

Posible declinamiento en la anidación de la tortuga baula *Dermochelys coriacea* a lo largo de la costa caribeña de Centroamérica

Sebastian Troëng, Didiher Chacón y Belinda Dick

Traducción inoficial por Roxana Silman

Resumen La anidación de la tortuga baula *Dermochelys coriacea*, ha declinado en las playas del Pacífico, y como resultado, la especie es considerada Críticamente en Peligro. Sin embargo, las poblaciones del Atlántico, son también importantes para la sobrevivencia de la especie y por eso realizamos un estudio para cuantificar el tamaño y la tendencia de anidación de las colonias de tortugas baula de la costa caribeña de Costa Rica y Panamá. La devolución de marcas muestra que después de anidar, las hembras de la colonia, se dispersan a través del Caribe, Golfo de México y el Atlántico Norte. Los resultados de censos aéreos y de rastros fueron usados para estimar 5.759-12.893 nidos por año entre el Río San Juan y la Playa Chiriquí, lo cual hace de ésta la cuarta colonia más grande en el mundo. Los resultados del monitoreo de tres playas (Tortuguero, Pacuare y Gandoca) fueron usados para examinar cualquier tendencia temporal en la anidación, usando regresión no paramétrica. La anidación parece declinar levemente desde 1995 al 2003, pero la tendencia puede ser un

Introducción

En los últimos 15 años ha ocurrido un declinamiento en la anidación de tortugas baulas en playas que bordean el Océano Pacífico en Costa Rica, Malasia y México (Chan & Liew, 1996; Eckert & Sarti, 1997; Reina *et al.*, 2002). El declinamiento del >90 % en la anidación de tortugas baulas, ha sido atribuido a la recolección de huevos y captura incidental en redes agalleras y pesca de palangre (Chan & Liew, 1996; Eckert & Sarti, 1997; Spotila *et al.*, 2000). Como resultado del drástico declive en las colonias del Pacífico, la tortuga baula es ahora clasificada como en Críticamente en Peligro en el Libro Rojo de la UICN (UICN, 2003). Sin embargo, hay una controversia sobre el estado de la especie, con colonias fuera de la cuenca Pacífica, reportadas estables o en crecimiento (Hughes, 1996; Chevalier & Girondot, 2000; Dutton *et al.*, 2000).

Sebastian Troëng (Para comunicación) Caribbean Conservation Corporation, Apdo. Postal 246-2050, San Pedro, Costa Rica. E-mail sebastian@ccturtle.org

Didiher Chacón Asociación ANAI, Apdo. 170-2070, Sabanilla, Montes de Oca, San José, Costa Rica

Belinda Dick La Reserva Pacuare, Avenidas 10 y 12, Calle 21#1065, San José, Costa Rica

Recibido el 27 Agosto del 2003. Revisión solicitada el 6 de Noviembre 2003. Aceptada el 6 de Junio 2004.

artefacto de la variación inter anual en el número de nidos. Las explicaciones para la diferencia en las tendencias de anidación de los últimos 15 años de las colonias del Pacífico (declinamiento rápido) y el Caribe (leve declinamiento o estable) incluyen: (1) el éxito de eclosión en las playas del Caribe ha sido mayor debido a la anidación dispersa, (2) la captura incidental en la pesca ha sido mayor en el Pacífico, y (3) menos traslape entre las áreas de pesca y los habitats de las tortugas baulas en el Atlántico. La mortalidad causada por los humanos en todas las etapas de vida y los habitats marinos usados por las baulas en el Atlántico, deben ser cuantificados para facilitar el desarrollo e implementación de estrategias efectivas para reducir amenazas y evitar una repetición del declinamiento que ha ocurrido con la población del Pacífico.

Palabras claves Censo aéreo, captura incidental, *Dermochelys coriacea*, recolección de huevos, tortuga baula, anidación, devolución de marcas, tendencia.

Las amenazas a la sobrevivencia de las tortugas baulas persisten en muchas localizaciones. En el Océano Atlántico la matanza de hembras anidadoras (Troëng, 2000; Troëng *et al.*, 2002), saqueo ilegal de huevos (Chacón, 1996; Troëng *et al.*, 2002) y los efectos de las pesquerías, son causas de preocupación (Chevalier & Girondot, 2000; NMFS-SEFSC, 2001). La extensión de la mortalidad inducida por el humano en playas de anidación varía según la colonia. Las migraciones extensas llevadas a cabo por las tortugas baulas (Girondot & Fretey, 1996; Hughes *et al.*, 1998) significan que los individuos de colonias geográficamente separadas, pueden compartir áreas de alimentación. Las actividades humanas que afectan áreas de alimentación compartidas y que causan la mortalidad en las etapas de vida juvenil y adulta de especies altamente migratorias y de lenta maduración, pueden tener consecuencias extensas (Tuck *et al.*, 2003). El rápido declinamiento en secciones extensas del Pacífico, sugiere que las tendencias individuales de las colonias, no son solamente indicadores locales, sino que pueden indicar la tendencia de la cuenca oceánica entera. Si severas amenazas a la sobrevivencia afectan a colonias distantes; análogamente, las tendencias de colonias individuales, pueden tener implicaciones para la sobrevivencia global de la tortuga baula.

