

**AGRO**  
PRODUCTIVIDAD

**AP**



ÍNDICE DE REVISTAS MEXICANAS  
DE DIVULGACIÓN CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA

Hábitat y densidad de nidos de la  
**Hormiga escamolera**  
(*Liometopum apiculatum* Mayr)  
en una UMA de Zacatecas, México

pág. 10

Año 10 • Volumen 10 • Número 5 • mayo, 2017

VARIABLES DEL HÁBITAT DE PASTIZAL ASOCIADAS A LA DENSIDAD DE AVES GRANÍVORAS EN MALPAÍS, DURANGO, MÉXICO	3
MODELO ALTERNATIVO PARA DETERMINAR COEXISTENCIA Y SEGREGACIÓN TRÓFICA DE DOS FELINOS SIMPÁTRICOS: <i>Puma concolor</i> L. Y <i>Panthera onca</i> L.	18
USO DE AGUAJES POR EL PRINCIPAL UNGULADO CINEGÉTICO EN BAJA CALIFORNIA, MÉXICO	28
REPRODUCCIÓN, ESTRUCTURA, MOVIMIENTOS Y DENSIDAD DE COYOTES ( <i>Canis latrans</i> Say) BAJO CONTROL, EN LA REGIÓN SEMIÁRIDA DE SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO	33
TEMPERATURAS DE INCUBACIÓN Y PROPORCIÓN SEXUAL EN NIDOS DE TORTUGAS MARINAS DE LA PLAYA SAN JUAN CHACAHUA, OAXACA, MÉXICO	39
PRODUCTIVIDAD DE LA APICULTURA EN COMUNIDADES MAYAS DEL LITORAL CENTRO DE YUCATÁN, MÉXICO	46

y más artículos de interés...

PRECIO AL PÚBLICO \$75.00 PESOS



# TEMPERATURAS DE INCUBACIÓN Y PROPORCIÓN SEXUAL EN NIDOS DE TORTUGAS MARINAS DE LA PLAYA SAN JUAN CHACAHUA, OAXACA, MÉXICO

INCUBATION TEMPERATURES AND SEXUAL PROPORTION OF MARINE TURTLE NESTS IN THE SAN JUAN CHACAHUA BEACH, OAXACA, MEXICO

de la Torre-Robles, L.<sup>1</sup>; Buenrostro-Silva, A.<sup>2</sup>; García-Grajalés, J.<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup>Licenciatura en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de Zacatecas, Jardín Juárez 157, Col. Centro, 98000, Zacatecas, México. <sup>2</sup>Instituto de Industrias, <sup>3</sup>Instituto de Recursos, Universidad del Mar campus Puerto Escondido, Km. 2.5 Carretera Puerto Escondido – Sola de Vega, Puerto Escondido 71980, San Pedro Mixtepec, Oaxaca, México.

\*Autor de correspondencia: archosaurio@yahoo.com.mx

## RESUMEN

En México los estudios sobre el conocimiento de las temperaturas en el interior de las cámaras de incubación de nidos de tortugas marinas son escasos. En el presente estudio se evaluó la temperatura de incubación en nidos de un corral de protección de la playa San Juan Chacahua, Oaxaca, México, entre enero-mayo de 2014, realizando la búsqueda de tortugas marinas anidantes y en cada nido traslocado se colocó un dispositivo electrónico a lo largo de todo el periodo de incubación. Se cuantificó el éxito de eclosión y clasificaron las etapas de mortalidad embrionaria. Las temperaturas promedio mostraron una tendencia feminizante en el segundo tercio del periodo de incubación, con variación térmica diaria entre todos los nidos. El mayor porcentaje de mortalidad embrionaria en este estudio ocurrió en las primeras etapas de formación. Este trabajo contribuye con información básica sobre las temperaturas de incubación y proporción sexual en nidos de tres especies de tortugas marinas que anidan en un Área Natural Protegida de México.

