (Fretey, 1987), 30 nidos/año en Surinam (Reichart y Fretey, 1993) y entre 1.200 y 1.500 nidos/año en Brasil (Meylan, 2001). En Guyana no se dispone de una estimación para todo el país. Las anidaciones de carey se dan en bajas densidades.

Meylan (1999b) evaluó el estado de las tortugas carey en las 35 unidades geopolíticas que componen el Caribe y determinó que las poblaciones disminuían o estaban mermadas en 22 de las 26 unidades en las cuales se dispuso de información sobre el estado y las tendencias (en las cuatro unidades restantes no se producen anidaciones; Kaufmann, 1975; Nietschmann, 1981; Ottenwalder, 1981; Carr *et al.*, 1982; Meylan, 1983; Edwards, 1984; Finley, 1984; Fletemeyer, 1984; Higgs, 1984; Hunte, 1984; Incer, 1984; Morris, 1984; Murray, 1984; Rosales-Loessner, 1984; Wilkins y Meylan, 1984; Moll, 1985; Burnett-Herkes, 1987; Cruz y Espinal, 1987; Drosy, 1987; Lescure, 1987; Medina *et al.*, 1987; Ottenwalder, 1987; Goombridge y Luxmoore, 1989; Eckert *et al.*, 1992; Eckert y Honebrink, 1992; Fuller *et al.*, 1992; Horrocks, 1992; Smith *et al.*, 1992; Sybesma; 1992 Barmes *et al.*, 1993; Bjorndal *et al.*, 1993; D'Auvergne y Eckert, 1993; Scott y Horrocks, 1993; Eckert, 1995; Ottenwalder, 1996; Cordoba, 1997).

Para Meylan (1999b) la tortuga carey cumple los criterios de la Lista Roja de la UICN de 1996 para una especie en peligro crítico de extinción, sobre la base de reducciones de la población global de 80% o más en las tres últimas generaciones (105

Figura 18: Mapa de las fronteras marítimas en el Caribe.



Fuente: Conservation International

años) y disminuciones previstas en las tres próximas generaciones. La mayoría de las poblaciones muestran descensos numéricos, están mermadas o son un remanente de poblaciones antes sanas. Costa Rica, Guatemala, Nicaragua y Panamá, entre otros países, han dado disminuciones tanto en número de nidos como en individuos. En varias zonas se han registrado descensos poblacionales del 80% en menos de cincuenta años.

Según Meylan (1999b) en el Caribe sólo hay una población con más de mil hembras anidadoras al año: la península de Yucatán, en México. Otras poblaciones pequeñas pero mermadas son ahora estables, como las de Bahía Jumby, en Antigua, y la isla Buck, en las Islas Vírgenes Estadounidenses (Meylan, 2001). Unas cuantas han empezado a aumentar, pero sólo después de varios años de protección: Parque Nacional Cahuita (Costa Rica), Yucatán (México), isla Mona (Puerto Rico) y algunas playas en las islas de Barbados y Antigua. No obstante, el reciente declive de la población anidadora de Yucatán a partir del año 2000 (Fig. 20), sugiere que tampoco estas poblaciones están fuera de peligro.



Todos los lugares que muestran incrementos tienen otros factores en común, como una política de restricción del uso y el desarrollo de actividades de protección desde hace más de veinte años. Aunque los aumentos son más la excepción que la regla, esos pocos éxitos demuestran que las poblaciones de tortugas carey pueden reaccionar positivamente a la conservación de largo plazo. En este sentido es importante destacar dos cualidades en las labores de conservación: el esfuerzo del largo plazo y la regionalización de los programas, lo que amerita planes y acciones congruentes y consensuadas entre las naciones del Gran Caribe.

En el pasado abundaba la tortuga carey, como lo prueban los datos históricos, las anidaciones de gran densidad en algunos sitios que quedan y las estadísticas del comercio. Parsons (1972) y Chacón (2002a) determinaron que de las diversas especies de tortugas marinas, la de carey es la que ha sufrido la más larga y continuada explotación. Además de las amenazas que comparte con otras tortugas marinas, como la pérdida de hábitats de anidación y alimentación, la contami-

nación por petróleo, la pesca incidental, la ingestión de desechos marinos y el enmarañamiento con ellos, la tortuga carey es explotada por las placas de queratina que se desarrollan sobre su caparazón y que son utilizadas para la elaboración de artesanías.

Meylan (1999b) ha sugerido que anteriormente no se había reconocido la verdadera magnitud de los efectos acumulados, y que en nuestra percepción actual sobre el estado de la población de esta especie ha influido el llamado “síndrome de referencia variable” (Pauly, 1995; Sheppard, 1995; Jackson, 1997). Este concepto alude a la tendencia de las personas a medir el cambio por comparación con lo que suponen una condición inicial o de referencia, por lo general el momento de sus vidas en que observaron por primera vez un fenómeno, y no por los antecedentes históricos, considerando los impactos acumulados o el estado remanente. Así, la percepción de referencia se reajusta de manera constante (e inconsciente), por lo que se pierde la perspectiva histórica y una población diezmada, puede ser vista como normal.



Foto: D. Chacón

Figura 19: Caparazón de carey usado como lienzo de una pintura, en una artesanía centroamericana.

La tortuga carey sigue siendo capturada por su carne, su caparazón y sus huevos, en la mayoría de las áreas en que se encuentra. La explotación se ha incrementado a causa de los avances tecnológicos en los equipos y aparejos de pesca, en un proceso que se lleva a cabo tanto en playas como en zonas marinas. Como esta actividad se da en hábitats arrecifales junto a peces y langostas de gran valor comercial, las tortugas resultan particularmente vulnerables a la explotación, lo cual facilita que rebasen el punto de extinción económica. Sin lugar a dudas, la presión crece con el aumento del esfuerzo pesquero en la zonas de distribución de la especie.



SITIOS DE IMPORTANCIA PARA LA CAREY EN EL CARIBE

Anguilla. En su área sureste, esta isla tiene 17 km de arrecifes de coral que son considerados los más sanos del Caribe Este (Oldfield 1999). Aunque no se ha cuantificado la anidación, se sabe que ocurre en Prickly Pear y Dog Island como los sitios de mayor importancia (Oldfield 1999). El mismo autor ha determinado que las zonas de alimentación se ubican al norte de la isla y los cayos alrededor de ella. Por su parte, Godley *et al.* (2004) indican que la Carey es la más común y abundante de las especies de tortugas marinas en la isla, con un promedio de 25 nidos/año entre 1998 y 2003. Estos investigadores han registrado la presencia de adultos y juveniles en las aguas circundantes, e incluso números significativos de juveniles en algunas zonas.

Antillas Holandesas. En las playas a lo largo de la costa nororiental de Curacao se registró un nivel muy bajo de anidación de tortuga Carey (cuatro nidos confirmados en 1993; Debrot y Pors, 1995). La anidación de esta especie no había sido documentada previamente en la isla. En Aruba se informa de una anidación estimada en una magnitud de entre 0 y 50 nidos por lugar, en playas como Boca Gandhi, Parke National Arikok y playa Arashi; los nidos se han encontrado de junio a octubre (R. van der Wal, comunicación personal).

Antigua. La población reproductora en bahía Jumby, Long Island, parece estacionaria (Meylan, 1999a; Richardson *et al.*, 1999) con un máximo de 139 nidos en 1991 y una población estimada en 78 hembras adultas (Richardson *et al.*, 1999).

El monitoreo de la playa de anidación en bahía Jumby es muy estricto. En la actualidad las hembras anidadoras y los nidos están debidamente protegidos porque la playa pertenece a un lugar de veraneo privado orientado a la conservación. No se conocen otros emplazamientos de anidación concentrados en Antigua. Según Muenz y Andrews (2003), desde 1987 y 2001 se ha contabilizado un máximo de casi 160 nidos por temporada.

Bahamas. Este es un archipiélago compuesto por alrededor de 700 islas y unos 2.000 cayos, que se extienden por 960 km hacia el sureste desde Mantanilla Shoal, fuera de la costa de Florida, hasta unos 80 km al norte de Haití. El anidamiento de Carey está confirmado en varias de estas islas, tales como: Abaco, Inagua, Acklins, Crooked Island y Conception Island. Se han localizado Careyes con marcas provenientes de Cuba y Turk y Caicos. Se cree que existen cantidades significativas de esta especie en los amplios bancos coralinos que sirven como ecosistemas de forrajeo (CITES National Authority-Bahamas, 2001).

Barbados. Se ha registrado un aumento constante de nidos y de hembras de tortuga Carey marcadas desde 1997, y los investigadores están cada día más convencidos de que la población está en sus primeras fases de recuperación. En el año 2000 se marcaron 103 hembras anidadoras y el número de nidos pasó de 807 en 2000 a 1.179 en 2001. Esto representa una actividad de anidación en aproximadamente 10 km de playas y se estima que representa el 80% de la actividad de anidación de esta especie en Barbados.



Belice. El sitio más importante documentado recientemente es Gales Point, en Manatee Bar, donde se han monitoreado entre 100 y 150 nidos anuales en los últimos años. También se mencionan Sapotilla Cays y Long Coco Cay como áreas de anidación relevantes. Es probable que la gran barrera de arrecife ubicada frente a Belice albergue una enorme cantidad de sitios de alimentación para esta especie (CITES National Authority-Belize, 2001).

Bermuda. La carey es encontrada fortuitamente en las aguas de Bermuda por buzos y otras personas. Los tamaños de estos individuos oscilan entre 24,6 y 64,8 cm de longitud recta de caparazón, mientras que los especímenes varados en la costa oscilan entre 8,7 y 69,7 cm. No hay anidación documentada, lo cual confirma que la plataforma continental de Bermuda es usada por esta especie como sitio de desarrollo en su ciclo de vida (Meylan *et al.*, 2003, Godley *et al.*, 2004). Godley *et al.* (2004) han reportado la presencia de juveniles en sus aguas circundantes, pero en cantidades pequeñas.