A lo largo del Caribe de Centroamérica, la anidación de tortuga baula ocurre predominantemente desde marzo a mediados de julio, aunque se ha observado niveles bajos de anidación desde enero y hasta finales de agosto (Chacón, 1999). Los estudios de

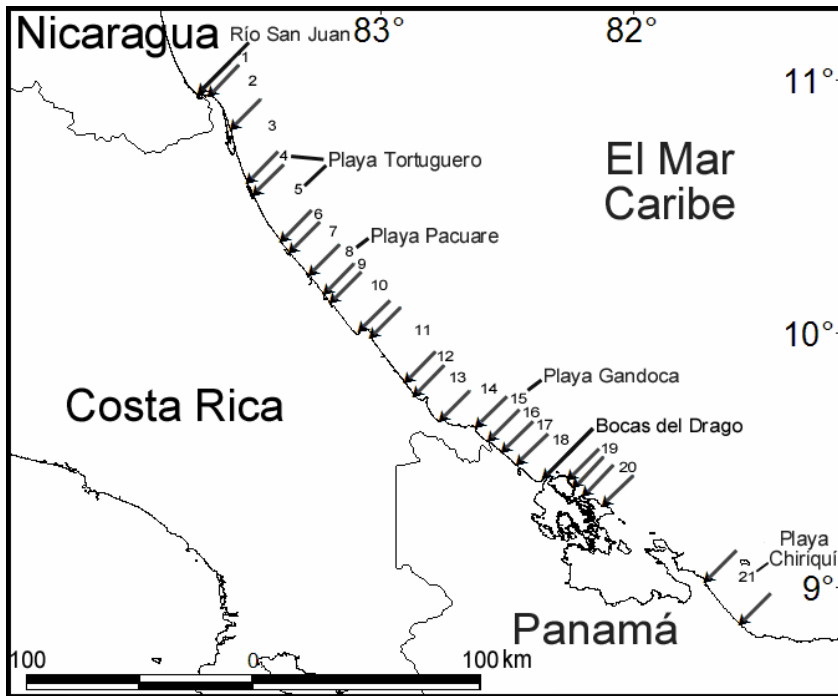


Fig. 1 La sección de la costa Atlántica, del sur de Nicaragua al norte de Panamá, censada desde el aire, con la ubicación de todas las 21 playas censadas, incluyendo las tres playas índices (ver Tabla 1).

la colonia se iniciaron en los años 50, con descripciones de comportamiento de anidación y características biométricas (Carr & Ogren, 1959). Se iniciaron estudios más amplios para cuantificar la anidación y para marcar a las hembras en los años 80 (Berry, 1987; Hirth & Ogren, 1987). En 1990, se iniciaron censos y marcaje regulares en playas del norte de Costa Rica al norte de Panamá (Campbell *et al.*, 1996; Chacón, 1999). En el 2003, habían por lo menos once proyectos de monitoreo de anidación de tortugas baulas entre el Río San Juan y Playa Chiriquí (Figura 1). Aquí, presentamos los resultados de las tres playas (Tortuguero, Pacuare y Gandoca) con los registros de monitoreo de más largo plazo.

El estado de Críticamente en Peligro de la tortuga baula, está basado principalmente en el declive de anidación registrado en las playas del Pacífico. Pero los tamaños y tendencias de las colonias de tortuga baula en el Atlántico y las amenazas a las poblaciones del Atlántico, son también importantes para la sobrevivencia de la especie y por eso nuestros objetivos fueron determinar el tamaño y la tendencia de anidación para la colonia de tortuga baula del Caribe de Costa Rica y Panamá, y identificar las prioridades de conservación e investigación.

Métodos

Se colocan marcas Monel #49 (National Band & Tag Co., Newport, USA) en las aletas traseras de tortugas baulas durante la anidación. Un total de 5.653 hembras baulas fueron marcadas desde 1976 al 2003 en tres playas "índice" (Tortuguero $n=605$, Pacuare $n=2.297$, Gandoca $n=2.751$). Cada marca tiene un número único, además de una leyenda que ofrece una recompensa (US \$5.00) por devolver la marca a la Universidad de Florida, USA. Sólo las tortugas varadas u observadas muertas en el océano fueron incluidas en este

estudio. Si no se reportó la localización exacta de la recaptura, estimamos una posición basada en la descripción del sitio de recaptura. Todo el marcaje fue realizado bajo permisos de investigación del Ministerio del Ambiente y Energía de Costa Rica.

En Tortuguero, la Caribbean Conservation Corporation inició censos de rastros en 1995. Aproximadamente una vez por semana, el contador de rastros registra los rastros de tortugas baulas de la noche previa. Los nidos y las salidas sin anidación, se registran separadamente. El número de censos varió (13-21, promedio $18 \pm SD 2,5$) por temporada de anidación de tortuga baula para 1995-2003. Un Modelo General Aditivo (GAM) con una función de error de cuasi-probabilidad, fechas finales artificiales del 20 de febrero y el 10 de julio (9 de julio para años bisiestos) pesados a 0,1, fue usado para ajustar una curva a los resultados de los censos de rastros (pesados a 1,0) y para producir estimados de nidos para cada fecha (Bjorndal *et al.*, 1999). Las fechas finales artificiales fueron dadas un peso menor para minimizar su influencia sobre los estimados anuales de número de nidos. Los estimados negativos fueron seccionados del inicio y final de cada temporada. Los números anuales de nidos fueron estimados integrando (intervalo 0,125) los estimados GAM usando el software Berkeley Madonna (Macey *et al.*, 2000). Desde el 2000, censos para estimar la proporción de nidos recolectados ilegalmente, fueron realizados cada 3 días entre mediados de marzo y finales de mayo/principios de junio. Los nidos fueron considerados ilegalmente saqueados si se encontraba huellas humanas numerosas alrededor del nido, evidencia de excavación y cáscaras de huevos quebradas en la superficie de la arena.

Desde 1994 la Endangered Wildlife Trust ha implementado conteos diarios de nidos desde el 7 de marzo hasta julio en la Reserva Natural de Pacuare. Desde el 2000, se ha evaluado la

recolección ilegal de huevos en Pacuare, usando los mismos criterios que los empleados en Tortuguero. Desde 1991, la Asociación ANAI ha realizado conteos diarios de nidos en Playa Gandoca desde el 1 de febrero hasta julio (Chacón 1999). Se registraron todos los rastros en donde se creyó que había sido depositado un nido. También se tomó notas sobre la recolección ilegal de huevos.

Para minimizar el efecto de variabilidad de nidos, solo se incluyó años con censos en las tres playas en el análisis de tendencia. Un modelo de regresión no paramétrica usando BayesX, con Markov field random smoothness priors y un Bayesian smoothing spline, fue empleada para calcular las tendencias con intervalos de credibilidad de 95% (Fahrmeir & Lang 2001; Balazs & Chaloupka 2004).