**Palabras clave:** *Dermochelys*, *Lepidochelys*, *Chelonia*, Chacahua, Temperaturas.

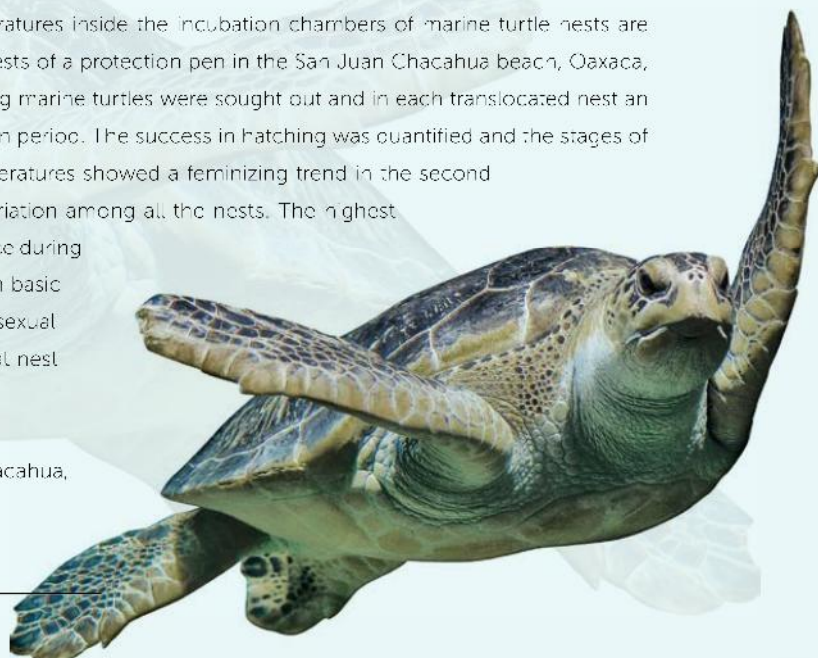
## ABSTRACT

In México, studies about the behavior of the temperatures inside the incubation chambers of marine turtle nests are scarce. In this study the incubation temperature in nests of a protection pen in the San Juan Chacahua beach, Oaxaca, México, were evaluated in January-May, 2014. Nesting marine turtles were sought out and in each translocated nest an electronic device was placed for the whole incubation period. The success in hatching was quantified and the stages of embryo mortality were classified. The average temperatures showed a feminizing trend in the second third of the incubation period, with daily thermal variation among all the nests. The highest percentage of embryo mortality in this study took place during the first formation stages. This study contributes with basic information about the incubation temperatures and sexual proportion in nests of three marine turtle species that nest in a Natural Protected Area in México.

**Keywords:** *Dermochelys*, *Lepidochelys*, *Chelonia*, Chacahua, temperatures.

**Agroproductividad:** Vol. 10, Núm. 5, mayo, 2017, pp. 39-45.

**Recibido:** diciembre, 2016. **Aceptado:** abril, 2017.



## INTRODUCCIÓN

Las tortugas marinas se encuentran clasificadas a nivel mundial como especies amenazadas o en peligro de extinción y están incluidas en el apéndice I de los Acuerdos de la Convención Internacional para el Comercio de Especies de Flora y Fauna Silvestre Amenazadas (CITES, por sus siglas en inglés) y en la República Mexicana son protegidas por la Norma Oficial Mexicana 059 (Diario Oficial de la Federación 2011). Las razones de esta serie de medidas legislativas para su protección se relacionan con el declive de la mayoría de las poblaciones anidantes del mundo a causa de una serie de amenazas como la captura tanto directa como incidental por la pesquería, la modificación del hábitat de anidación y alimentación, las alteraciones actuales del clima, la recolección ilegal de huevos, la contaminación por plásticos en las playas y mares (Mazaris *et al.*, 2009). Ante esta situación se han multiplicado los programas de protección a las tortugas marinas en México, organizándose varias decenas de campamentos tortugeros en las costas del país (García *et al.*, 2003). El objetivo de estos campamentos es la protección de las hembras que salen a desovar en las playas, la protección de los huevos mediante vigilancia y cuidados *in situ* o por traslocación a sitios más seguros de la misma playa o a corrales de protección (Dal Ponto y Krause, 2004), así como a la protección y liberación de las crías que resultan de estos cuidados (Vannini *et al.*, 2011). Estas medidas tienden a mitigar las pérdidas por consumo humano, depredación por animales domésticos, por inundación o erosión natural de las playas (García *et al.*, 2003). El efecto inmediato de la protección de nidos en corrales de protección consiste fundamentalmente en garantizar la incorporación de un número importante de crías a la población (García *et al.*, 2003; Patiño-Martínez *et al.*, 2008); sin embargo, las alteraciones actuales del clima están ocurriendo de una forma mucho más acelerada que en el pasado (IPCC, 2014) y se desconoce la capacidad de las tortugas marinas para adaptarse a estos cambios, por tanto, las estrategias gubernamentales implementadas en la protección de las tortugas marinas que anidan en México están siendo superadas debido a que no es suficiente sólo realizar la protección de nidos y la liberación de crías. Se ha demostrado que el aumento de la temperatura en las masas de aire y agua están correlacionadas con el aumento de la temperatura de la arena donde se incuban los huevos, en tal caso, los embriones se desarrollan con éxito sólo dentro de intervalos concretos de temperatura y humedad; y el au-

mento de ambos factores hacia los límites del intervalo pueden causar una disminución en el éxito de eclosión (Pazira *et al.*, 2016). El sexo de las crías está determinado por las temperaturas de incubación en el segundo tercio del desarrollo embrionario (Mrosovsky e Yntema, 1980) y aumentos en las temperaturas de incubación generan un desbalance en la proporción de crías de cada sexo (Candan y Kolankaya, 2016), de tal manera que mayores temperaturas implican mayor proporción de hembras y en consecuencia, la producción de machos puede verse comprometida en zonas importantes de anidación bajo los escenarios del aumento de temperatura (Esteban *et al.*, 2016; Hawkes *et al.*, 2009). En este trabajo se evaluó la temperatura en el interior de las cámaras de incubación de nidos de tortugas marinas incubados en un corral de protección, para predecir las proporciones sexuales generadas, el éxito de eclosión y caracterizar los estadios de los embriones muertos en la playa San Juan del Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México.