Caimán. Estas islas (Gran Caimán Grande, Pequeño Caimán y Caimán Brac) están situadas al oeste de las Antillas Mayores y cubren un área de 259 km² (159 km² solo Gran Caimán). Para Oldfield (1999), aquí las careyes se dan en pequeñas cantidades. En 1999 se registraron 4 nidos, mientras que de 2000 a 2003 no hubo registros (J. Blumenthal, comunicación personal). Se ha informado de sitios de alimentación en los alrededores de las tres islas, especialmente en zonas de coral. Blumenthal *et al.* (2003) registran sitios de alimentación alrededor del Pequeño Caimán. Los

registros de estos autores son coincidentes con la información publicada por Godley *et al.* (2004), según la cual la anidación es menor a los 5 nidos anuales y por varios años ha sido nula o se encuentra extirpada del sitio. Pese a ello, también se ha observado una presencia limitada de juveniles en sus aguas.

Colombia. Varios son los sitios reconocidos con anidaciones de no más de 20 nidos por temporada, entre ellos las islas del Rosario, el archipiélago de San Andrés y Providencia, la isla Fuerte y la isla Tortuguilla. En las playas del golfo de Urabá y varios sitios en los departamentos de Sucre y Córdoba (1997) se reporta una anidación no mayor a 10 nidos por temporada (C. Ceballos, comunicación personal). Córdoba, López y Amorcho (1998) registraron anidaciones de 21 nidos en Serranilla (67%) y Cayo Bolívar (1,2%). A su vez, Córdoba *et al.* (2000) informan sobre una gran cantidad de sitios de anidación de esta especie a lo largo de la costa continental de Colombia, así como en las islas aledañas, situación que evidentemente amplía el número de anidaciones que se presenta en este país.

Costa Rica. En playa Tortuguero, el sitio de mayor anidación de tortuga verde del país, también se monitorea la tortuga carey. Existe vigilancia desde 1955 (Carr y Giovannoli, 1957), lo que hace de este el esfuerzo de investigación más antiguo del hemisferio. Carr y Stancyk (1975) compararon el número de tortugas carey halladas por unidad de actividad patrullera en dos períodos de cuatro años. Los hallazgos se redujeron sustancialmente de 2,3 tortugas por unidad de actividad patrullera en 1956-1959 a 0,60 en



1970-1973. El valor equivalente en 1988-1991 fue calculado por Bjorndal *et al.* (1993) en 0,35 tortugas, que equivale a una disminución de 85% con respecto a los niveles de 1956-1959 (menos del período de una generación). Se observó que la longitud media del caparazón de las tortugas Carey anidadoras en Tortuguero había decrecido considerablemente entre 1955 y 1977 ($p < 0,001$), lo cual indica la inestabilidad de la población (Bjorndal *et al.*, 1985). Un análisis de los datos de 1972 a 1991, que comprenden años de actividad patrullera normalizada, reveló una tendencia descendente significativa ($p = 0,014$), lo que llevó a los investigadores a concluir que la población reproductora de Tortuguero había disminuido en forma constante desde que comenzó la vigilancia en 1956 (Bjorndal *et al.* 1993). En los últimos veintiún años (1980-2000), en los 8 km de playa patrullados continuamente en Tortuguero se ha

registrado un máximo anual de 13 nidos de tortugas Carey.

En los mismos 8 km sometidos a monitoreo regular se registraron 18 nidos en 2001. Esto representa únicamente una muestra del total de nidos en la playa de anidación de 35 km de longitud. Una comparación del número de tortugas Carey halladas por unidad de esfuerzo en cuatro períodos de cuatro años, desde 1956-1959 hasta 1997-2000, muestra una disminución media anual de 3,9% y una reducción total de 82% de la población durante ese lapso (Tröeng, 2002). No obstante, el número de hallazgos por unidad de esfuerzo aumentó ligeramente entre los dos cuatrienios más recientes (1988-1991 y 1997-2000). Tröeng (2002) informa que la tendencia reciente (1985-2000), calculada por regresión lineal de logaritmo natural (nidos de tortugas Carey), sugiere un aumento del 5,1% por año o 111% durante los quince años del período. Sin embargo, señala que los esfuerzos de las patrullas pueden haber variado según los años, y que si tal variación es considerable (en términos del número de meses patrullados) la estimación de la tendencia puede ser poco robusta para formular conclusiones confiables.

En julio del 2000 se registró un total de 17 nidos de tortugas Carey en Gandoca, cerca de la frontera entre Costa Rica y Panamá, y 14 nidos en el 2001 (Chacón, 2002b). Los nuevos reconocimientos efectuados en el Parque Nacional Cahuita documentan 68 nidos de Carey en 2001, 34 y 73 en las temporadas del 2002 y 2003, respectivamente respectivamente (Chacón y Machado, 2003, Chacón *et al.*, 2003).

Figura 17: Vista aérea del arrecife coralino del Parque Nacional Cahuita, Costa Rica (600 hectáreas).



Foto: Proyecto Terra



Cuba. Hace tiempo está demostrada la importancia de los lugares de alimentación cubanos para la tortuga carey. La cayería de las Doce Leguas (anteriormente denominada archipiélago Jardines de la Reina), frente a la costa sur de Cuba, era conocida como uno de los primeros centros de comercio de caparazón de carey, y se cree que era allí donde los pescadores de Caimán solían cazar con redes estas tortugas (Parsons, 1972). La investigación genética ha revelado que las poblaciones de los lugares de alimentación se componen de un 65% (estimado) de tortugas nacidas en Cuba; las restantes proceden de Belice, Costa Rica, México, Puerto Rico, las Islas Vírgenes Estadounidenses y Antigua (Bass, 1999; Corporación de Conservación del Caribe, datos no publicados).

Con base en el estudio de Moncada *et al.* (1999) se sugiere que, si bien Cuba tiene un amplio litoral aparentemente apropiado para la anidación de la tortuga carey, la mayor parte de la actividad anidadora se limita a pequeñas playas de las islas exteriores. La zona de anidación más importante identificada hasta ahora es la de Doce Leguas, a 60 km de la costa meridional (provincia de Camagüey). En el pasado, la captura de tortugas carey con fines comerciales en Cuba, redujo las poblaciones de manera significativa (Carrillo *et al.*, 1999). En 1990, la pesca se redujo a 5,000 individuos anuales, y a 500 después de 1994. El número de nidos documentados anualmente en Doce Leguas en las temporadas de 1994-1995 a 1997-1998 varió de 105 a 251 (Moncada *et al.*, 1999). Los autores advirtieron que esas cifras no reflejan toda la actividad anidadora y que el verdadero total es indudablemente más alto. Sin embargo, también manifestaron que la actividad reproduc-

tora de las tortugas carey en Doce Leguas parecía haberse reducido en el período 1997-1998, en comparación con temporadas anteriores, y atribuyeron la disminución a la perturbación humana y a la erosión de la playa. En 1997-1998 se halló un total de 403 nidos de tortugas carey, que representarían unas 101 hembras, en verificaciones de campo a lo largo de la zona sudoriental de Cuba (incluida Doce Leguas).

Desde 1997 se realiza un monitoreo de nueve playas de referencia en Doce Leguas, donde en 2001 se registró un total de 72 nidos. El esfuerzo de investigación ascendió en promedio a 45,9 +/- 5,1 (desviación estándar) días por época de anidación durante 1997-2001, y el total de los nidos contabilizados en el transcurso de estos cinco años sugiere un aumento promedio anual de 20,2% (CITES National Authority- Cuba, 2002).

La tortuga carey también anida en otras zonas de Cuba y aún se desconoce la magnitud de la anidación de esta especie en el país, lo que impide hacer estimaciones poblacionales y proyectar tendencias seguras. No obstante, una estimación del número total de nidos, basada en extrapolaciones a partir de las playas de referencia para toda la época de anidación y todas las playas de anidación en el país, asciende a 2.000-2.500 (Meylan, 2001).

Dominica. Meylan (1999b), reportó al menos 6 nidos en 1984.

Estados Unidos de América. De 1979 a 2000, en Florida sólo se registró entre 1 y 4 nidos anuales (Meylan *et al.* 1995, base de datos



del Estudio de Playas de Anidación del Estado de Florida).

Grenada. Hay una estimación superior a 500 hembras que Meylan (1999b) considera muy alta, probablemente una sobreestimación.

Guadalupe. Este archipiélago tiene unos 565 km de línea de costa. En playa Trois Ilets, en Marie-Galante, se encontraron 117 nidos para un estimado de 22-35 hembras y un total de entre 150 y 220 nidos en la temporada del 2000. Para la temporada del 2001 se estimó un total de 170-220 nidos y 38 a 45 hembras anidadoras. En playa Folle Anse se hallaron 29 nidos en el 2001, y 15 más en playa Sucrierie. En resumen, Chevalier *et al.* (2003) han determinado que para esta zona la anidación puede ser de alrededor de 200 nidos, para un grupo de entre 30 y 40 hembras. Otras zonas importantes de anidación en esta isla son Petit Terre, Ille Fajou, Anse a Sable, Galets Rouges y varios sitios en Les Saintes (Delcroix, E., comunicación personal).

Guatemala. Los reconocimientos efectuados durante doce semanas del año 2000 en los 10 km de playas de anidación en la península Manabique, cerca de Jaloa, permitieron documentar 34 nidos. En 2001 se ampliaron los reconocimientos a 12 km y 14 semanas y se registraron 22 nidos (Meylan, 2001).

Haití. Su línea de costa alcanza los 1.535 km, donde se distinguen el golfo de Gonave, ciertas zonas al sur en las regiones de los Cayos, la Bahía de Flamands y ciertas regiones del noroeste. Meylan (1999b) informó sobre al menos tres nidos

encontrados en un conteo aéreo realizado entre 1982 y 1983.

Honduras. Hasbún (2002) estableció la existencia de anidación en al menos tres playas del archipiélago de Cayos Cochinos (playas Dos, Paloma y Cordero), entre los meses de junio a octubre. Los monitoreos subsecuentes en esas mismas playas en 1999 y 2000, revelaron 34 y 10 nidos de tortuga carey, respectivamente (Aronne, 1999 y 2000). Es importante mencionar que esta especie también anida en las Islas de la Bahía -Roatán, Guanaja y Utila-, pero sólo se monitorea esta última, donde se registran unos 20 nidos por temporada (BICA, 2002).