Los censos aéreos (los cuales incluyeron las tres playas índices) desde el sur de Nicaragua hasta el norte de Panamá, se realizaron en un Cessna 185 volando a una altitud de 30-100 m a 185-225 km hr⁻¹. Todos los censos fueron realizados en la mañana (8.00 - 10.35) iniciando en el Río San Juan, en dirección de norte a sur (Fig. 1). El piloto voló a 10 m de la playa para permitir a los observadores ver toda la línea costera. Se contaron como nidos todos los rastros en donde la tortuga había hecho la cama. Se contaron ambos nidos frescos y viejos. Durante estos censos, dos observadores contaron los rastros. El promedio de variación de los observadores fue de 1,6 ± SD 2,5 nidos por sección de playa. Para asegurar consistencia, los conteos por el observador (ST) quien participó en todos los censos fueron usados en el análisis (Tabla 1). El ancho de la playa fue clasificado como angosto (marca de la línea pleamar en la línea de vegetación), mediano (marca de marea alta 0,5-10 m de la línea de vegetación) o ancha (marea alta ≥10 m de la línea de vegetación). Todos los vuelos fueron aprobados por las autoridades de aviación de Nicaragua, Costa Rica y Panamá.

Las mareas altas y olas fuertes pueden borrar los rastros de las tortugas baulas y por ende, subestimar la anidación, particularmente en playas angostas. Para corregir los resultados de los censos por la variación en el ancho de las playas, se calcularon factores de ajuste para Tortuguero (anchura media), Pacuare (ancho) y Gandoca (angosto) (Ecuación 1.1).

$$A_{\text{just}W} = A_x / \text{Prop}_x (A_{\text{Tort}} + A_{\text{Pac}} + A_{\text{Gan}}) \quad 1.1$$

$$\text{Prop}_{\text{index beaches}} = \frac{(B_{\text{Tort}} * A_{\text{just}W}) + (B_{\text{Pac}} * A_{\text{just}W}) + (B_{\text{Gan}} * A_{\text{just}W})}{\sum_{x=1}^{21} (B_x * A_{\text{just}W})} \quad 1.2$$

$$A_{\text{beach 1-21}} = (A_{\text{Tort}} + A_{\text{Pac}} + A_{\text{Gan}}) / \text{Prop}_{\text{index beaches}} \quad 1.3$$

Donde $A_{\text{just}W}$ = factor de ajuste para las playas con anchura W , A_x = estimado anual de número de nidos por la sección de playa x , Prop_x = la proporción de los nidos depositados en playas índices que fueron depositados en la sección de playa x registrado durante censos aéreos, B_x = número de nidos en la playa x registrado durante censos aéreos, Tort =Tortuguero, Pac =Pacuare y Gan =Gandoca

Los resultados corregidos de los censos aéreos fueron usados

para calcular la proporción de nidos depositados en las tres playas índice y para extrapolar el estimado anual de número de nidos en las playas índices en toda la costa censada por aire (Ecuaciones 1.2 y 1.3).

Resultados

Las marcas de 21 tortugas baulas varadas o capturadas fueron devueltas de USA (n=13), Cuba (n=3), Nicaragua (n=2), Canadá (n=1), España (n=1) y Marruecos (n=1) (Fig. 2).

La anidación anual de tortuga baula varió, con 574-1.623 nidos año⁻¹ en Tortuguero, 490-1.286 nidos año⁻¹ en Pacuare, y 405-1.135 nidos año⁻¹ en Gandoca (Fig. 3). Todas las playas índice experimentaron un leve declive de anidación durante el período de estudio (Fig. 3). Sin embargo, los intervalos creíbles de 95% para la tendencia son amplios (Fig. 3). La recolección ilegal de huevos declinó continuamente hasta el 2002. En el 2003 la recolección ilegal de huevos se incrementó en todas las playas índice (Fig. 3).

Durante años con censos aéreos, se estima que los nidos depositados en las playas índice totalizaron el 45-50% de todos los nidos observados entre la desembocadura del Río San Juan y Bocas del Drago (Fig. 1). Para el 2002 y 2003, las playas índice totalizaron el 27-32% de nidos entre el Río San Juan y el final de Playa Chiriquí (Tabla 1).

Estimamos que 3.686-7.736 nidos año⁻¹ son depositados entre el Río San Juan y Bocas del Drago y que 5.759-12.893 nidos año⁻¹ son depositados entre el Río San Juan y el final de Playa Chiriquí (Tabla 1, Fig. 1). La frecuencia de nidadas para las tortugas baulas puede variar entre colonias y temporadas de anidación (Girondot & Fretey, 1996; Reina *et al.*, 2002) pero la frecuencia de nidadas para la colonia estudiada es desconocida. Aplicamos lo comúnmente usado 5 nidos por hembra (Spotila *et al.*, 1996; Fretey & Billes, 2000; Andrews & Shanker, 2002) para estimar el tamaño de la colonia en 1.152-2.579 hembras anidadoras año⁻¹ (Tabla 2).

Discusión

La devolución de marcas de tortugas baulas de Tortuguero, Pacuare y Gandoca, enfatiza la amplia distribución de habitats y rutas migratorias usadas por las tortugas baulas en el Caribe, Golfo de México y Atlántico Norte, la cual se extiende por lo menos de 2° a 50° N y 9° a 97° W (Collard, 1990; Girondot & Fretey, 1996; Eckert, 1998; Lagueux, 1998; NMFS-SEFSC, 2001; Ferraroli *et al.*, 2004; Hays *et al.*, 2004). Esta amplia distribución, la cual incluye áreas marinas bajo jurisdicción nacional de varios países y altamar, hace hincapié en el reto de desarrollar políticas adecuadas de conservación de tortugas baulas. Aunque 20 de 21 marcas devueltas, venían de tortugas muertas varadas o flotantes, la posibilidad de interacción con pesquerías y colisiones de lanchas, no pueden ser excluidas en ninguno de los casos. (la excepción fue el reporte de una tortuga viva en Canadá). Se necesita un esfuerzo internacional para limitar la captura incidental de tortugas por las pesquerías,

Tabla 1 Cuento de nidos de tortuga baulas, usando censos aéreos, durante siete ocasiones entre 2001-2003, en 21 playas a lo largo de la costa del Caribe desde el sur de Nicaragua al norte de Panamá (ver Fig. 1 para localizaciones), con coordenadas geográficas de cada playa y su amplitud.

