



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA SUR
AREA DE CONOCIMIENTO DE CIENCIAS DEL MAR
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA MARINA

TESIS

**ABUNDANCIA DE LA TORTUGA NEGRA *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758)
A TRAVÉS DE DATOS DE MARCAJE – RECAPTURA EN ÁREAS DE
ALIMENTACIÓN DE BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO.**

QUE COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS MARINAS Y COSTERAS

PRESENTA:

OCEAN. BEATRIZ DOS SANTOS DIAS

DIRECTOR DE TESIS

DR. VOLKER KOCH

LA PAZ, B.C.S., SEPTIEMBRE/2011



UABCS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA SUR

BIOLOGÍA MARINA
Posgrado en Ciencias
Marinas y Costeras (CIMACO)
PNP

Fecha: 13 de Septiembre 2011

DR. CARLOS RANGEL DÁVALOS
JEFE INTERINO DEL DEPARTAMENTO
ACADÉMICO DE BIOLOGÍA MARINA
PRESENTE.

Los abajo firmantes Miembros de la Comisión Revisora del trabajo de tesis terminado titulado: Abundancia de la tortuga negra *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758) a través de datos de marcaje-recaptura en áreas de alimentación de Baja California Sur, México

Que presentó Beatriz dos Santos Dias

Otorgamos nuestro voto **aprobatorio** y consideramos que dicho Trabajo está listo para su defensa a fin de obtener el **Grado de Maestría en Ciencias Marinas y Costeras**, con Orientación en Biología Marina.

Comisión Revisora:

firmas

Dr. Volker Koch
Director

Dr. Jeffrey A. Seminoff
Asesor

Sergio Flores Ramírez Ph.D.
Asesor

C.i.p. Dr. Hector Reyes Bonilla Responsable de CIMACO.
C.i.p. Expediente

*Este es un sueño, que un día decidió que quería ser realidad, y que después de años
se transformó en mi vida.*

*Dedico este trabajo a mi querida Tânia Regina Lobato dos Santos, por ser un ejemplo
de dedicación, amor y vida.*

AGRADECIMENTOS

Expreso mi agradecimiento a la Universidad de Baja California Sur y al Posgrado de Ciencias Marinas y Costeras (CIMACO), donde tuve la oportunidad de formarme como investigadora y de desarrollarme como profesional en el área de ecología. En especial agradezco al Dr. Dante Salgado, Dr. José Urciaga y Lic. Jorge Fuentes. Así como al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico otorgado durante el desarrollo de este trabajo de investigación.

A mi director de tesis, el Dr. Volker Koch, por ser un ejemplo de investigador y por siempre acreditar en mi potencial. Del mismo modo agradezco a mi comité de asesores Dr. Jeff Seminoff, por compartir toda su pasión por ecología y por ser uno de mis mentores de trabajo y vida, Dr. Tomo Eguchi por toda atención en mi estancia en San Diego y por abrir mis horizontes para los modelos matemáticos, y Dr. Sergio Flores por los comentarios y correcciones a lo largo del trabajo de tesis.

Agradezco a la Escuela de Estudios de Campo (SFS) por los datos y conocimiento compartido, en especial a Eduardo Najera y Gustavo Hinojosa, y a Ocean Discovery Institute y Shara Fisler por los datos de Punta Abreojos, sin estas colaboraciones parte del trabajo no sería posible.

A MI amada familia tortuguera (Grupo Tortuguero de las Californias-GTC) por todo apoyo y por fornecer la base de este trabajo. Gracias Don Chuy, Aaron, Doña Mari, Hoyt, Karenzita, Toño, Anton, Alejandro, Alejandra y Barb. También agradezco a las comunidades en las zonas de estudio, Bahía Magdalena: Julio Solis, Alejandro Osuna, Adilene y Edith; Laguna San Ignacio: Ranulfo Mayoral; Punta Abreojos: Javier Villavicencio, Isidro Arce y equipo; Laguna Ojo de Liebre: Fabián Castillo, Javier, Ramiro, Joaquín, Nan y Héctor; y a todos los que hicieron parte de la colecta de datos a lo largo de estos diez años, de estas y de las demás comunidades que son parte del GTC.

A mi amigo/mentor Juan Manuel por todas las platicas y consejos a lo largo de la tesis, y a mis amigos hermanos, Renan, Alele, Maura (amor), Mu, Clarinha, AP, Cris, Luke, Luis, Compinha Lalo, Caro, Agnese, Pam, Carlitos, Quentin, Stav, Holly, Jen, Dé, Aline y mi Carolzinha, muchas gracias por todo su apoyo durante estos últimos años, ustedes son parte fundamental de mi vida. Además quiero agradecer a mis amigos de la universidad, Amiga Ruth, Patty, Edwin, Su y los otros compañeros que siempre estuvieron a mi lado compartiendo experiencias.

Agradezco a mi familia, pues sin su apoyo mis sueños no serían más que sueños. Gracias mamá, “apá”, tías, tíos, primos, primas y mis queridas princesitas “Babenha” y “Bibi”. Los amo con todo mi corazón.

A mi Christopher John por tanta paciencia en todos los momentos difíciles. Gracias por ser un real amigo y por compartir las bellezas de la vida y de nuestra Baja.

Finalmente, agradezco por todo el cariño y amor que he recibido durante mi caminata en esta tierra, a todos los buenos amigos y dulces sonrisas que encontré en mi ruta.