Islas Vírgenes (UK). Este complejo de islas tiene 153 km² de tierra, conformados por la isla más grande, que es Tortola (54 km²), junto a Virgen Gorda (21 km²), Anegada (38 km²), José Van Dyke (9 km²) y más de 40 islas, cayos y piedras. La zona marina a su alrededor tiene un área al menos 5 veces mayor que la terrestre (Oldfield, 1999). Para este mismo autor las cantidades de tortugas carey han ido decreciendo lentamente en los últimos años y las zonas de alimentación se ubican en East End, en Tortola, el noreste de Virgen Gorda y el este y oeste de la costa de Anegada. Para Godley *et al.* (2004) la anidación de esta especie es de aproximadamente 50 nidos y su tendencia es desconocida.

Islas Vírgenes (US). La población reproductora en el Monumento Nacional de Arrecifes de la isla Buck, en las Islas Vírgenes Estadounidenses, parece estacionaria, con un máximo de 135 nidos en 1995. Chevalier *et al.* (2003) anotaron un promedio



de 106,25 nidos por temporada para el período 1987-1997, mientras Garland y Hillis (2003) registraron unos 150 nidos entre julio y octubre.

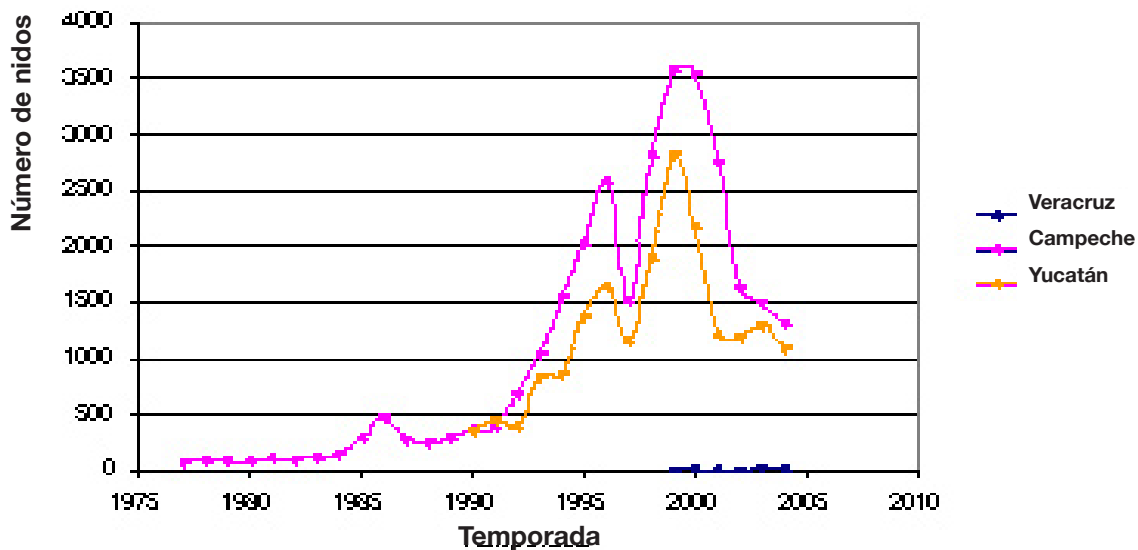
Jamaica. Sobre la base de estudios de la playa efectuados en el período 1991-1996, se estima que en Jamaica hay entre 200 y 275 nidos (Meylan, 2001).

Martinica. En esta isla se han ubicado de 245 a 375 nidos (Meylan, 1999b).

México. México es el único país del Gran Caribe con una anidación relativamente grande y, hasta hace poco, creciente (Guzmán *et al.*, 1995; Garduño-Andrade *et al.*, 1999). En 1996 se registró un total de 4.522 nidos en los estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo: 7 veces más en la zona de estudio y 56 veces más en comparación con el número de nidos protegidos en 1977 (Garduño-Andrade *et al.*, 1999). A juicio de estos

investigadores, en el período 1977-1992, los crecientes niveles de anidación se explican sobre todo por los mayores esfuerzos de vigilancia, pero los aumentos entre 1993 y 1996 son atribuibles a un verdadero cambio de población. Guzmán *et al.* (1995) llegaron a la conclusión de que el mayor número de nidos registrado en Campeche en los últimos años era indicio de una recuperación gradual y efectiva, y señalaron que el aumento en ese estado se había producido después de diecisiete años de protección de las playas. En 2000 se registraron en Yucatán 5.595 nidos, que representan entre 1.119 y 1.865 hembras (suponiendo una media de 3 a 5 nidos/hembra/temporada; Richardson *et al.*, 1989; Guzmán *et al.*, 1995; Hillis, 1995), pero ese año no se abarcaron todas las playas vigiladas anteriormente. Para Vázquez *et al.* (1998) en 260 km de playas monitoreadas en la península de Yucatán se dieron aproximadamente 3.000 nidos en una temporada de abril a agosto, con un pico entre mayo y junio.

Figura 20: Tendencia de la anidación en los estados de Yucatán, Campeche y Veracruz hasta la temporada del 2004. Datos suministrados por el XII Taller Regional sobre Programas de Conservación en la Península de Yucatán, del Golfo y Caribe, autorizado por SEMARNAT.





Si bien no hay duda de que la anidación se incrementó en la década de los noventa, dos factores dificultaron una estimación precisa del grado de aumento en el número de hembras reproductoras anuales en Yucatán. México impuso una prohibición total a la captura de todas las tortugas marinas en 1990, y las capturas con fines comerciales en los lugares de alimentación en la adyacente Cuba han disminuido considerablemente desde 1993, después de que Japón, el principal mercado de caparazón cubano, adoptara una moratoria a las importaciones de tortugas carey (Donnelly, 1991; TRAFFIC, 1994). Ambas medidas habrían permitido que las tortugas inmaduras sobrevivieran lo suficiente para anidar, y también que las tortugas ya reproductivamente activas completaran más ciclos de anidación. Las poblaciones mexicanas son las únicas de este tamaño en el Hemisferio Occidental.

Durante el desarrollo del XII Taller Regional sobre Programas de Conservación en la Península de Yucatán, I del Golfo y Caribe, se analizaron los datos de tres estados mexicanos hasta la temporada 2004 y se puso en evidencia una estrechísima caída de la anidación en Veracruz, Campeche y Yucatán (figura 20). Lo más llamativo de este hecho es que la tendencia de anidación es igual en cada sitio, como simulando un reflejo, situación que podría indicar el efecto de un fenómeno de impacto regional.

Montserrat. Esta isla es parte de las Antillas Menores (islas Leeward), que se ubican al este del mar Caribe y tienen 104 km² de espacio terrestre. Oldfield (1999) determinó que la carey es una especie común en sus aguas y registró como sitios de anidación Yellow Hole, Rendezvous Bay, Little

Bay, Bunkum Bay, Woodhand Bay, Limeklum Bay, Old Road Bay, Fox's Bay, Isles Bay; los sitios de alimentación identificados son O'Garras, Bransby Point, Rendezvous Bluff, Yellow Hole y Trant's Bay. Godley *et al.* (2004), registraron en esta isla una anidación limitada y la presencia, en pequeñas cantidades, de adultos y juveniles en sus aguas circundantes. Con información de 12 playas, estos autores solo contabilizaron 3 nidos y 17 rastros para la temporada del 2003 (mitad de agosto a mitad de setiembre).

Nicaragua. En el año 200 se llevaron a cabo reconocimientos de nidos en El Cocal, a lo largo de la costa continental del sur de Nicaragua. El monitoreo se realizó en 27 km de playas, cada tres semanas, entre abril y octubre. El registro total fue de 75 nidos de tortuga carey, 73,3% de los cuales fueron objeto de recolección furtiva (Lagueux, Campbell y McCoy, 2003).

En Cayo Perlas se efectuaron reconocimientos semanales durante la época de anidación de 1999 en 11 cayos, y diarios en 2000 y 2001, en 11 y 10 cayos, respectivamente. El total de nidos para cada uno de estos tres años fue 99, 152 y 156 (Lagueux, Campbell y McCoy, 2003). Se ha estimado que la recolección furtiva de nidos fue de 97% en 1999 y disminuyó a 30,3% en 2000 y 31,5% en 2001, gracias a los esfuerzos de conservación. El pico de la temporada de anidación se da entre julio y agosto, mientras que la temporada va de mayo a octubre.

Entre otras amenazas detectadas en este país cabe señalar la captura de las hembras anidadoras y de tortugas carey de todos los tamaños en



las zonas de apareamiento cercanas, así como la destrucción o la alteración del hábitat. Las zonas de alimentación más importantes son Pearls Cays (Región Autónoma del Atlántico Norte, RAAN), Miskito Cays (RAAN), Tyra Cays (RAAN), Kinas Cays (Región Autónoma del Atlántico Sur, RAAS) y Morris Shoal (Departamento de San Juan), (C. Lagueux, comunicación personal).

Se estima que El Cocal y Cayo Perlas son los lugares idóneos para la anidación de las tortugas carey en la costa caribeña de Nicaragua (González, 2001). Esta misma autora menciona 75 nidos durante la temporada del 2000 en playa El Cocal.

Panamá. En el Caribe panameño se reconocen al menos tres grandes regiones de anidación: Bocas de Toro hasta el Escudo de Veraguas, la zona de Colón y Portobello y el archipiélago de San Blas. En 2003 se ubicaron varios sitios de anidación para la carey en Bocas del Toro; 275

nidos en Río Caña, 118 en Río Chiriquí, 19 en el Escudo de Veraguas, 45 en Cayo Zapatilla pequeño y 42 en Cayo Zapatilla grande, para un total general de 495 nidos entre mayo y noviembre (Ordóñez *et al.*, 2003).