Localización	Inicio	Final	Amplit.	1 May. 2001	2 May. 2001	10 Mar. 2002	11Mar. 2002	26 Feb. 2003	27 Feb. 2003	5 Abr. 2003
1 Río San Juan-la frontera	10°56'83N 83°43'13O	10°56'27N 83°40'58O	Ancho	7		0		0		0
2 Frontera - Río Colorado	10°56'27N 83°40'58O	10°48'33N 83°35'33O	Mediano	16		0		0		0
3 Colorado - Río Tortuguero	10°48'33N 83°35'33O	10°35'51N 83°31'40O	Ancho	4		1		0		0
4* Río Tortuguero – pueblo	10°35'51N 83°31'40O	10°32'61N 83°30'11O	Mediano	7		0		1		0
5* Parque Nacional Tortuguero	10°32'61N 83°30'11O	10°21'46N 83°23'41O	Mediano	105		14		7		6
6 Jalova- Río Parismina	10°21'46N 83°23'41O	10°19'04N 83°21'39O	Angosta	10		3		0		0
7 Parismina - Río Pacuare	10°19'04N 83°21'39O	10°13'50N 83°16'72O	Ancho	39		5		1		5
8* Río Pacuare-Laguna Urpiano	10°13'50N 83°16'72O	10°09'09N 83°13'22O	Ancho	90		14		5		16
9 Urpiano – Río Matina	10°09'09N 83°13'22O	10°07'19N 83°11'54O	Ancho	25		4		1		4
10 Río Matina –Moín	10°07'19N 83°11'54O	10°00'18N 83°04'90O	Mediano	52		4		1		3
11 Puerto Limón – Río Estrella	09°58'69N 83°02'17O	09°48'01N 82°53'77O	Ancho		3	2		0		6
12 Estrella-Cahuita	09°48'01N 82°53'77O	09°45'27N 82°51'79O	Angosta		5	0		0		0
13 Cahuita-Puerto Viejo (incl. Playa Negra)	09°45'27N 82°51'79O	09°39'33N 82°45'71O	Mediano		49	1		1		2
14 Puerto Viejo-Punta Mona	09°39'33N 82°45'71O	09°37'86N 82°37'09O	Angosta		0	0		0		0
15* Gandoca	09°37'86N 82°37'09O	09°34'47N 82°33'94O	Angosta		38	4		0		3
16 Río Sixaola – San San	09°34'47N 82°33'94O	09°31'92N 82°30'93O	Ancho		47	4		1		9
17 San San	09°31'92N 82°30'93O	09°28'97N 82°27'49O	Ancho		39	4		1		8
18 Soropta	09°28'97N 82°27'49O	09°25'58N 82°21'36O	Mediano		22	6		0		10
19 Isla Colón	09°25'34N 82°15'41O	09°23'54N 82°14'24O	Angosta		17	0		1		
20 Isla Bastimentos	09°21'55N 82°11'91O	09°19'08N 82°07'23O	Mediano		26	1		2		
21 Playa Chiriquí	09°01'18N 81°42'84O	08°51'16N 81°34'47O	Ancha				50		29	

Playas índice (ver texto para detalles)

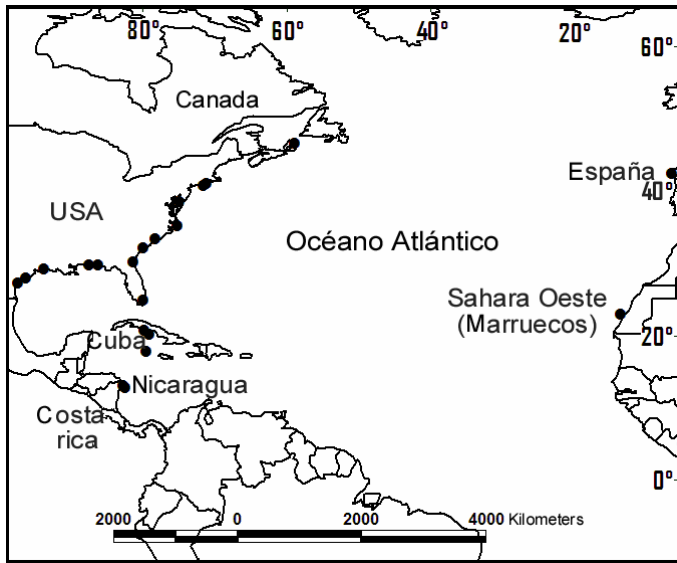


Fig. 2 Localización de sitios de devolución de marcas (círculos rellenos) para tortugas baulas marcadas en las tres playas índice de playas Tortuguero, Pacuare y Gandoca, Costa Rica.

en áreas en donde estas actividades traslapan con el hábitat y rutas migratorias de las tortugas (Ferroli *et al.*, 2004, Hays *et al.*, 2004). La Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas, la Convención de Especies Migratorias y organizaciones regionales de pesquerías, deben ser explorados como mecanismos internacionales para fortalecer los esfuerzos de conservación de tortugas baulas. El desarrollo y la implementación de equipos de pesca para reducir la captura de tortugas baulas, como el dispositivo excluidor de tortuga con ventanas más grandes y anzuelos circulares, solo se pueden considerar los primeros pasos en tal proceso (Watson *et al.*, 2003). Si no se tomen acciones en áreas donde las pesquerías y las tortugas baulas interactúan en el Atlántico, puede repetirse el declive observado en las colonias de tortugas baulas del Pacífico.

La observación de individuos marcados, muestra que por lo menos algunas tortugas baulas exhiben limitados niveles de fidelidad al sitio de anidación. Se han registrado individuos de tortugas baulas cambiando entre playas, dentro y entre temporadas de anidación. Por ejemplo, individuos marcados en playas de Colombia y Honduras, han sido observados en las playas de anidación de Costa Rica. Una tortuga baula marcada en Pacuare, excavó una cámara de huevos en Playa Jensen (27°15'08 N, 80°13'63 W) en Florida, USA (D. Bagley, com. pers.).