## MATERIAL Y MÉTODOS

**Área de estudio.** El trabajo se realizó en la playa San Juan Chacahua (15° 57' N, 97° 41' W - 15° 56' N, 97° 33' W) que se ubica dentro del Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México, y que corresponde a la porción Este de la región oceánica del Pacífico Sur, así como a la provincia marina denominada Región Panámica del Océano Pacífico y específicamente a la Región Nerítica del Pacífico Transicional Mexicano según la clasificación de ecorregiones nivel III de la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte (Lara-Lara *et al.*, 2008) (Figura 1). El clima de la región es cálido subhúmedo (Aw1 (w) (ii)), de acuerdo a la clasificación de Köppen modificada por García (1988), con temperatura media anual mayor a 28 °C, temperatura media máxima de 37 °C y mínima de 23.2 °C; el mes más frío supera los 18 °C con lluvias concentradas en el verano y principios del otoño, generalmente de julio a octubre, isoterma con una oscilación menor a 5 °C. La precipitación anual es de aproximadamente 1,000 mm. La vegetación dominante corresponde a selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia y subperennifolia, manglares y vegetación de zonas inundables (Torres-Colín, 2004).

Entre enero y mayo de la temporada de anidación 2014, se realizaron recorridos nocturnos diarios entre las 22 h y las 04 h del día siguiente, para la búsqueda de tortugas marinas anidantes a lo largo de los 12 kilómetros de longitud de la playa. Los huevos recolectados

fueron trasladados al corral de protección en un intervalo de tiempo entre 40 minutos y dos horas e incubados mediante la elaboración manual de una cámara de incubación a una profundidad aproximada de 45 y 80 centímetros dependiendo de la especie. Al momento de trasladar los nidos a cada cámara de incubación, se colocó justo a la mitad de la cámara por cada nido, un dispositivo electrónico (LogTag Modelo Trix-8) programado para registrar las temperaturas (°C) cada 30 minutos a lo largo de todo el periodo de incubación.

Al final del periodo de incubación y justo 24 h posteriores a la primer emergencia de cada nido, se realizó la cuantificación de las crías emergidas (CE=todo neonato que salió del nido hasta la superficie del mismo por si misma), las crías vivas (CV=aquellos neonatos que se encontraban vivos dentro del nido y fuera del cascarón al momento de realizar la apertura de la cámara de incubación), las crías muertas (CM=aquellos neonatos que murieron dentro del nido y que estaban fuera del cascarón), así como la cuantificación de los huevos no eclosionados, los cuales fueron clasificados a su vez como huevos sin desarrollo embrionario aparente (HSDA=todos aquellos huevos donde no fue posible encontrar evidencia del desarrollo de un embrión) y huevos con desarrollo embrionario evidente (HCDE=todos aquellos huevos donde existió evidencia del inicio del desarrollo embrionario pero sin conclusión). En el caso de los HCDE, los embriones fueron clasificados con base en el catálogo de etapas embriológicas establecido por Crastz (1982) para determinar y cuantificar las fases embriónicas en las que ocurrió la mortalidad. Todas las actividades fueron realizadas con estricto apego a la norma oficial mexicana 162 (DOF, 2013).

La fluctuación térmica diaria fue calculada por la diferencia entre las temperaturas máximas y mínimas en cada día de incubación por cada nido y entre nidos. Después de comprobar la normalidad y la homogeneidad de las

varianzas, se aplicó un análisis de varianza (AN-DEVA) de una vía para determinar diferencias en la temperatura promedio y la fluctuación térmica diaria entre el interior de los nidos y entre nidos. El éxito de eclosión por nido fue considerado como el número total de huevos eclosionados entre el número total de huevos de la nidada y expresado en porcentaje, mientras que la tasa de emergencia se consideró como el número de neonatos vivos entre el

número total de huevos incubados, expresando el resultado en porcentaje. Asimismo, la mortalidad embrionaria se calculó como el resultado de la división entre el número de HCDE y el número total de huevos incubados inicialmente, expresado también en porcentaje. Todos los análisis estadísticos se realizaron en el programa XLStat Ecology 2016.1 (Addinsoft SARL).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registró información de seis nidos de *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766), seis de *Lepidochelys olivacea* (Eschsholtz, 1829) y un solo nido de *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758). El tamaño promedio de las nidadas de *D. coriacea* fue de  $55.1 \pm 8.2$  huevos, para *L. olivacea* fue de  $99.5 \pm 4.3$  huevos, mientras que en el caso de *Ch. mydas* la nidada fue de 52 huevos. Las temperaturas de incubación en los nidos de *D. coriacea* estuvieron entre 29.1 °C y 34 °C, en el caso de *L. olivacea* estuvieron entre 28.6 °C y 34 °C y para *C. mydas* estuvieron entre 26.8 °C y 32.8.7 °C. El periodo de incubación promedio para *D. coriacea* fue de  $57 \pm 2$  días, para *L. olivacea* fue de  $46 \pm 4$  días, mientras que el periodo de incubación de *C. mydas* fue de 51 días. Se observó que las temperaturas promedio de todos los nidos en el segundo tercio del periodo de incubación mostraron una tendencia feminizante de acuerdo a la temperatura pivote establecido para cada especie (Figura 2). El Cuadro 1 muestra los valores máximos, mínimos y promedio de la temperatura registrada en las cámaras de incubación, las cuales mostraron variaciones considerables dentro y entre los