Puerto Rico. Se estima que la población reproductora de tortugas carey en la isla Mona va en aumento, con un registro de 541 nidos en el 2000, lo que representaría entre 108 y 180 hembras (C. Díez y R. Van Dam, comunicación personal). Estos mismos autores consideran que la isla es el mayor criadero de tortugas carey en la cuenca del Caribe y atribuyen el reciente incremento de los nidos a la protección en Mona y a la reducción de la pesca en la región del Caribe. En 2001 en este mismo sitio se contabilizaron 549 nidos durante la fase principal de la época de anidación.

En el año 2000 también se registraron otros nidos en Puerto Rico, a saber: Caja-de-Muerto (58),

Figura 21: Sitios conocidos de anidación de la tortuga carey en el Caribe





Viequez (50), Humacao (145) y Culebra (20) (C. Díez, comunicación personal, en Meylan, 2001). Tallevast y Morales (2000) informaron de 280 nidos para el periodo 1993-1997 en Culebra.

República Dominicana. En este país se presentan dos sitios importantes para la anidación, San Luis y Bahía de las Águilas, ambos en el Parque Nacional Jaragua. La anidación en cada sitio oscila entre 0 y 50 nidos anualmente (León, Y., comunicación personal).

San Kitts y Nevis. Según Butler (2002) la anidación de Carey en esta isla alcanzó los 84 nidos durante el mes de julio en la temporada de 1999. El sitio más reconocido es la península sureste, en lugares como bahía Major, bahía Banana, bahía Cockleshell, bahía Mosquito, bahía Sand Bank, Conaree y Belle Tete. En Nevis los sitios de anidación son bahía Pinneys, Red Cliff e Indian Castle (Eckert y Honebrink, 1992).

Santa Lucía. Según Meylan (1999b) al menos 11 hembras anidaban en esta isla, aunque se les consideró en declive. Esta población pudo haber desovado en unos 30 a 40 nidos.

San Vicente y Grenadinas. En estas islas se estimó una cantidad cercana a 20 hembras, que representaron alrededor de 60-70 nidos (Meylan, 1999b).

Trinidad y Tobago. En la isla de Tobago la anidación se presenta en algunas playas del noroeste (L'Anse Fourmi) y el suroeste (Pigeon PT), cerca de Punta Crown. La alimentación se da en las zonas costeras del suroeste (Bucco Reef), en los alrededores de Mt. Irvine, Culloden, Arnos Vale;

más hacia el noroeste hay otros sitios de alimentación próximos a Charlotteville, St. Giles Island y la formación rocosa llamada "Sisters" (W. Herron, comunicación personal).

Turks y Caicos. Este es un grupo de islas ubicadas en el extremo sureste del archipiélago de Las Bahamas. Lo constituyen más de 40 islas, con solo 6 que son principales y dos pequeñas pero inhabitadas por humanos. El área terrestre total de este conjunto es de 500 km². La Carey es considerada moderadamente abundante pero en declive, además de ser mayoritaria en comparación con las demás especies. Los sitios de alimentación más importantes son: Big Ambergis Cay, Little Ambergis Cay, Fish Cay, Highas Cay, Grand Cay, Gibas Cay, Cotton Cay, East Cay, SALT Cay, Grand Caicos y North Caicos (Oldfield, 1999). Godley *et al.* (2004) registran adultos y juveniles en sus aguas circundantes; en algunas zonas las cantidades de juveniles son significativas. Flettemeyer (1983) informó de 125 a 275 hembras anidadoras para este complejo de islas.

Venezuela. Se estima que la península de Paria, en el estado de Sucre, es la principal zona de anidación de la tortuga Carey en el territorio continental (Buitrago y Guada, 2001). En censos parciales se registraron 33 nidos en 1997 y 65 en 1998 (Guada, 2000). El archipiélago de Los Roques es una importante zona de anidación costera afuera, con 31 nidos por año durante el periodo 1979-1983 y 32 nidos confirmados en 1998 (Guada, 2000; Mata *et al.*, 2002). Se estima que la información sobre ambas localidades es una infravaloración del total de nidos. Pese a la falta de datos, Buitrago y Guada (2001) calcularon unos 120-150 nidos por año en este país.



REFERENCIAS

- Ackerman, R. 1997. "The nest environment and the embrionic development of Sea Turtles" en Lutz, P. y Musick, J. *The Biology of Sea Turtles*. CRC Marine Science Series, pp. 83-106. Florida.
- Alvarado, J., Figueroa, A. y Alarcón, P. 1988. "Black turtle project in Michoacán, Mexico: plastic vs. metal tags", en *Marine Turtle Newsletter*, 42: 5-6.
- Aronne, M. 1999. Anidación semiartificial para la conservación de tortuga marina carey (*Eretmochelys imbricata*) en el Área Protegida de Cayos Cochinos, del 18 de junio al 30 de octubre 2000. Fundación Hondureña para los Arrecifes Coralinos.
- _____. 2000. Observaciones preliminares de la población anidadora de tortuga marina carey *Eretmochelys imbricata* en la Reserva Biológica de Cayos Cochinos, 1999. PROARCAS.
- Autoridad Nacional CITES-Cuba. 2001. Propuesta 11.40. XI Conferencia de las Partes de CITES, Nairobi.
- _____. 2002. Presentación sobre la propuesta cubana. Segunda reunión de diálogo CITES sobre la tortuga carey del Gran Caribe. Gran Caimán, 21-23 de mayo de 2002.
- _____. 2003. Propuesta 12.30 (retirada). XII Conferencia de las Partes de CITES, Santiago de Chile.
- Baillie, J. y Groombridge, B. 1996. *IUCN Red List of Threatened Animals*. Gland, Switzerland, IUCN.
- Balazs, G. 2000. "Factores a considerar en el mercado de tortugas marinas", en Eckert, K., Bjorndal, K., Abreu, F. y Donnelly, M. (editores). *Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas*. Grupo Especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE. Publicación n° 4, pp. 125-166.
- Barnes, T., Eckert, K.L., y Sybesma, J. 1993. WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for Aruba. CEP Tech. Rep. n° 25. Kingston, Jamaica, UNEP Caribbean Environment Programme.
- 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", en *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 195-199.
- Bass, A.L., Good, D.A., Bjorndal, K.A., Richardson, J.I., Hillis, Z.M., Horrocks, J.A., y Bowen, B.W. 1996. "Testing models of female reproductive migratory behavior and population structure in the Caribbean hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, with mtDNA sequences", en *Molecular Ecology* 5:321-328.
- Bay Island Conservation Association (BICA). 2002. Report of hawksbill sea turtle nesting. Roatan, Honduras.
- Bjorndal, K. A. (ed.). 1982. *The Biology and Conservation of Sea Turtles*. Washington, D. C., Smithsonian Institution Press (reprinted in 1995, with new final section "Recent advances in sea turtle biology and conservation").
- _____. 1997. "Foraging ecology and nutrition of sea turtles", en Lutz, P. L. y Musick, J. A. (eds.). *The Biology of Sea Turtles*, pp. 199-231. New York, CRC Press.
- _____. 1999. "Conservation of hawksbill sea turtles: Perceptions and realities", en *Chelonian Conservation and Biology*, 3(2): 174-176.
- Bjorndal, K. A., Carr, A., Meylan, A. B. y Mortimer, J. A. 1985. "Reproductive biology of the hawksbill *Eretmochelys imbricata* at Tortuguero, Costa Rica, with notes on the ecology of the species in the Caribbean", en *Biological Conservation* 34: 353-368.



- Bjorndal, K. A., Bolten, A. B. y Lagueux, C. J. 1993. "Decline of the nesting population of hawksbill turtles at Tortuguero, Costa Rica", en *Conservation Biology* 7(4): 925-927.
- Bjorndal, K. A. y Zug, G. R. 1995 (reprinted). "Growth and age of sea turtles", en Bjorndal, K. A. (ed.). *The Biology and Conservation of Sea Turtles*, pp. 599-600. Washington, D. C., Smithsonian Institution Press.
- Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., Lagueux, C. J. y Chaves, A. 1996. "Probability of tag loss in green turtles nesting in Tortuguero, Costa Rica", en *Journal of Herpetology*. 30: 567-571.
- Blumenthal, J.; Meylan, P., Aiken, J., Ebanks, G., Austin, T. y Bell, C. 2003. Preliminary genetic data from foraging hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and nesting loggerheads (*Caretta caretta*) in the Cayman Islands. Proceedings of the 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, Florida. Compiled by J. Seminoff. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503.
- Boulon, R., Jr. 1983. Some notes on the population biology of green *Chelonia mydas* and hawksbill *Eretmochelys imbricata* turtles in the northern U.S. Virgin Islands; 1981-1983. Report to NMFS, Grant n° NA82-GA-A-00044.
- _____. 1994. "Growth rates of wild juvenile hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, in St. Thomas, U.S. Virgin Islands", en *Copeia* 1994(3): 811-814.
- Bowen, B. W. y Karl, S. A. 1997. "Population genetics, phylogeography and molecular evolution", en Lutz, P. L. y Musick, J. A. (eds.). *The Biology of Sea Turtles*, pp. 29-50. New York, CRC Press.
- Bowen, B. W., Bass, A. L., García-Rodríguez, A., Diez, C. E., Van Dam, R., Bolten, A., Bjorndal, K. A., Miyamoto, M. M. y Ferl, R. J. 1996. "Origin of hawksbill turtles in a Caribbean feeding area as indicated by genetic markers", en *Ecological Applications*6(2): 566-572.
- Broderick, D. Moritz, C., Miller, J. D., Guinea, M., R. Prince, R. I. T. y Limpus, C. J. 1994. "Genetic studies of the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata*: Evidence for multiple stocks in Australian waters", en *Conservation Biology*. 1: 123-131.
- Buitrago, J., y Guada, H. 2002. La tortuga carey *Eretmochelys imbricata* en Venezuela, situación actual y perspectivas para su recuperación. Inédito.
- Burnett-Herkes, J. 1987. National Report for Bermuda. Western Atlantic Turtle Symposium II, Mayagüez, Puerto Rico, September 1987. WATS2-051.
- Butler, J. 2002. Nesting and survival threats for the sea turtles of St. Kitts, West Indies. Proceedings of the 20th Annual Sea Turtle Symposium. Orlando, Florida 2000. NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-477.
- Byles, R. A. y Swimmer, Y. B. 1994. "Post-nesting migration of *Eretmochelys imbricata* in the Yucatán Península", en Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., Johnson, D. A. y Eliazar, P. J. (compilers). 1994. Proceedings of the Fourteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Miami, Florida, US Department of Commerce, National Oceanographic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, NMFS-SEFSC-351.
- Canin, J. 1991. "International trade aspects of the Japanese hawksbill shell („bekko“) industry", en *Marine Turtle Newsletter* 54: 17-21.
- Carr, A. F. 1972. "Great reptiles, great enigmas", en *Audubon* 74(2): 24-34.
- _____. 1975. "The Ascension Island green turtle colony", en *Copeia* 547,1975 (3): 547-555.
- Carr, A. F. y Giovannoli, L. 1957. "The ecology and migrations of sea turtles, 2. Results of field work in Costa Rica 1955", en *American Museum Novitates* 1835: 1-32.
- Carr, A. F. y Stancyk, S. 1975. "Observations on the ecology and survival outlook of the Hawksbill Turtle", en *Biological Conservation* 8: 161-172.