Analizamos 9 años (1995-2003) de anidación de tortugas baulas, en tres playas de anidación índice. La variabilidad en la anidación entre años, significa que se necesita un monitoreo continuo para poder discernir sobre las tendencias de la población de largo plazo. Aunque el número de nidos de las tortugas marinas varía y se cree que está influenciado por variables ambientales, la variación es normalmente menos para

las baulas que para las tortugas verdes (Broderick *et al.*, 2001).

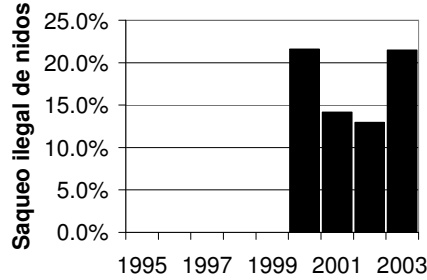
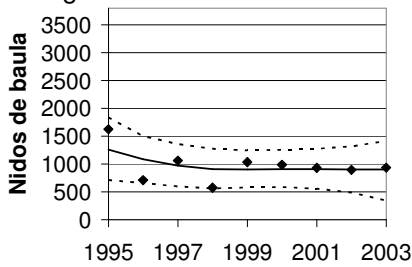
La recolección ilegal de nidos de tortugas baulas en Costa Rica, declinó de 78% en 1987 (Berry, 1987) a 11,5 % en las playas índice relativamente protegidas en el 2003. Para especies de lento crecimiento y madurez tardía, aún bajos niveles de incremento en mortalidad de huevos en las playas de anidación, aunado a la mortalidad de adultos y juveniles en la captura incidental de pesquerías, puede resultar en el declive de la población (Musick, 1999). La recolección de huevos de tortuga baula ha sido prohibida en Costa Rica desde 1948 (Asamblea Legislativa, 1948), la caza de tortugas baulas ha sido prohibida desde 1984 (Gobierno de Costa Rica, 1984) y una ley que establece pena de prisión por recolección de huevos entró en vigor en el 2002 (Asamblea Legislativa, 2002). Parece que la ley no ha funcionado como un elemento desalentador a corto plazo, ya que la recolección ilegal de huevos se incrementó en el 2003. Esto puede ser explicado por el retraso de 1 o más años entre los arrestos y los casos que van a juicio. La nueva ley fue aplicada en por lo menos dos casos en la corte a finales del 2003 y ambos resultaron en sentencias de prisión por recolección ilegal de huevos (E. Chamorro, com. pers.). Estas y futuras sentencias pueden desalentar la recolección ilegal de huevos, a largo plazo. La nueva ley solo puede ser aplicada si los saqueadores de huevos son arrestados. Por eso, se necesita fortalecer urgentemente la vigilancia en las playas de anidación.

La tendencia de decline de anidación puede ser un artefacto de la variación interanual en la anidación durante el período relativamente corto para el cual se tienen datos de anidación. Sin embargo, la experiencia de las playas del Pacífico, muestra que los declives de la tortuga baula pueden ser rápidos (Spotila *et al.*, 2000). Esto es particularmente cierto, si las amenazas a la sobrevivencia de la tortuga baula, como la recolección ilegal de huevos y la captura incidental en las pesquerías, ocurren simultáneamente. Es una prioridad cuantificar la mortalidad de tortugas baulas inducida por los humanos en todas sus etapas de vida.

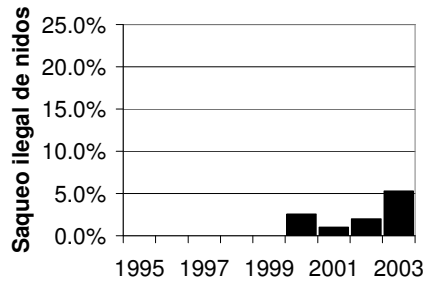
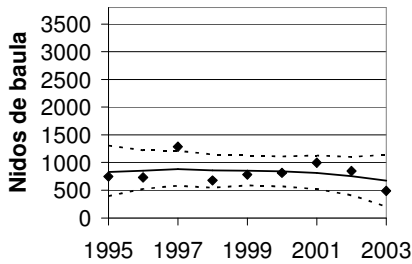
Los resultados de los censos aéreos indicaron variabilidad en la proporción de nidos depositados en las playas índice. Sin embargo, el promedio anual de la proporción de nidos depositados en las playas índice, permanece a 45-50% de nidos entre el Río San Juan y Bocas del Drago, y 27-32% de nidos entre el Río San Juan y Playa Chiriquí. Las tres playas índice están bien separadas geográficamente, reduciendo la probabilidad de que nidos depositados por hembras cambiando entre Gandoca, al sur y Tortuguero y Pacuare al norte, no fueron registrados. Por eso, el leve declive en la anidación no parece ser el resultado de hembras baulas moviéndose entre playas de anidación.

Nuestro estimado de 3.686-7.736 nidos por año entre el Río San Juan y Bocas del Drago, es similar al estimado de 4.987 nidos de tortugas baulas para toda la costa del Caribe de Costa Rica (Berry, 1987). Parece que la anidación de tortuga baula en el Caribe de Costa Rica ha permanecido estable o que

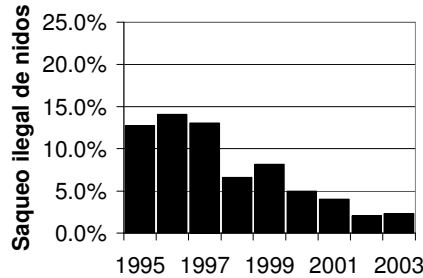
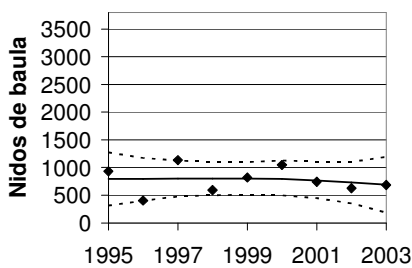
A. Tortuguero