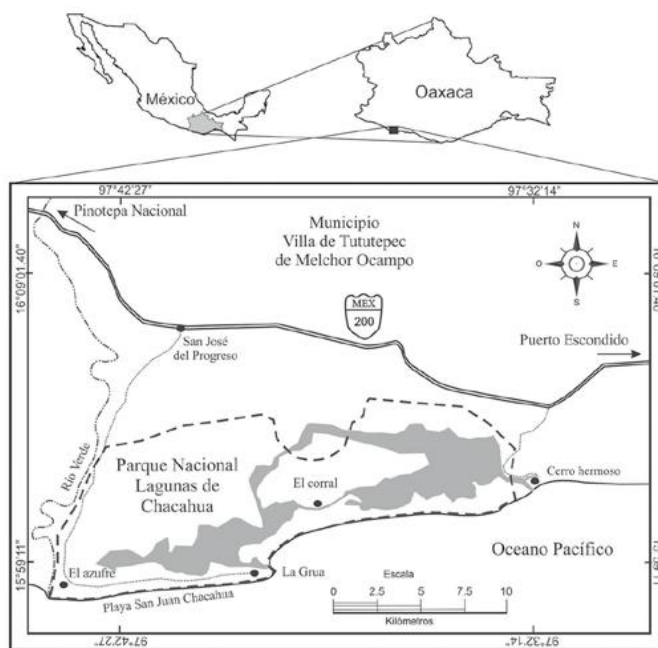
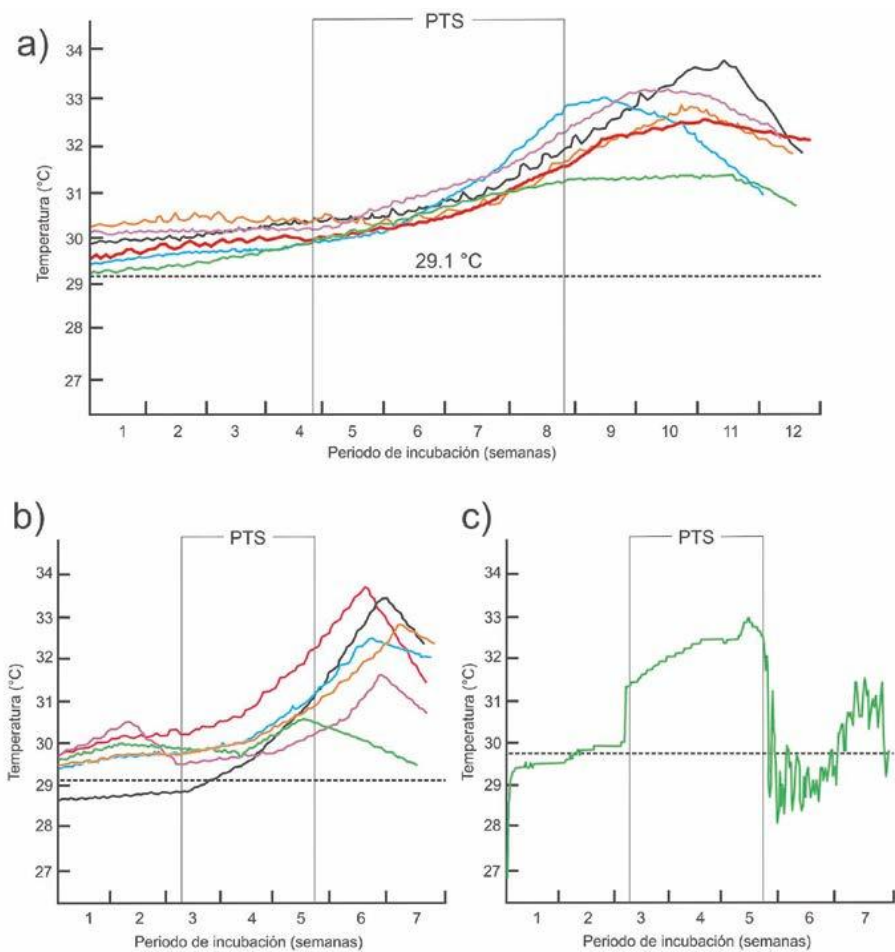


Figura 1. Ubicación de la playa San Juan Chacahua, Oaxaca, México.



**Figura 2.** Temperaturas de incubación (a=*D. coriacea*, b=*L. olivacea*, c=*C. mydas*) y periodos termosensibles (PTS) en los nidos de tortugas marinas en la playa San Juan Chacahua, Oaxaca, México.

nidos. La temperatura promedio difirió significativamente entre los nidos de *D. coriacea* ( $F_{12,25}=26.3$ ,  $P<0.01$ ), con la temperatura promedio más baja de  $26.9\pm 0.1$  °C y la temperatura promedio más alta de  $34.2\pm 0.3$  °C. En el caso de *L. olivacea*, la temperatura promedio también difirió significativamente ( $F_{16,45}=2.66$ ,  $P<0.01$ ), con la temperatura promedio más baja de  $22.2\pm 0.2$  °C y la temperatura promedio más alta de  $36.1\pm 0.4$  °C, mientras que la temperatura promedio en el nido de *Ch. mydas* fue de  $30.5\pm 0.2$  °C, con la temperatura más baja de 26.9 °C y la temperatura más alta de 32.5 °C.