- Carr, A. F., Carr, M. y Meylan, A. B. 1978. "The ecology and migrations of sea turtles. 7. The west Caribbean green turtle colony", en *Bulletin of the American Museum of Natural History* 62(1): 1-46.
- Carr, A. F. Meylan, A. B., Mortimer, J. A., Bjorndal, K. A. y Carr, T. 1982. Preliminary survey of marine turtle populations and habitats in the western Atlantic. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-91.
- Carrillo, E., Webb, G. J. W. y Manolis, S. C. 1999. "Hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Cuba: An assessment of the historical harvest and its impacts", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 264-280.
- Chacón, D. 2002a. Assessment about the trade of the sea turtles and their products in the Central American isthmus. San José, Central American Regional Sea Turtle Conservation Network.
- _____. 2002b. Informe de la anidación de las tortugas marinas en el Caribe sur de Costa Rica (Playa Gandoca, REGAMA y Playa Negra/Puerto Vargas, Parque Nacional Cahuita). Informe de actividades. San José, Asociación ANAI.
- _____. 2003. Informe de la anidación de las tortugas marinas en el Caribe sur de Costa Rica. Informe de actividades. San José, Asociación ANAI.
- Chacón, D., et al. 2001. Informe Nacional. Primera reunión de diálogo de los Estados de distribución de la carey en el Gran Caribe. San José, Autoridad Nacional CITES. Ministerio del Ambiente y Energía, Sistema Nacional de Áreas de Conservación.
- Chacón, D. y J. Machado, 2003. Informe de la anidación de las tortugas marinas en Talamanca, Caribe Sur; anidación de *Dermochelys coriacea*. Asociación ANAI. Costa Rica. 112 p.
- Chacón, et al. 2003. Informe temporada 2003, Playa negra, Talamanca, Costa Rica. Asociación ANAI. Costa Rica. 50 p.
- Chaloupka, M. Y. y Limpus, C. J. 1997. "Robust statistical modelling of hawksbill sea turtle growth rates (southern Great Barrier Reef)", en *Marine Ecology Progress Series* 146: 1-8.
- Chaloupka, M. Y. y Musick, J. A. 1997. "Age, growth and population dynamics", en Lutz, P. L. y Musick, J. A. (eds.). *The Biology of Sea Turtles.*, pp. 233-276. New York, CRC Press.
- Chan, E. H. y Liew, H. C. 1999. "Hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, nesting on Redang Island, Malaysia, from 1993-1997", en *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 326-329.
- Chevalier et al. 2003. Discovery of a large hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting beach in the Lesser Antilles: Trois Ilets beach in Marie-Galante (Guadalupean Archipiélago, FWI). 22th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, Florida, 4-7 April 2002. Compiled by Seminoff, J., US Department of Commerce, NOAA, NMFS, SFSC.
- CITES National Authority-Antillas Holandesas. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15th-17th May, 2001. www.cites.org.
- CITES National Authority-Bahamas. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15th-17th May, 2001. www.cites.org.
- CITES National Authority-Barbados. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15th-17th May, 2001. www.cites.org.
- CITES National Authority-Belize. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15th-17th May, 2001. www.cites.org.
- CITES National Authority-Cuba. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15th-17th May, 2001. www.cites.org.



- CITES National Authority-Cuba. 2002. Propuesta para la Transferencia de la población de Tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*) en aguas cubanas* del Apéndice I al Apéndice II. Conferencia de las Partes XXII, Santiago de Chile. 28 p. www.cites.org.
- CITES National Authority-Estados Unidos. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15th-17th May, 2001. www.cites.org.
- CITES National Authority-Haití. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15th-17th May, 2001. www.cites.org.
- CITES National Authority-México. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15th-17th May, 2001. www.cites.org.
- CITES National Authority-Reino Unido. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15th-17th May, 2001. www.cites.org.
- CITES National Authority-Santa Lucía. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15th-17th May, 2001. www.cites.org.
- Conceição, M. B., Levy, J. A., Marins, L. F. y Marcovaldi, M. A. 1990. "Electrophoretic characterization of a hybrid between *Eretmochelys imbricata* and *Caretta caretta* (Cheloniidae)", en *Comparative Biochemistry and Physiology* 97: 275-278 (citado en Marcovaldi, Vieitas y Godfrey, 1999).
- Congdon, J. D., Dunham, A. E. y Van Loben Sels, R. C. 1993. "Delayed sexual maturity and demographics of Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*): implications for conservation and management of long-lived organisms", en *Conservation Biology* 7: 826-833.
- Córdoba, J. A. 1997. Diagnóstico actual de las tortugas marinas, 1996, en el archipiélago de San Andrés, Providencia, y Santa Catalina. Tesis inédita. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Córdoba, J. A., López, C. E. y Amorocho, D. 1998. "Sea turtles in the Archipiélago of San Andrés, Old Providence and Catleen-Caribbean, Colombia", en Epperly, S. y Braun, J. (compilers), *Proceedings of the 17th Annual Sea Turtle Symposium NOAA Tech. Memo NMFS-SEFSC-415*.
- Córdoba, J. C. De Paula, F., Rodríguez, C. y Caicedo, D. 2000. Estado y distribución de las tortugas marinas. Plan de acción para la conservación de las tortugas marinas del Caribe colombiano. Santafé de Bogotá, Dirección General de Ecosistemas, Ministerio del Medio Ambiente.
- Crouse, D. T. 1999. "Population modelling and implications for Caribbean hawksbill sea turtle management", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 185-188.
- Cruz S. B. y Frazier, J. 2000. "More on error taboos: Counting eggs and eggshells", en Abreu G., F. A., Briseño R., D., Márquez R., M. y Sarti, L. (compilers). *Proceedings of the Eighteenth International Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. US Department of Commerce, National Oceanographic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, Miami, Florida, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-436.
- Cruz, G. A., y Espinal, M. 1987. National Report for Honduras. Western Atlantic Symposium II, Mayagüez, Puerto Rico, September 1987.
- D'Auvergne, C. y Eckert, K. L. 1993. "WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for St. Lucia", en Eckert, K. L. (ed.). CEP Tech. Rep. n° 26. Kingston, Jamaica, UNEP Caribbean Environment Programme.
- Departamento de Recursos Naturales y Ambientales. 2001. Informe general sobre la condición actual del Carey de concha en Puerto Rico. Estado Libre Asociado de Puerto Rico. Primera reunión de diálogo de los Estados de distribución de la Carey en el Gran Caribe, 15 a 17 de mayo 2001.



- Díaz-Fernández, R. E., C. Y Koiki, H. 1999. "Genetic sourcing for the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the northern Caribbean region", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 296-300.
- Diez, C. E. y Van Dam, R. P. 1997. "Growth rates of hawksbill turtles on feeding grounds at Mona and Monito Islands, Puerto Rico", en Van Dam, R. P. 1997. Ecology of Hawksbill Turtles on Feeding Grounds at Mona and Monito Islands, Puerto Rico. Ph.D. Thesis, University of Amsterdam.
- _____. 1998. Mona and Monito island in-the-water hawksbill studies. Research report for 1997. Technical report submitted to US National Marine Fishery Service and Japan Bekko Association (citado en León y Diez, 1999).
- _____. 2001. Hawksbill turtle reproduction at Mona Island, Puerto Rico: 1989-1999. Proceeding of the 20th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NMFS Technical Memo.
- _____. 2002. "Habitat effect on hawksbill turtle growth rates on feeding grounds at Mona and Monito Islands, Puerto Rico", en *Marine Ecology Progress Series* 234:301-309.
- _____. 2003. "Sex Ratio of an Inmature Hawksbill Seaturtle Aggregation at Mona Island, Puerto Rico", en *Journal of Herpetology* 36 (3): 533-537.
- Diez, C. E., Marshall, K.A., y Van Dam, R.P. 1998. Assessment of hawksbill nesting activities and nest production on Mona Island, Puerto Rico, 1997. Final Report to US Fish and Wildlife Service, Cooperative Ageement #1448-0004-94-9115.
- Dobbs, K. A., Miller, J. D., Limpus, C. J. y Landry Jr., A. M. 1999. "Hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, nesting at Milman Island, Northern Geat Barrier Reef, Australia", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 344-361.
- Donnelly, M. 1991. "Japan bans import of hawksbill shell effective December 1992", en *Marine Turtle Newsletter* 54: 1-3.
- Dropsy, B. 1987. Tortues marines: Étude préliminaire a la Martinique. National Report for Martinique. Western Atlantic Symposium II, Mayagüez, Puerto Rico, September 1987.
- Eckert, K.L. 1993. The biology and population status of marine turtles in the Northern Pacific Ocean. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC.
- _____. 1995. Hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*). National Marine Fisheries Service & US Fish and Wildlife Service Status Reviews for Sea Turtles Listed under the Endangered Species Act of 1973. Silver Spring, Maryland, National Marine Fisheries Service.
- Eckert, K. L., Bjorndal, K. A., Abreu-Gobois, F. A. y Donnelly, M. (eds.). 1999. Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Goup Publication n° 4.
- Eckert, K. L. y Honebrink, T. D. 1992. "WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for St. Kitts and Nevis", en Eckert, K. L. (ed.). CEP Tech. Rept. n° 17. Kingston, Jamaica, UNEP Caribbean Environment Programme.
- Eckert, K. L., Overing, J.A. y Lettsome, B.B. 1992. "WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for the British Virgin Islands", en Eckert, K. L. (Ed.). CEP Tech. Rept. n° 15. Kingston, Jamaica: UNEP Caribbean Environment Programme.
- Edwards, S. 1984. "National Report for Dominica", en Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogren, L. y Weber, M. (eds.). Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami, RSMAS Printing.
- Finley, J. 1984. "National Report for Grenada", en Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogren, L. y Weber, M. (eds.). Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami, RSMAS Printing.
- Fitzsimmons, N.N., Tucker, A.D. y Limpus, C.J. 1995. "Long-term breeding histories of male geen turtles and fidelity to a breeding gound", en *Marine Turtle Newsletter* 68: 2-4.