B. Pacuare



C. Gandoca



D. Todas las tres playas índice

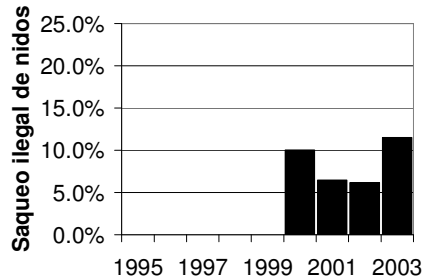
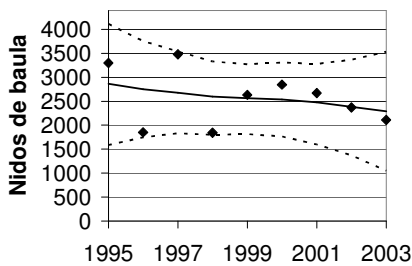


Fig. 3 Número de nidos de tortuga baula y recolección ilegal de huevos en las tres playas índice (ver Fig. 1 para localización) y total durante desde el 1995 al 2003. Curva de tendencia en líneas sólidas, derivadas con un modelo de regresión Bayesian no paramétrico; los intervalos creíbles de 95% indicados con líneas tachadas (ver texto para detalles).

experimentó un leve declive durante los últimos 15 años, una tendencia marcadamente diferente del rápido declive registrado en las playas del Pacífico de Costa Rica (Spotila *et al.*, 2000).

Proponemos tres posibles explicaciones para la diferencia en la tendencia de anidación de tortuga baula en el Caribe (declive leve o estable) y en el Pacífico de Centroamérica (declive rápido). En primer lugar, el éxito de eclosión puede haber sido más alto en las playas del Caribe ya que la anidación es más dispersa (Tucker, 1990). La anidación en la costa Pacífica está restringida principalmente a Playa Grande y otras playas cercanas en Costa Rica (Reina *et al.*, 2002) y la recolección de huevos pudo haber estado cerca del 100% antes de que las medidas de protección fueran implementadas. Por otro lado, la recolección de huevos es virtualmente inexistente en Playa

Chiriquí (C. Ordoñez com. pers.). La anidación dispersa asegura que por lo menos algunos nidos son depositados en las playas en donde la recolección ilegal de huevos es menos frecuente.

En segundo lugar, la captura incidental de tortugas baulas por pesquerías en el Pacífico, pueden haberse convertido en un problema antes de que las poblaciones de tortuga baula del Atlántico fueran seriamente afectadas por pesquerías. En los 90s, el número de anzuelos de pesca de palangre se incrementó tanto en el Atlántico norte como en el Atlántico tropical (NMFS-SEFSC, 2001) y es posible que como resultado, la mortalidad de tortugas baulas juveniles y adultos se haya incrementado. La lenta madurez de tortugas baulas

Tabla 2 Principales colonias de tortuga baula en el mundo, con número de nidos por año, frecuencia de eclosión y número de hembras por año.

Localización	Nidos por año	Frecuencia nidadas*	Hembras por año	Referencias
Guyana Francesa & Surinam	18,481-55,654	7.5	2,464-7,421	Girondot & Fretey (1996), Girondot <i>et al.</i> (2002), M. Girondot (com. pers.)
Costa sur, Gabón	29,000	5	5,800	Fretey & Billes (2000)
Norte de Trinidad, Trinidad & Tobago	9,000-10,000		1,800-2,000	Eckert (2001)
Caribe Costa Rica & Panamá	5,759-12,893		1,152-2,579	Este estudio
Papua, Indonesia	3,000+		600+	Putrawidjaja (2000)
Great Nicobar island, India	1,690	5	338	Andrews & Shanker (2002)
Costa Pacífica, México	<1,250		<250	Eckert & Sarti (1997)
Playa Grande, Costa Rica	1,220	4.3-7.0	231	Reina <i>et al.</i> (2002)
St Croix, US Islas Vírgenes	95-289	5.26	18-55	Boulon <i>et al.</i> (1996)

*Frecuencia de nidadas usado para convertir los nidos a hembras, para colonias sin estimados de frecuencia de nidadas, se usó 5 nidadas por hembra (Spotila *et al.*, 1996).

significa que el leve declive observado en este estudio pueda ser el inicio de una tendencia similar a las de las colonias del Pacífico.

En tercer lugar, en el Atlántico puede haber menos traslape entre las áreas pesqueras y los habitats de tortugas baulas que en el Pacífico. Esto significaría menos captura incidental y mayores tasas de sobrevivencia para las tortugas baulas del Atlántico. Se necesitan urgentemente el análisis de datos de observación de pesquerías y estudios de telemetría satelital enfocados en cuantificar el traslape entre los habitats de las tortugas baulas y las áreas de pesca. Regulaciones y vigilancia sobre las pesquerías, pueden también ser necesarios para reducir la mortalidad incidental.

Meylan *et al.* (1985) reportó anidación de tortugas baulas en playas localizadas al este de la sección de la costa cubierta por censos aéreos en este estudio, y Dutton *et al.* (1999) concluyeron que no había diferencia significativa en las frecuencias de los halotipos de ADNmt para tortugas baulas anidando en Guyana Francesa/Surinam, el Caribe de Costa Rica y Florida, USA. Por lo tanto, parece que las tortugas baulas anidando en el Caribe de Costa Rica y Panamá, pertenecen a una población cuyos rangos de anidación se extienden a lo largo de toda la costa caribeña de Centroamérica y posiblemente a Sudamérica. Debido a que solo censamos una parte del rango de anidación de la población, nuestra estimación del tamaño de la colonia, debe ser considerado como conservador.

Recomendamos continuar los censos aéreos para monitorear cualquier cambio en la distribución espacial de anidación. Sería bueno extender los censos para incluir las playas en el este de Panamá. Las organizaciones Caribbean Conservation Corporation y Lighthawk tienen la intención de llevar a cabo tales censos en un futuro cercano.