que para *L. olivacea*, 32 huevos mostraron 9 de las 31 etapas y en el caso de *C. mydas*, 32 huevos mostraron sólo cuatro de las 31 etapas; sin embargo, de manera general se observó que 39% (n=43 huevos) de los HCDE se encontraron en la etapa 2, el 30% (n=33 huevos) en la etapa 1, el 17.3% (n=19 huevos) se clasificaron en la etapa 31 y el resto en menores proporciones en las demás etapas (Figura 3). El tamaño promedio de nidada reportado en este trabajo para *D. coriacea* fue menor al único reporte que existe de esta especie de  $62\pm 17.9$  huevos (Sarti et al., 2007) para México; sin embargo, es similar

La fluctuación térmica diaria varió entre los nidos de *D. coriacea* ( $F_{13,41}=205.21$ ,  $P<0.01$ ), entre los nidos de *L. olivacea* ( $F_{12,24}=729.89$ ,  $P<0.01$ ) y en el nido de *Ch. mydas* ( $F_{6,70}=205.21$ ,  $P<0.01$ ). El Cuadro 2, presenta la cuantificación porcentual de sobrevivencia de los nidos incubados en los corrales de protección; no obstante, de manera general se observó que el porcentaje de eclosión de *D. coriacea* fue de 47.4%, mientras que su tasa de emergencia fue de 45.3%, para *L. olivacea* fue 86.6% y 82.7%, respectivamente, mientras que para *C. mydas* sus valores de eclosión y emergencia fueron idénticos (53.8%) debido a que sólo fue un nido.

En cuanto a la mortalidad embrionaria, *D. coriacea* presentó 20.2% de mortalidad, *L. olivacea* de 5.3% y *C. mydas* 21.15%. En el análisis de los HCDE, 110 huevos mostraron presencia de embriones. En el caso de *D. coriacea*, 67 huevos mostraron 11 de las 31 etapas propuestas por Crastz (1982); en tanto

**Cuadro 1.** Valores máximos, mínimos y promedio de las temperaturas en nidos de tortugas marinas de la playa San Juan Chacahua, Oaxaca, México.

Especie	T. Max	T. min	1er tercio (°C)	Promedio 2o tercio (°C)	Promedio último tercio (°C)	Promedio DI
<i>D. coriacea</i>	33.7°	29.15°	29.7°	30.7°	32.6°	57
<i>L. olivacea</i>	34.6°	25.3°	27.2°	30.1°	32.1°	46
<i>C. mydas</i>	33°	25.2°	28.1°	32.1°	30.6°	51

**Cuadro 2.** Parámetros de incubación y eclosión en nidos evaluados de tortugas marinas de la playa San Juan Chacahua, Oaxaca, México.

Especie	No. huevos (Promedio)	E.Ec.	E.Em.	M.E.	HCDE	HSDA
<i>D. coriacea</i>	55.1	47.4	45.3	20.2	67	107
<i>L. olivacea</i>	99.5	86.6	82.7	5.3	32	48
<i>C. mydas</i>	52*	53.8	53.8	21.15	11	13

E.Ec.=Éxito de eclosión, E.Em.=Éxito de emergencia, M.E.=Mortalidad embrionaria, HCDE=Huevos con desarrollo evidente, HSDA=Huevos sin desarrollo aparente. \*Valor neto.

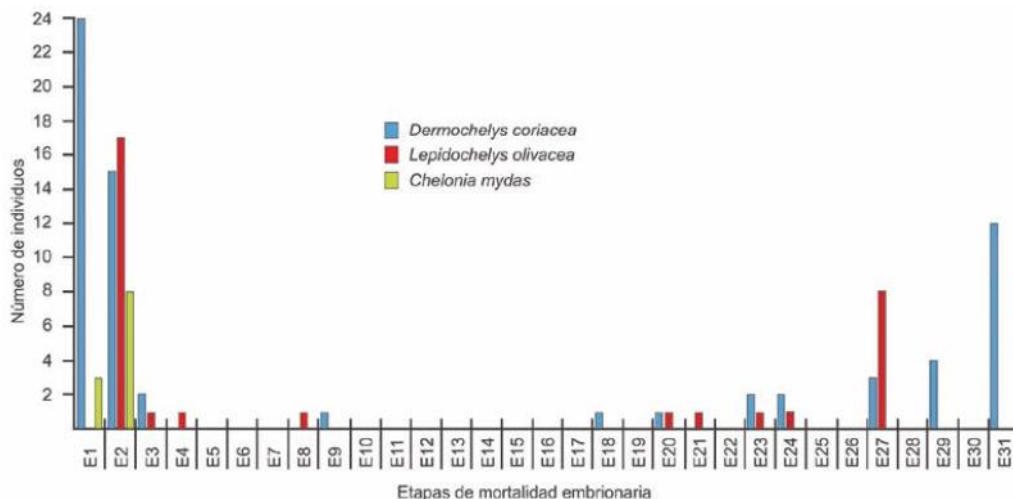
a lo reportado en Playa Grande, Costa Rica ( $58.8 \pm 0.61$  huevos) por Rafferty *et al.* (2011) pero menor a lo registrado en Pacuare, Costa Rica ( $77.7 \pm 2.1$  huevos) por Rivas *et al.* (2015), en Guayana Francesa ( $87.8 \pm 0.61$  huevos) (Caut *et al.*, 2006) y Papua, Indonesia ( $79.6 \pm 16.3$  huevos;  $76.2 \pm 16.1$  huevos) (Tapilatu y Tiwari, 2007). En cambio, el tamaño promedio de nidada reportado para *L. olivacea* en playas asincrónicas fue de 98 a 102 huevos en Bahía Solano, Colombia (Hinestroza y Paez, 2000) y 96.7 huevos en Punta Banco, Costa Rica (Viejobueno y Arauz, 2015), no obstante, para México no existe información que pueda ser utilizada de manera comparativa. Respecto al tamaño de nidada de *Chelonia mydas*, sin embargo, lo registrado en el presente fue menor a lo reportado en el Archipiélago Cubano ( $110 \pm 22$  huevos) por Azanza (2009).