- Fleming E. H. 2001. Swimming against the tide. Recent surveys of exploitation, trade and management of marine turtles in the northern Caribbean. Washington D.C., TRAFFIC North America.
- Fletemeyer J. R. 1983. The national report for the country of Turks and Caicos Islands. National Report presented at the Western Atlantic Turtle Symposium, San José, Costa Rica.
- _____. 1984. "National Report for Turks-Caicos", en Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogren, L. y Weber, M. (eds.). Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami, RSMAS Printing.
- Frazier, J. 1984. "Marine Turtles in the Seychelles and Adjacent Territories", en Stoddart, D. R. (ed.) *Biogeography and Ecology of the Seychelles Islands*. Junk, The Hague.
- _____. 1993. "Una evaluación del manejo de nidos de tortugas marinas en la península de Yucatán", en Frazier, J. (editor principal). *Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la península de Yucatán*. Mérida, Universidad Autónoma de Yucatán.
- Frazier, J. y Salas, S. 1984. "The status of marine turtles in the Egyptian Red Sea", en *Biological Conservation* 30: 41-67.
- Fretey, J. 1987. Les tortues de Guyane française. Données récentes sur leur systématique, leur biogéographie, leur éthologie et leur protection. Nature guyanaise.
- Fuller, J. E., Eckert, K. L. y Richardson, J. I. 1992. "WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for Antigua and Barbuda". CEP Tech. Rept. n° 16. Kingston, Jamaica, UNEP Caribbean Environment Programme.
- Garduño-Andrade, M. 1999. "Nesting of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, at Río Lagartos, Yucatán, Mexico, 1990-1997", en *Chelonian Conservation and Biology*, 3 (2): 281-285.
- Garduño-Andrade, M. Guzmán, V., Miranda, E., Briseño-Dueñas, R., y Abreu, A. 1999. "Increases in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nestings in the Yucatán Peninsula, Mexico (1977-1996): data in support of successful conservation?", en *Chelonian Conservation and Biology* 3(2): 286-295.
- Garland, K. y Hillis, Z. 2003. Carapace characteristics of hawksbills (*Eretmochelys imbricata*) at Buck Island National Monument, US Virgin Islands: long term remigrants vrs. neophytes. 22th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, Florida, 4-7 April 2002. Compiled by Seminoff, J., US Department of Commerce, NOAA, NMFS, SFSC.
- Godley, B. J., Broderick, M., Ranger, S. y Richardson, P. 2004. An Assessment of the Status and Exploitation of Marine Turtles in the UK Overseas Territories in the Wider Caribbean. Final Project Report for the Department of Environment, Food and Rural Affairs and the Foreign and Commonwealth Office.
- González, L. 2001. Informe Nacional sobre Tortugas de Carey, Nicaragua. Primera reunión de diálogo CITES sobre tortuga carey del Gran Caribe, Ciudad de México, 14-17 de mayo del 2001. Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales (MARENA).
- Groombridge, B., y Luxmoore, R. 1989. The green turtle and hawksbill (*Reptilia: Cheloniidae*): World status, exploitation, and trade. Lausanne, Switzerland, CITES Secretariat.
- Guada, H. 2000. Área de anidación e impactos hacia las tortugas marinas en la península de Paria y lineamientos de protección. Trabajo Especial de Grado de la Maestría en Ciencias Biológicas. Sartenejas, Universidad Simón Bolívar.
- Guzmán, V. 2001. Evaluación de las poblaciones de tortugas marinas de Campeche. Informe Técnico de Investigación n° 12 (2001). Centro Regional de Cultura Económica.
- Guzmán, V., Rejón, J.C., Gómez, R. y Silva, S. J. 1995. Informe final del Programa de Investigación y Protección de las Tortugas Marinas del Estado de Campeche, México. Temporada 1994. Situación actual. Ciudad del Carmen, Campeche, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.



- Hasbún, C. 2002. "Observations on the first day dispersal of neonatal hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*)", en *Marine Turtle Newsletter* 96:7-10.
- Heppell, S. S., Crowder, L. B. y Priddy, J. 1995. Evaluation of a fisheries model for hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) harvest in Cuba. US Department of Commerce, National Oceanographic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources, Silver Spring, MD, NOAA Technical Memorandum, NMFS-OPR-5.
- Higgs, C. 1984. "The National Report for Bahamas", en Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogren, L. y Weber, M. (eds.). Proceedings of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing.
- Hill, M. 1998. "Spongivory on Caribbean reefs releases corals from competition with sponges", en *Oecologia* (1998) 117:143-150.
- Hillis, Z. M. 1995. "Buck Island Reef National Monument sea turtle research program, 1991", en Richardson, J. I. y Richardson, T.H. (compilers). Proceedings of the 12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-361.
- Hirth, H. F. y Abdel Latif. E. M. 1980. "A nesting colony of the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* on Seil Ada Kebir Island, Suakin Archipelago, Sudan", en *Biological Conservation* 17: 125-130.
- Horrocks, J. A. 1992. "WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for Barbados", en Eckert, K. L. (ed.). CEP Tech. Rept. n° 12. Kingston, Jamaica, UNEP Caribbean Environment Programme.
- Horrocks, J. A. y Scott, N. M. 1991. "Nest site location and nest success in the hawksbill *Eretmochelys imbricata* in Barbados, West Indies", en *Marine Ecology Progress Series* 69: 1-8.
- Horrocks, J. A., Vermeer, L.A., Kreuger, B., Coyne, M., Schroeder, B. y Balazs, G. 2001. "Migration routes and destination characteristics of post-nesting hawksbill turtles satellitetracked from Barbados, West Indies", en *Chelonian Conservation and Biology* 4(1): 107-114.
- Hunte, W. 1984. "National Report for Barbados", en Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogren, L. y Weber, M. (eds.). Proceedings of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing.
- Incer, J. 1984. "National Report for Nicaragua", en Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogren, L. y Weber, M. (eds.). Proceedings of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing.
- IUCN Species Survival Commission. 1994. IUCN Red List Categories. Gland, Switzerland, IUCN.
- IUCN. 2001. Ruling of the IUCN Red List Standards and Petitions Subcommittee on Petitions against the 1996 Listings of Four Marine Turtle Species.
- IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group. 1995. A Global Strategy for the Conservation of Sea Turtles.
- Jackson, J. B. C. 1997. "Reefs since Columbus", en *Coral Reefs* 16, Suppl. S23-S33.
- Jackson, J. B. C., Kirby, M., Berger, W., Bjorndal, K., Botsford, L., Bourque, B., Bradbury, R., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J., Hughes, T., Kidwell, S., Lange, C., Lenihan, H., Pandolfi, J., Peterson, C., Steneck, R., Tegner, M. y Warner, R. 2001. "Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems", en *Science* 293: 629-638.
- Karl, S. A., Bowen, B. W. y Avise, J. C. 1995. "Hybridization among the ancient mariners: characterization of marine turtle hybrids and molecular genetic markers", en *Journal of Heredity* 86: 262-268.
- Kaufmann, R. 1975. "Studies on the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta caretta* (Linne) in Colombia, South America", en *Herpetologica* 31 (3): 323-326.



- Kerr, R., Richardson, J. I. y Richardson, T. H. "Estimating the annual size of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) nesting populations from mark-recapture studies: the use of long-term data to provide statistics for optimizing survey effort", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 251-256.
- Lagueux, C. J., Campbell, C. L. y Mc Coy, W. A. 2003. "Nesting and conservation of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Pearl Cays, Nicaragua", en *Chelonian Conservation and Biology* 4 (3): 588-602.
- León, Y. M. y Diez, C. E. 1999. "Population structure of hawksbill turtles on a foraging ground in the Dominican Republic", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 230-236.
- Lescure, J. 1987. Tortues marines de l'Atlantique ouest. National Report for Martinique Western Atlantic Symposium II, Mayagüez, Puerto Rico, September 1987.
- Limpus, C. J. 1992a. "The hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in Queensland: Population structure within a southern Great Barrier Reef feeding ground", en *Wildlife Research* 19: 489-506.
- _____. 1992b. "Estimation of tag loss in marine turtle research", en *Wildlife Research* 19: 457-469.
- _____. 1994. "Current declines in South East Asian turtle populations", en Schroeder, B. A. y Witherington, B. E. (compilers). Proceedings of the Thirteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. US Department of Commerce, National Oceanographic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, Miami, Florida, NMFS-SEFSC-341.
- _____. 1995. "Global overview of the status of marine turtles: a 1995 viewpoint", en Bjorndal, K. (ed.). *The Biology and Conservation of Sea Turtles*. Segunda edición. Washington, D.C., Smithsonian Institution Press.
- _____. 1997. "Marine turtle populations of Southeast Asia and the western Pacific Region: Distribution and status", en Noor, Y. R., Lubis, I. R., Ounsted, R., Troëng, S. y Abdullah, A. (eds.). Proceedings of the Workshop on Marine Turtle Research and Management in Indonesia. Bogor, Indonesia, Wetlands International, PHPA/Environment Australia.
- Limpus C. J., Couper, P. J. y Reed, M. A. 1994a. "The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: population structure in a warm temperate feeding area", en *Memoirs of the Queensland Museum* 37 (1): 139-154.
- _____. 1994b. "The loggerhead turtle, *Caretta caretta*, in Queensland: population structure in a warm temperate feeding area", en *Memoirs of the Queensland Museum* 37(1): 195.
- Lohmann, K. J., Witherington, B. E., Lohmann, C. M. F. y Salomon, M. 1997. "Orientation, navigation, and natal beach homing in sea turtles", en Lutz, P. L. y Musick, J. A. (eds.). *The Biology of Sea Turtles*. New York, CRC Press.
- Luschi, P., Hays, G. y Papi, F. 2003. "A review of long-distance movements by marine turtles, and the possible role of ocean currents", en *OIKOS* 103: 293-302.
- Lutz, P. L. y Musick, J. A. (eds.). 1997. *The Biology of Sea Turtles*. New York, CRC Press.
- Mack, D., Duplaix, N., y Wells, S. 1979. "The sea turtle: an animal of divisible parts. International trade in sea turtle products", en *World Wildlife Fund Report* 1: 1-86.
- _____. 1982. "Sea turtles, animals of divisible parts: international trade in sea turtle products", en K. Bjorndal (ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles*, pp. 545-563. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.