Concluimos que la colonia de tortugas baulas del Caribe de Centroamérica representa una de las cuatro más grandes que aún quedan en el mundo, junto con la de Guyana Francesa/Surinam, Gabón y Trinidad (Tabla 2). Para que la colonia permanezca con importancia global, es crucial que la

recolección ilegal de huevos en Costa Rica y Panamá sea reducida y que la captura incidental de pesquerías a través del Atlántico, se mantenga al mínimo. Para enfrentar las amenazas antropogénicas, necesitamos incrementar nuestro conocimiento sobre la localización y extensión de los habitats marinos usados por las tortugas baulas. Se ha iniciado telemetría satelital para documentar los movimientos post-anidación de las hembras baulas en Tortuguero (n=2 en 2003, n=2 en 2004) y en Gandoca (n=1 en 2004) pero se necesita tamaños de muestras más grandes para identificar áreas críticas usadas por las tortugas baulas de la población estudiada.

Reconocimientos

Agradecemos a los investigadores y voluntarios de Gandoca, Pacuare y Tortuguero. Especialmente agradecemos a H. Alguera, A. Barragán, C. Campbell, L. Corea, R. Corea, J. Denham, C. Fernández, E. Harrison, C. Lagueux, P. Lahanas, L. Matute, A. Rankin, E. Rankin, C. Reyes, S. Rodriguez, E. Vargas y E. Vélez. David Smith, fue el piloto de los censos aéreos. T. Amos, L. Belskis, A. Bruguera, T. Davis, K. Durham, P. Eliazar, J. Gourdani, D. Gunter, C. Hope, M. James, C. Lagueux, W. Muller, N. Norman, P. Norman, A. Piñero, E. Ogle, C. Reid, W.G. Rivers, J. Simmons, A. Smith, L. Spence, A. Tang y W. Teas reportaron las marcas devueltas. Se agradece a la Autoridad Nacional del Ambiente de Panamá, al Ministerio del Ambiente y Energía y al Servicio de Guarda Costas de Costa Rica, por proteger las tortugas baulas y sus nidos. Dos revisiones anónimas, nos facilitaron comentarios que reforzaron considerablemente este estudio.

Referencias

- Andrews, H. & Shanker, K. (2002) A significant population of leatherback turtles in the Indian Ocean. *Kachhapa*, 6, 19.
- Asamblea Legislativa (1948) Fisheries and marine hunting law, Law N°190. *Collection of Laws and Decrees*, 1948 (2:2), 212-218.
- Asamblea Legislativa (2002) Law for protection, conservation and recuperation of sea turtle populations, Law N°8325. *La Gaceta*, 230, 28 November 2002. [en español]

- Balazs, G. & Chaloupka, M. (2004) Thirty-year recovery trend in the once depleted Hawaiian green sea turtle stock. *Biological Conservation*, **117**, 491-498.
- Berry, F. (1987) Aerial and ground surveys of *Dermochelys coriacea* nesting in Caribbean Costa Rica, 1987. In *Proceedings of the Second Western Atlantic Turtle Symposium*. NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-226, 305-310.
- Bjorndal, K.A., Wetherall, J.A., Bolten, A.B. & Mortimer, J.A. (1999) Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: An encouraging trend. *Conservation Biology*, **13**, 126-134.
- Boulon, R., Dutton, P. & McDonald, D. (1996) Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) on St. Croix, U.S. Virgin Island: Fifteen years of conservation. *Chelonian Conservation and Biology*, **2**, 141-147.
- Broderick, A.C., Godley, B.J. & Hays, G.C. (2001) Trophic status drives interannual variability in nesting numbers of marine turtles. *Proceedings of the Royal Society of London B*, **268**, 1481-1487.
- Campbell, C.L., Lagueux, C.J. & Mortimer, J.A. (1996) Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, nesting at Tortuguero, Costa Rica, in 1995. *Chelonian Conservation Biology*, **2**, 169-172.
- Carr, A. & Ogren, L. (1959) The ecology and migrations of sea turtles, 3, *Dermochelys* in Costa Rica. *American Museum Novitates*, 1958, 1-29.
- Chacón, D., McLarney, W., Ampie, C. & Venegas, B. (1996) Reproduction and conservation of the leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae) on Gandoca Beach, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, **44**, 853-860.
- Chacón, D. (1999) Anidación de la tortuga *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae) en playa Gandoca, Costa Rica (1990 a 1997). *Revista de Biología Tropical*, **47**, 225-236.
- Chan, E. & Liew, H. (1996) Decline of the leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956-1995. *Chelonian Conservation Biology*, **2**, 196-203.
- Chevalier, J. & Girondot, M. (2000) Recent population trend for *Dermochelys coriacea* in French Guiana. In *Proceedings of the 18th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation* (compilers F.A. Abreu, R. Briseño, R. Márquez & L. Sarti), pp 56-57. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-436.
- Collard, S.B. (1990) Leatherback turtles feeding near a watermass boundary in the eastern Gulf of Mexico. *Marine Turtle Newsletter*, **50**, 12-14.
- Dutton, D.L., Dutton, P.H. & Boulon, R. (2000) Recruitment and mortality estimates for female leatherbacks nesting in St Croix, U.S. Virgin Islands. In *Proceedings of the 19th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation* (compilers H. Kalb, & T. Wibbels), pp 268-269. NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-443.
- Dutton, P.H., Bowen, B.W., Owens, D.W., Barragán, A. & Davis, S.K. (1999) Global phylogeography of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). *Journal of Zoology*, **248**, 397-409.
- Eckert, K.L. (2001) Estado de conservación y distribución de *Dermochelys coriacea*. In *Conservación de Tortugas Marinas en la Región del Gran Caribe – Un Diálogo para el Manejo Regional Efectivo* (eds. K.L. Eckert & F.A. Abreu Grobois), pp 25-33. WIDECAST, IUCN/Species Survival Commission Marine Turtle Specialist Group, WWF and UNEP-Caribbean Environment Programme.
- Eckert, S. (1998) Perspectives on the use of satellite telemetry and other electronic technologies for the study of marine turtles, with references to the first year long tracking of leatherback sea turtles. US Department of Commerce, *NOAA Technical Memorandum*, NMFS-SEFSC-415, 44-46.
- Eckert, S.A. & Sarti M., L. (1997) Distant fisheries implicated in the loss of the World's largest leatherback nesting population. *Marine Turtle Newsletter*, **78**, 2-7.
- Fahrmeir, L. & Lang, S. (2001) Bayesian inference for generalised additive mixed models based on Markov random field priors. *Applied Statistics*, **50**, 201-220.
- Ferraroli, S., Georges, J.-Y., Gaspar, P. & Le Maho, Y. (2004) Where leatherback turtles meet fisheries. *Nature*, **429**, 521-522.
- Fretey, J. & Billes, A. (2000) Les plages du sud Gabon : dernière grande zone de reproduction de la planète pour la tortue-luth? *Canopee*, **17**, I-IV.
- Girondot, M. & Fretey, J. (1996) Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana, 1978-1995. *Chelonian Conservation and Biology*, **2**, 204-208.
- Girondot, M., Tucker, A.D., Rivalan, P., Godfrey, M.H. & Chevalier, J. (2002) Density-dependent nest destruction and population fluctuations of Guianan leatherback turtles. *Animal Conservation*, **5**, 75-84.
- Gobierno de Costa Rica (1984) Hunting ban on threatened species of wild fauna and flora (en español). *La Gaceta*, **67**, 4 April 1984.
- Hays, G.C., Houghton, J.D.R. & Myers A. (2004) Pan-Atlantic leatherback turtle movements. *Nature*, **429**, 522.
- Hirth, H. & Ogren, L. (1987) Some aspects of the ecology of the leatherback turtle *Dermochelys coriacea* at Laguna Jalova, Costa Rica. *NOAA Technical Report*, NMFS 56, 1-14.
- Hughes, G. (1996) Nesting of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) in Tongaland, Kwazulu-Natal, South Africa 1963-1995. *Chelonian Conservation Biology*, **2**, 153-158.
- Hughes, G.R., Luschi, P., Mencacci, R. & Papi, F. (1998) The 7000-km oceanic journey of a leatherback turtle tracked by satellite. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **229**, 209-217.
- Lagueux, C.J. (1998) *Marine turtle fishery of Caribbean Nicaragua: human use patterns and harvest trends*. PhD thesis, University of Florida, City, USA.
- Macey, R., Oster, G., & Zahmley, T. (2000) *Berkeley Madonna User's Guide*. Version 8.0. University of California, Berkeley, USA.
- Meylan, A., Meylan, P. & Ruiz, A. (1985) Nesting of *Dermochelys coriacea* in Caribbean Panama. *Journal of Herpetology*, **19**, 293-297.
- Musick, J.A. (1999) Ecology and conservation of long-lived marine animals. In *Life in the Slow Lane: Ecology and Conservation of Long-Lived Marine Animals* (ed. J.A. Musick), pp 1-10. American Fisheries Society Symposium 23, Bethesda, USA.
- NMFS-SEFSC (2001) *Stock Assessments of Loggerhead and Leatherback Sea Turtles and An Assessment of the Impact of the Pelagic Longline Fishery on the Loggerhead and Leatherback Sea Turtles of the Western North Atlantic*. U.S. Department of Commerce, *NOAA Technical Memorandum*, NMFS-SEFSC-455. 226 pp.
- Putrawidjaja, M. (2000) Marine turtles in Irian Jaya, Indonesia. *Marine Turtle Newsletter*, **90**, 8-10.
- Reina, R.D., Mayor, P.A., Spotila, J.R., Piedra, R. & Paladino, F.V. (2002) Nesting ecology of the leatherback turtle,