Las temperaturas en los nidos son afectadas por numerosos factores y varían en relación a las diferencias temporales del clima (patrones de precipitación y temperatura del aire) durante las épocas de anidación (Tapilatu y Ballamu, 2015). Aunado a esto, también ejercen influencia la ubicación de los nidos en la playa (inci-

dencia solar, distancia a la marea más alta), el color de la arena (albedo), profundidad de los nidos, posición de los huevos dentro de la cámara de incubación, así como el calor metabólico generado por los embriones en desarrollo (Hill *et al.*, 2015; Patiño-Martínez *et al.*, 2012). Por tanto, los presentes resultados muestran a nivel local las variaciones de temperatura en distintos nidos de tortugas marinas.

Por otro lado, la diferenciación sexual en las tortugas marinas está fuertemente influenciada por las temperaturas en el microambiente de incubación (Mrosovsky y Pieau, 1991; Standora y Spotila, 1985), de tal manera que las elevadas temperaturas tienden a promover sesgos en las proporciones sexuales con una generación mayoritaria de hembras (Esteban *et al.*, 2016; Santidrián *et al.*, 2015). En este estudio, se registró un sesgo en las proporciones sexuales con tendencias feminizantes, generadas durante el periodo termosensible de los distintos nidos evaluados. Pocos estudios se han realizado para evaluar las proporciones sexuales en las especies que anidan en México y que de igual manera son afectadas por el calentamiento global. Garduño y Cervantes (1996) obser-

varon que las temperaturas durante el segundo tercio del desarrollo embrionario en nidos de *Eretmochelys imbicata* presentaron tendencias feminizantes en la playa Las Coloradas, Yucatán, México; sin embargo, Arzola-González (2007) encontró tendencias masculinizantes en nidos naturales de *Lepidochelys olivacea* en playa El Verde, Sinaloa, México, siendo éste el único reporte con estas características en México. A nivel mundial existen reportes sobre la generación



**Figura 3.** Caracterización de las etapas de mortalidad embriológica de acuerdo con Crastz (1982) en nidos de tortugas marinas de San Juan Chacahua, Oaxaca, México.

de proporciones sesgadas hacia las hembras en nidos de *D. coriacea* en las playas Roca Negra y Saint Kitts, Indias Occidentales (Watson et al., 2015), así como en las playas fronterizas entre Panamá y Colombia (Patiño-Martínez et al., 2012). Situaciones similares se han reportado en los nidos de *C. mydas* en Islas de Piai y Sayang, Papua del Este, Indonesia (Tapilatu y Ballamu, 2015), y en las playas Samandag y Sugözü, Turquía (Candan y Kolankaya, 2016).

Si las condiciones del clima continúan incrementando conforme a las predicciones realizadas hasta ahora (IPCC, 2014), es posible pensar que los efectos podrían ser dramáticos hacia fines del presente siglo (Fuentes et al., 2011), debido a que las condiciones naturales producirán una alta feminización de crías en diferentes partes del mundo (Patiño-Martínez et al., 2012), y por tanto generar problemas en las poblaciones debido al alto sesgo de hembras anidantes y, por otro lado, con temperaturas de incubación cercanos a los límites de la tolerancia térmica (Patiño-Martínez et al., 2012). Los porcentajes de eclosión de *D. coriacea* registrados en este trabajo son muy similares al compararlos con los reportes de Sudáfrica (76%, Hughes et al., 1967), Suriname (50%, Whitmore y Dutton, 1985), Malasia (56.4%, Chan y Liew, 1996) y Costa Rica (53.2%, Leslie et al., 1996). Una probable explicación a esta situación se relaciona con las variaciones en las distancias de recorrido entre las zonas de alimentación y las de reproducción que las hembras en general realizan en los océanos, por tanto, las distancias y la duración de las migraciones pueden afectar el estado de salud de las hembras anidantes y causar variaciones en los contenidos de los

huevos fertilizados disminuyendo su fertilidad (Hewavisenthi y Parmenter, 2002).