- Manolis, C. Carrillo, E., Webb, G. J. W., Koike, H., Diaz, R., Moncada, F., Meneses, A., Nodarse, G., Espinosa, G., y Baker. 2000. "Research update on the Cuban hawksbill turtle program", en Abreu-Gobois, F. A., Briseño-Dueñas, R., Márquez, R. y Sarti, L. (compilers). 2000. Proceedings of the Eighteenth International Sea Turtle Symposium. US Department of Commerce, National Oceanographic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, Miami, Florida. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-436.
- Marcovaldi, M. A. y Filippini, A. 1991. "Transatlantic movement by a juvenile hawksbill turtle", en *Marine Turtle Newsletter* 52: 3.
- Marcovaldi, M. A., Vieitas, C. F. y Godfrey, M. H. 1999. "Nesting and conservation management of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in northern Bahia, Brazil", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 301-307.
- Mata, T., Durán, J., Matani, M., Rodríguez, J., Nava, J.A., Narváez, F., Peña, W., Pizanni, O., Hernández, M., Arteaga, A., y Guada, H. 2002. Sea turtle monitoring and management activities in the Archipiélago Los Roques National Park: Results of 1998 and 1999. Proceedings of the 20th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NMFS Technical Memo.
- Mathews, C., Van Holde, K. y Ahern, K. 2002. *Bioquímica*. Madrid, Addison Wesley.
- Mc Donald, D. L. y Dutton, P. H. 1996. "Use of PI tags and photoidentification to revise remigration estimates of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) nesting in St. Croix, US Virgin Islands, 1979-1995", en *Chelonian Conservation and Biology* 2 (2): 148-152.
- Mc Keown, A. 1977. *Marine turtles of the Solomon Islands*. Honiara, Fisheries Division, Ministry of Natural Resources (citado en Moncada, Carrillo, Sáenz y Nodarse, 1999, p. 261).
- Medina, G., Molero, H., Sideregts, L., Guerrero, M., Acuna, A., Pirela, D., González, L. y Rincon, J. E. 1987. National Report for Venezuela. Western Atlantic Turtle Symposium II, Mayagüez, Puerto Rico, September 1987.
- Meylan, A. 2001. Global status review of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) with an emphasis on the wider Caribbean Sea. Paper presented at the First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting, 13-17 May 2001, Mexico City.
- Meylan, A. B. 1982. "Estimation of population size", en Bjorndal, K. A. (ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Washington, D.C., Smithsonian Institution Press.
- _____. 1983. "Marine turtles of the Leeward Islands, Lesser Antilles", en *Atoll Research Bulletin* n° 278, pp-1-43. Washington, D.C., Smithsonian Institution Press.
- _____. 1988. "Spongivory in hawksbill turtles: a diet of glass" en *Science*. 249: 393-395.
- _____. 1989. "Status report of the hawksbill turtle", en Ogren, L., Berry, F., Bjorndal, K., Kumpf, H., Mast, R., Medina, G., Reichart, H. y Witham, R. (eds.). Proceedings of the 2nd Western Atlantic Turtle Symposium. NOAA Tech. Memo. NMFS/SEFC-226.
- _____. 1997. "Status", en Meylan, A. et al. *Biology and Status of the Hawksbill in the Caribbean*, pp. 7-18. Washington, DC, IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group.
- _____. 1999a. "International movements of immature and adult hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean region", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 189-194.
- _____. 1999b. "Status of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean region", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 177-184.
- Meylan, A. et al. 1997. *Biology and Status of the Hawksbill in the Caribbean*. Washington, DC, IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group.



- Meylan, A. B. y Donnelly, M. 1999. "Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as Critically Endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 200-224.
- Meylan, A. B., Schroeder, B., y Mosier, A. 1995. Sea turtle nesting activity in the state of Florida, 1979-1992. *Florida Marine Research Publications* 52:1-51.
- Meylan, P. Meylan A., Gay, J. y Ward, J. 2003. The hawksbill turtle in Bermuda. 22th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, Florida, USA 4-7 April 2002. Compiled by Seminoff, J., US Department of Commerce, NOAA, NMFS, SFSC.
- Millar, D. 1997. "Reproduction in Sea Turtles", en Lutz, P. L. y Musick, J. A. (eds.). *The Biology of Sea Turtles*, pp. 51-71 New York, CRC Press.
- Miller, J. 1997. "Reproduction in Sea Turtles", en Lutz, P. y Musick, J. A. *The Biology of Sea Turtles*, pp-71-81. Florida, CRC Marine Science Series.
- Milliken, T. y Tokunaga, H. 1987. The Japanese Sea Turtle Trade, 1970-1986. A special report prepared by TRAFFIC Japan for the Center for Environmental Education.
- Moll, D. 1985. "The marine turtles of Belize", en *Oryx* 19 (3): 155-157.
- Moncada, F., Carrillo, E., Sáenz, A. y Nodarse, G. 1999. "Reproduction and nesting of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Cuban Archipelago", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 257-263.
- Morris, K. 1984. "National Report for St. Vincent", en Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogren, L. y Weber, M. (eds.). Proceedings of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing.
- Mortimer, J. 1998. "Turtle and Tortoise Conservation". Project J1, Environmental Management Plan of the Seychelles. Final report submitted to the Seychelles Ministry of Environment and the Global Environment Facility (GEF). Volume 1. 82 pp.
- Mortimer, J. 2000. "Reducción de las amenazas a los huevos y a las crías: los viveros", en Eckert, K., Bjorndal, K., Abreu, F. y Donnelly, M. (eds.). *Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas*. Grupo Especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE. Publicación n° 4.
- Mortimer, J. A. 1984. Marine turtles in the Republic of the Seychelles: status and management. Report on WWF project 1809, 1981-1984. Gland, Switzerland, IUCN/WWF.
- _____. 1995a. "Teaching critical concepts for the conservation of sea turtles", en *Marine Turtle Newsletter* 71:1-4.
- _____. 1995b. Status of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*. 1. Status in the Atlantic and Indian oceans and a historical perspective on global patterns of human utilization. Paper presented at the International Workshop on the Management of Marine Turtles '95. 8-10 March 1995. Tokyo, Japan.
- _____. 2000. "Conservation of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Republic of Seychelles", en Pilcher, N. e Ismail, G. (eds.) *Sea Turtles of the Indo-Pacific: Research, Conservation and Management*. London, ASEAN Academic Press.
- Mortimer, J. A. y Bresson, R. 1999. "Temporal distribution and periodicity in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting at Cousin Island, Republic of Seychelles, 1971-1997", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 318-325.



- Mortimer, J. A., Day, M. y Broderick, D. 2002. Sea turtle populations of the Chagos Archipelago, British Indian Ocean Territory. Proceedings of the Twentieth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC.
- Mrosovsky, N. 1983. *Conserving Sea Turtles*. London, British Herpetological Society.
- Muenz, T. y Andrews, K. 2003. The recovery of nesting habitat: a proactive approach for conservation of the hawksbill sea turtle, *Eretmochelys imbricata*, Long Island, Antigua, West Indies. 22th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, Florida, USA 4-7 April 2002. Compiled by Seminoff, J., US Department of Commerce, NOAA, NMFS, SFSC.
- Murray, P. A. 1984. "National Report for St. Lucia", en Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogren, L. y Weber, M. (eds.). Proceedings of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing.
- Musick, J. A. 2001. "Management planning for long-lived species", en Eckert, K. L. y Abreu-Gobois, F. A. (eds.). *Proceedings of the Regional Meeting: "Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region. A Dialogue for Effective Regional Management"*, Santo Domingo, 16-18 November 1999. WIDECAS, IUCN-MTSG, WWF and UNEP-CEP.
- National Marine Fisheries Service & US Fish and Wildlife Service. 1993. Recovery Plan for Hawksbill Turtles in the US Caribbean Sea, Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. St. Petersburg, Florida, National Marine Fisheries Service.
- Nietschmann, B. 1972. "Hunting and fishing focus among Miskito Indians, eastern Nicaragua", en *Human Ecology* 1(1): 41-67.
- Nietschmann, B. 1973. *Between Land and Water: The Subsistence Ecology of the Miskito Indians*. New York, Seminar Press.
- _____. 1981. "Following the underwater trail of a vanishing species-the hawksbill turtle", en *National Geographic Society Research Report* 13: 459-480.
- Okayama, T., Díaz-Fernández, R., Baba, Y., Azeno, N. y Koike, H 1999. "Genetic diversity of the hawksbill turtle in the Indo-Pacific and Caribbean regions", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 362-367.
- Oldfield, S. 1999. *Biodiversity: the UK Overseas Territories*. Edited by Procter, D. and Fleming, L. V., Joint Nature Conservation Committee. UK.
- Ordóñez, C., Meylan, A. Meylan, P., Ruiz, A. y Tröeng, S2003. Hawksbill Turtle Population Recovery and Research in the Comarca Ngöbe-Buglé, Chiriquí Beach/Escudo de Veraguas and the Bastimentos Island National Marine Park. Caribbean Conservation Corporation. Mimeografiado.
- Ottenwalder, J. 1981. Estudio preliminar sobre el estado, distribución, y biología reproductiva de las tortugas marinas en la Republica Dominicana. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Santo Domingo.
- _____. 1987. National Report for Dominican Republic. Western Atlantic Symposium II, Mayagüez, Puerto Rico, September 1987. WATS2-072.
- _____. 1996. "The current status of sea turtles in Haiti. Contributions to West Indian Herpetology: a tribute to Albert Schwartz", en Powell, R. y Henderson, R. (eds.). *Contributions to Herpetology*. Ithaca, New York, Society for the Study of Amphibians and Reptiles.
- Palma, J. A. M. 1997. "Marine turtle conservation in the Philippines and initiatives towards a regional management and conservation program", en Noor, Y., Lubis, R., Ounsted, R., Tröeng, S. y Abdullah, A. (eds.). Proceedings of the Workshop on Marine Turtle Research and Management in Indonesia. Bogor, Indonesia, Wetlands International, PHPA/Environment Australia.