- Dermochelys coriacea*, at Parque Nacional Marino Las Baulas, Costa Rica: 1988-1989 to 1999-2000. *Copeia*, **2002**, 653-664.
- Spotila, J.R., Dunham, A.E., Leslie, A.J., Steyermark, A.C., Plotkin, P.T. & Paladino, F.V. (1996) Worldwide population decline of *Dermochelys coriacea*: are leatherback turtles going extinct? *Chelonian Conservation Biology*, **2**, 209-222.
- Spotila, J.R., Reina, R.D., Steyermark, A.C., Plotkin, P.T. & Paladino, F.V. (2000) Pacific leatherback turtles face extinction. *Nature*, **405**, 529-530.
- Troëng, S. (2000) Predation of green (*Chelonia mydas*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) turtles by jaguars (*Panthera onca*) at Tortuguero National Park, Costa Rica. *Chelonian Conservation Biology*, **3**, 751-753.
- Troëng, S., Chacón, D. & Dick, B. (2002) *the Leatherback Turtle Dermochelys coriacea Nesting Population of Caribbean Central America, with An Emphasis on Costa Rica*. Unpublished Report. Caribbean Conservation Corporation, Asociación ANAI and Endangered Wildlife Trust to the IUCN Leatherback Taskforce, San José, Costa Rica.
- Tuck, G.N., Polacheck, T. & Bulman, C.M. (2003) Spatio-temporal trends of longline fishing effort in the Southern Ocean and implications for seabird bycatch. *Biological Conservation*, **114**, 1-27.
- Tucker, A.D. (1990) A test of the scatter-nesting hypothesis at a seasonally stable leatherback rookery. In *Proceedings of the Tenth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation* (compilers T.H. Richardson, J.I. Richardson & M. Donnelly), pp 11-14. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-278.
- IUCN (2003) *2003 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Switzerland [http://www.redlist.org, accessed 15 July 2004].
- Watson, J.W., Foster, D.G., Epperly, S. & Shah, A. (2003) *Experiments in the western Atlantic northeast distant waters to evaluate sea turtle mitigation measures in the pelagic longline fisheries*. NOAA, U.S. Department of Commerce.

Reseñas biográficas

Sebastian Troëng realiza investigación y conservación en Costa Rica y Panamá, y está interesado en cuantificar las consecuencias biológicas y económicas de los esfuerzos de conservación.

Didiher Chacón está desarrollando un plan de recuperación de tortugas marinas con un enfoque ecosistémico para el Caribe de Costa Rica.

La investigación de Belinda Dick se enfoca en los aspectos socio-económicos, biológicos, legales y políticos de la conservación de los recursos marinos.