## CONCLUSIONES

El mayor porcentaje de mortalidad embrionaria en este estudio ocurrió en las primeras etapas de formación, lo cual es consistente con lo reportado por Rafferty et al. (2011), quienes mencionan que la mayor pérdida embrionaria ocurre en los primeros estadios de formación. Adicionalmente, los efectos de traslocación y manipulación de los nidos son algunas de las causas relacionadas con la muerte embrionaria en las primeras semanas del periodo de incubación (Dal Ponto y Krause, 2004), por lo que existe la posibilidad de que las causas de muerte embrionaria en el presente trabajo se relacionen con los efectos de la traslocación. El presente trabajo contribuye con información básica sobre las temperaturas de incubación y proporción sexual en nidos de tres especies de tortugas marinas que anidan en un Área Natural Protegida de México, con evidencia de sesgos en las proporciones sexuales como producto de las alteraciones actuales del clima. Por otro lado, el impacto del sesgo en las proporciones sexuales y la ecología reproductiva de las tortugas marinas aún no es claro (Tapilatu y Ballamu, 2015), aunado a esto existen pocos trabajos en México que aborden esta temática con el fin de establecer líneas de acción para los tomadores de decisiones relacionados con la protección de las tortugas marinas.

## AGRADECIMIENTOS

A la Universidad del Mar y a PROMEP por el apoyo al tercer autor para la adquisición de los sensores de temperatura utilizados en este estudio. A la Universidad Autónoma de Zacatecas por las facilidades de movilidad estudianta, para el primer autor. Al Parque Nacional, Lagunas de Chacahua de la CONANP por las facilidades y acceso al campamento San Juan Chacahua. A Esteban Pacheco, Pedro Pacheco, Taurino Velázquez, Simeón Corcuera, Maribel Pacheco, Hermila Hernández y Marcelino Marín por su apoyo y ayuda en las actividades de campo.

## LITERATURA CITADA

- Arzola-González J.F. 2007. Humedad y temperatura en nidos naturales artificiales de tortuga golfinia *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz 1829). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 42(3): 377-383.
- Azanza J. 2009. Estrategia reproductiva de la tortuga verde, *Chelonia mydas* (Testudines: Cheloniidae) y su impacto en la estructura genética de áreas de anidación del occidente del archipiélago cubano. Tesis doctoral, Universidad de la Habana, Cuba.
- Candan O., Kolankaya I.D. 2016. Sex ratio of Green turtle (*Chelonia mydas*) hatchlings at Sugözü, Turkey: Higher accuracy with pivotal incubation duration. *Chelonian Conservation and Biology*, 15(1): 102-108.
- Caut S., Guirlet E., Jouquet P & Girondot M. 2006. Influence of nest location and yolkless eggs on hatching success of leatherback turtle clutches in French Guiana. *Canadian Journal of Zoology*, 84: 522-529.
- Chan E. H., Liew H.C. 1996. Decline of the leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956-1995. *Chelonian Conservation and Biology*, 2:196-203.
- Craatz H. 1982. Embriologica stages of the marine turtles *Lepidochelys olivacea* (Escholtz). *Revista de Biología Tropical*, 30(2): 113-120.
- Dal Ponto M. E., Krause L. 2004. How nest traslocation-time, clutch size and presence of yolkless eggs affected hatching success in *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766) (Testudines: Dermochelyidae), at Projeto Tamar Ibama, Espírito Santo, Brazil. *Cuadernos de Herpetología*, 18(1): 59-64.
- DOF. 2011. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, que determina las especies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas, endémicas, amenazadas, en peligro de