- Parmenter, C. J. 1983. "Reproductive migrations in the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*)", en *Copeia* 1983: 271-273.
- _____. 1993. "A preliminary evaluation of the performance of passive integrated transponders and metal tags in a population study of the flatback sea turtle (*Natator depressus*)", en *Wildlife Research* 20: 375-381.
- Parsons, J. J. 1972. "The hawksbill turtle and the tortoise shell trade", en *Études de géographie tropicale offertes a Pierre Gourou*. Paris, Mouton.
- Pauly, D. 1995. "Anecdotes and the shifting baseline syndrome", en *Trends in Ecology and Environment* 10: 430.
- Pianka, E. R. 1974. *Evolutionary Ecology*. New York, Harper and Row.
- Pilcher, N. J. 1999. "The hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Arabian Gulf", en *Conservation and Biology* 3 (2): 312-317.
- Pilcher, N. J. y Ali, L. 1999. "Reproductive biology of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in Sabah, Malaysia", en *Conservation and Biology* 3 (2): 330-336.
- Prieto, A., Moncada, F., Nodarse, G., Puga, R., de León, M.E., Diaz-Fernández, R., Espinosa, G., Castillo, D., Hernández, M., Peregin, E., de Arazoza, M., Salabarría, D., Morales, E., Webb, G., Manolis, C. y Gómez, R. 2001. Informe de la República de Cuba. Primera Reunión de Diálogo CITES sobre la Tortuga Carey del Gran Caribe. Ciudad de México, 15-17 de mayo, 2001.
- Pritchard, P. C. H. 1976. "Post-nesting movements of marine turtles (*Cheloniidae* and *Dermochelyidae*) tagged in the Guianas", en *Copeia* 1976: 749-754.
- Reichart, H. A., y Fretey, J. 1993. "WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for Suriname", en Eckert, K. L. (ed.). CEP Tech. Rept. n° 24. Kingston, Jamaica, UNEP Caribbean Environment Programme.
- Richardson, J. I., Bell, R. y Richardson, T. H. 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", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 244-250.
- Richardson, J. I. Corliss, L. A., Ryder, C. y Bell, R. 1989. "Demographic patterns of Caribbean hawksbills, Jumby Bay, Antigua", en Eckert, S. A., Eckert, K. L. y Richardson, T. H. (compilers). Proceedings of the 9th Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-232.
- Rosales-Loessner, F. 1984. "National Report for Guatemala", en Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogren, L. y Weber, M. (eds.). Proceedings of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing.
- Sánchez, T. M. y Bellini, C. 1999. "Juvenile *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 308-311.
- Scott, N. y Horrocks, J. A. 1993. "WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for St. Vincent and the Grenadines", en Eckert, K. L. (ed.). CEP Tech. Rept. n° 27. Kingston, Jamaica, UNEP Caribbean Environment Programme.
- Sheppard, C. 1995. "The shifting baseline syndrome", en *Marine Pollution Bulletin* 30 (12):766-767.
- Smith, G. W., Eckert, K. L. y Gibson, J. P. 1992. "WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for Belize", en Eckert, K. L. (ed.). CEP Tech. Rept. n° 18. Kingston, Jamaica, UNEP Caribbean Environment Programme.
- Stancyk, S. E. 1982. "Non-human predators of sea turtles and their control", en Bjorndal, K. A. (ed.). *The Biology and Conservation of Sea Turtles* (reprinted in 1995). Washington, D. C., Smithsonian Institution Press.



- Starbird, C. H., Hillis-Starr, Z., Harvey, J. T. y Eckert, S. A. 1999. "Interesting movements and behavior of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) around Buck Island Reef National Monument, St. Croix, US Virgin Islands", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 237-243.
- Suganuma, H., A. Yusuf, S. Tanaka, y Kamezaki N. 1999. "Current status of nesting populations of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Java Sea, Indonesia", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 337-343.
- _____. 2000. "Serious declines of nesting populations of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Java Sea, Indonesia", en Pilcher, N. e Ismail, G. (eds.). *Sea Turtles of the Indo-Pacific: Research, Conservation and Management*. London, ASEAN Academic Press.
- Sybesma, J. 1992. "WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for the Netherland Antilles", en Eckert, K. L. (ed.). CEP Tech. Rept. n° 11. Kingston, Jamaica, UNEP Caribbean Environment Programme.
- Tallevast, T. y Morales, R. 2000. "Hawksbill sea turtle nesting activity census and related conservation activities in Culebra, Puerto Rico", en Abreu, A., Briceño, R., Márquez, R. y Sarti, L. (compiladores). *Proceedings of the Eighteenth International Sea Turtle Symposium*. NOAA Technical Memorandum MFS-SEFSC-436.
- Thurston, J. 1976. "Observations on the ecology of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, on Mona Island, Puerto Rico", en Proceedings of the Association of Island Marine Laboratories, Caribbean Eleventh Meeting, 2-5 May 1975, St. Croix, USVI (citado en Starbird, Hillis-Star, Harvey y Eckert, 1999).
- Thurston, J. y Wiewandt, T. 1976. Management of sea turtles at Mona Island. Appendix I. Mona Island Management Plan. San Juan, Puerto Rico, Department of Natural Resources (citado en Moncada, Carrillo, Sáenz y Nodarse. 1999).
- TRAFFIC (USA). 1994. "Tortoiseshell trade: End of an era?", en *TRAFFIC (USA) Bulletin* 13 (1): 9-10.
- TRAFFIC. 2001. (Fleming, E.) *Swimming Against the Tide*. TRAFFIC North America.
- _____. 2002. Revisión de CITES sobre la Explotación, Comercio y Manejo de Tortugas Marinas en las Antillas Menores, Centro América, Colombia y Venezuela. Informe Interino de un estudio comisionado por TRAFFIC International a nombre de CITES.
- TRAFFIC Southeast Asia. 2004. The trade in marine turtle products in Viet Nam. TRAFFIC Report, en <http://www.traffic.org>
- Tröeng, S. 2002. The hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* nesting population of Tortuguero, Costa Rica. Report presented by the Caribbean Conservation Corporation to the Ministry of Environment and Energy of Costa Rica.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). 2001. Ruling of the IUCN Red List Standards and Petitions Subcommittee on Petitions Against the 1996 Listings of Four Marine Turtle Species. SPECIES, Newsletter of the Species Survival Commission IUCN-The World Conservation Union. Number 36, July-December, pp. 31-34.
- Van Dam, R. P. 1997. Ecology of hawksbill turtles on feeding grounds at Mona and Monito Islands, Puerto Rico. Ph.D. dissertation submitted to the University of Amsterdam. Amsterdam, The Netherlands.
- Van Dam, R. P. y Diez, C. E. 1998. "Home range of immature hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) at two Caribbean islands", en *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 220: 14-24.
- _____. 1999. "Differential tag retention in Caribbean hawksbill turtles", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2): 225-229.
- Van Dijk, P. P. y Shepherd, C. R. 2004. "Shelled out? A snapshot of bekko trade in selected locations in South-East Asia", en <http://www.traffic.org>. TRAFFIC Southeast Asia, Selangor, Malaysia.



- Vázquez, D., Miranda, E. y Frazier, J. 1998. Nesting biology of hawksbill turtles on Holbox Island, México. Proceedings of the Seventeenth Annual Sea Turtle Symposium. US Department of Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-415.
- Whitaker, R. y Frazier, J. 1994. "Growth of a captive hawksbill in India", en *Hamadryad* 18 (1983): 47- 48.
- Wibbles, T., Owens, D. W. y Limpus, C. J. 2000. "Sexing juvenile sea turtles: Is there an accurate and practical method?", en *Chelonian Conservation and Biology* 3 (4): 756-761.
- Wilkins, R. y Meylan, A. B. 1984. "National Report for St. Kitts and Nevis", en Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogren, L. y Weber, M. (eds.). Proceedings of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing.
- Witzell, W. N. 1983. "Synopsis of biological data on the hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766)", en *FAO Fisheries Synopsis* 137: 1-78.
- _____. 1998. "Messages in bottles", en *Marine Turtle Newsletter* 80: 3-5.



El Fondo Mundial para la Naturaleza, conocido como WWF por sus siglas en inglés, es la organización global de conservación más grande y con mayor experiencia en el mundo. Cuenta con unos 5 millones de miembros y una red mundial que trabaja en más de 100 países.

La misión de WWF es detener la degradación del ambiente natural del planeta y forjar un futuro en que el ser humano viva en armonía con la naturaleza:

- Conservando la diversidad biológica del mundo.
- Garantizando el uso sustentable de los recursos naturales renovables.
- Promoviendo la reducción de la contaminación y del consumo desmedido.

**WWF Programa
para América Latina
y el Caribe**

1250 24th Street NW
Washington, D.C. 20037-1193
Estados Unidos de América
Tel: +1 202 2934800



for a living planet[®]