- extinción y sujetas a protección especial. México, D.F.: Órgano de Gobierno Constitucional de los Estados, Gobierno Federal. DOF. 2013. Norma Oficial Mexicana NOM-162-SEMARNAT-2012, que establece las especificaciones para la protección, recuperación y manejo de las poblaciones de las tortugas marinas en su hábitat de anidación. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados, Gobierno Federal. México, D. F.
- Esteban N., Laloë J.O., Mortimer J.A., Guzman A.N., Hays G.C. 2016. Male hatchling production in sea turtles from one of the world's largest marine protected areas, the Chagos Archipelago. *Scientific Reports*, 6. DOI:10.1038/srep20339.
- Fuentes M.M., Limpus C., Hamman M. 2011. Vulnerability of sea turtle nesting grounds to climate change. *Global Change Biology*, 17: 140-153.
- García E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen, para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Offset Laríos S. A., México, D. F.
- García A., Ceballos G., Adaya R. 2003. Intensive beach management as an improved sea turtle conservation strategy in Mexico. *Biological Conservation*, 111, 253-261.
- Garduño A.E., Cervantes H.E. 1996. Influencia de la temperatura y la humedad en la sobrevivencia en nidos *in situ* y en corral de tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) en Las Coloradas, Yuc., México. *Ciencia Pesquera*, 12: 90-98.
- Hawkes L.A., Broderick A.C., Godfrey M.H., Godley B. 2009. Climate change and marine turtles. *Endangered Species Research*, 7: 137-154.
- Hewavisenthi S., Parmenter C. 2002. Eggs components and utilization of yolk lipids during development of the flatback turtle *Natator depressus*. *Journal of Herpetology*, 36: 43-50.
- Hughes G., Bass J., Mentis M.T. 1967. Further studies on marine turtles in Tongaland. I. The Lammergeyer, 3: 6-54.
- Hill J.E., Paladino F.V., Spotila J.R., Santorian P. 2015. Shading and watering as a tool to mitigate the impacts of climate change in sea turtle nests. *Plos One*, 10(6): e0129528. DOI:10.1371/journal.pone.0129528.
- Hinesroza I.M., Paez V.P. 2000. Anidación y manejo de la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) en la playa La Cueva, Bahía Solano, Chocó, Colombia. *Cuadernos de Herpetología*, 14(2): 131-144.
- IPCC. 2014. Observed changes and their causes. In: *Climate change 2014: Synthesis report*: 39-54 (R. K. Pachauri, ed.). Cambridge University Press, Cambridge.
- Lara-Lara J.R., Arreola-Lizárraga, J.A., Calcerón Aguilera L.E., Camacho Ibar V.F., De la Lanza Espino G., Escofet Giansone A., Espejel Carvajal M.I., Guzmán Arroyo M., Ladah L.B., López Hernández M., Meling López A.E., Moreno Casasola Barceló P., Reyes Borilla H., Ríos Jara E., Zerluque González J.A. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. In: *Capital Natural de México. Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*: 109-134 (Jorge Soberón, Gonzalo Halffter y Jorge Lorente, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Leslie A.J., Penick D.N., Spotila J., Paladino F. 1996. Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, nesting and nest success at tortuguero Costa Rica, in 1990-1991. *Chelonian Conservation and Biology*, 2: 159-168.
- Mazaris A.D., Kramer-Schadt J., Tzanopoulos K., Jonst G., Matsinos J. & Pantis D. 2009. Assessing the relative importance of conservation measures applied on sea turtles: comparison of measures focusing on nesting success and hatching recruitment success. *Amphibia-Reptilia*, 30, 221-231.
- Mrosovsky N., Pieau C. 1991. Transitional range of temperature, pivotal temperatures and thermosensitive for sex determination in reptiles. *Amphibia Reptilia*, 12: 169-179.
- Mrosovsky N., Yntema C.L. 1980. Temperature dependence of sexual differentiation in sea turtles - Implications for conservation practices. *Biological Conservation*, 18: 271-280.
- Patño-Martínez J., Marco A., Quiñones L., Godley B. 2008. Globally significant nesting of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) on the Caribbean coast of Colombia and Panama. *Biological Conservation*, 141: 1982-1989.
- Patño Martínez J., Marco A., Quiñones L., Hawkes L. 2012. A potential tool to mitigate the impacts of climate change to the Caribbean leatherback sea turtle. *Global Change Biology*, 18: 401-411.
- Rafferty A.R., Santorian P., Sootila J.R., Paladino F.V., Reina R. D. 2011. Embryonic death is linked to maternal identity in the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). *Plos one*, 6(6):e210038.
- Rivas M.L., Fernández C., Marco A. 2015. Nesting ecology and population trend of leatherback turtles *Dermochelys coriacea* at Pacuare Nature Reserve, Costa Rica. *Fauna & Flora International*, Oryx, 19. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605314000775>
- Santorian P., Saba V., Lomoard C., Valiulis J., Robinson N., Paladino F., Spotila J., Fernández C., Rivas M., Tucek J., Oro D. 2015. Global analysis of the effect of local climate on the hatchling output of leatherback turtles. *Scientific Reports*, 5:16789. DOI: 10.1038/srep16789.
- Sart L., Barragán A.R., García D., García N., Huerta P., Vargas T. 2007. Conservation and biology of the leatherback turtle in the Mexican Pacific. *Chelonian Conservation and Biology*, 6, 70-78.
- Standora E.A., Spotila J.R. 1985. Temperature dependent sex determination in sea turtles. *Copeia* 3: 711-722.
- Tapilatu R.F., Ballaru F. 2015. Nest temperatures of the Piai and Sayang Islands green turtle (*Chelonia mydas*) rookeries, Raja Ampat, Indonesia: Implications for hatching sex ratios. *Biodiversitas*, 16(1): 102-107.
- Tapilatu R.F., Tiwari M. 2007. Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, hatching success at Jamursba-Medi and Wermon Beaches in Papua, Indonesia. *Chelonian Conservation and Biology*, 6(1): 157-158.
- Torres-Colin R. 2004. Tipos de vegetación. En J. García-Mendoza, M. J. Ordoñez y M. Briones-Salas (eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (Pp. 105-117). México, D.F.: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México / Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund.
- Watson M.K., Stewart K., Norton T.M., Mitchell M.A. 2015. Evaluating environmental and climatic influences on nesting in Leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) in St. Kitts, West Indies. *Journal of Herpetological Medicine and Surgery*, 25(3-4): 122-127.
- Whitmore C.P., Dutton P.H. 1985. Infertility, embryonic mortality and nest-site selection in leatherback and green sea turtle in Suriname. *Biological Conservation*, 34: 251-272.
- Vannini F., Reyes Sánchez A., Escamilla Martínez G., Santos López C., Cruz E., Franco P., Pérez-García H. 2011. Sea turtles protection by communities in the coast of Oaxaca, Mexico. *Cuadernos de Investigación UNED*, 3(2), 187-194.
- Viajobuena S., Arauz R. 2015. Conservación y actividad reproductiva de la tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*) en la playa de anidación solitaria Punta Banco, Pacífico Sur de Costa Rica. Recomendaciones de manejo a través de dieciséis años de monitoreo. *Revista de Biología Tropical*, 63 (Suol. 1): 383-394.