TABLA DE CONTENIDO

TABLA DE CONTENIDO	1
RESUMEN	6
ABSTRACT	8
1. INTRODUCCIÓN	10
2. JUSTIFICACIÓN	12
3. OBJETIVOS	12
3.1 OBJETIVO GENERAL.....	12
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
4. METODOLOGÍA	13
4.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	13
4.2 MUESTREO.....	16
4.3 MARCAJE Y RECAPTURA.....	16
4.3.1 Supervivencia aparente y probabilidad de recaptura.....	17
4.3.2 Prueba de Bondad de Ajuste.....	18
4.3.3 Sobre-dispersión.....	19
4.3.4 Modelaje.....	19
4.3.5 Criterio de selección de modelo.....	20
4.3.6 Estimación de abundancia.....	20
4.4 DISTRIBUCIÓN DE TALLAS, PORCENTAJE DE INDIVIDUOS JUVENILES Y ADULTOS.....	21
4.5 INDICE DE CONDICIÓN CORPORAL (IC).....	21
4.6 CRECIMIENTO.....	21
4.6.1 Tasa de crecimiento anual.....	21
4.6.2 Curva de Crecimiento von Bertalanffy.....	22
5. RESULTADOS	23
5.1 MARCAJE Y RECAPTURA.....	23
5.1.1 Estero Banderitas, Bahía Magdalena.....	23
5.1.1.1 Prueba de Bondad de Ajuste.....	24
5.1.1.2 Factor de sobre-dispersión (c-hat).....	24
5.1.1.3 Modelaje.....	25
5.1.1.4 Tasa de supervivencia.....	26
5.1.1.5 Probabilidades de recaptura.....	26
5.1.1.6 Abundancia.....	27
5.1.2 Estero Coyote, Punta Abreojos.....	27
5.1.2.1 Prueba de Bondad de Ajuste.....	28
5.1.2.2 Factor de sobre-dispersión (c-hat).....	28
5.1.2.3 Modelaje.....	28
5.1.2.4 Tasa de supervivencia y probabilidades de recaptura.....	29
5.1.2.5 Abundancia.....	29
5.2 DISTRIBUCIÓN DE TALLAS.....	30
5.3 INDICE DE CONDICIÓN CORPORAL (IC).....	32
5.4 CRECIMIENTO.....	33
5.4.1 Tasa de crecimiento anual.....	33
5.4.2 Curva de Crecimiento von Bertalanffy.....	36
6. DISCUSIÓN	36
6.1 FIDELIDAD DE SITIO.....	36
6.2 SUPERVIVENCIA.....	37
6.3 ABUNDANCIA.....	43
6.4 DISTRIBUCIÓN DE TALLA.....	44

6.5 INDICE DE CONDICIÓN CORPORAL.....	45
6.6 CRECIMIENTO.....	47
7. CONCLUSIONES.....	51
8. RECOMENDACIONES.....	53
9. REFERENCIAS.....	55

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. MAPA DE LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO Y LOS PUNTOS DE MONITOREO EN EL PACÍFICO DE BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO (Maptool, 2002).....	15
FIGURA 2. ABUNDANCIA TEMPORAL ESTIMADA (N_i) PARA TORTUGAS NEGRAS EN ESTERO BANDERITAS, BAHÍA MAGDALENA. LAS BARRAS REPRESENTAN INTERVALOS DE CONFIANZA AL 95%.....	27
FIGURA 3. ABUNDANCIA TEMPORAL ESTIMADA (N_i) PARA TORTUGAS NEGRAS EN ESTERO COYOTE, PUNTA ABREOJO.....	30
FIGURA 4. HISTOGRAMA DE TALLA (LRC) DE TODOS LOS SITIOS DE MONITOREO Y PORCENTAJE DE JUVENILES Y ADULTOS.....	31
FIGURA 5. PROMÉDIO DE TALLA POR SITIO DE MONITOREO EN EL PACÍFICO DE BAJA CALIFORNIA SUR.....	32
FIGURA 6. INDICE DE CONDICIÓN CORPORAL POR SITIO DE MUESTREO EN EL PACÍFICO DE BAJA CALIFORNIA SUR.....	32
FIGURA 7. ÍNDICE DE CONDICIÓN CORPORAL POR TEMPORADA EN SUS RESPECTIVOS SITIOS DE MONITOREO.....	33
FIGURA 8. COMPARACIÓN ENTRE TASAS DE CRECIMIENTO ANUALES EN ÁREAS DE ALIMENTACIÓN DE LA TORTUGA NEGRA EN EL PACÍFICO DE BAJA CALIFORNIA SUR.....	34
FIGURA 9. COMPARACIÓN DE LAS FUNCIONES DE CRECIMIENTO POR TALLA EN LOL, PAO, LSI Y BMA.....	35
FIGURA 10. TASA DE CRECIMIENTO ANUAL POR LARGO RECTO DE CAPARAZÓN (LRC) EN LOS SITIOS DE ESTUDIO.....	36
FIGURA 11. FACTORES QUE INFLUENCIAN POSITIVA Y NEGATIVAMENTE LA SUPERVIVENCIA DE LAS TORTUGAS NEGRAS EN BAHÍA MAGDALENA Y PUNTA ABREOJOS. * SEÑALA LOS FACTORES INDIRECTOS.....	40
FIGURA 12. FACTORES QUE INFLUENCIAN POSITIVA Y NEGATIVAMENTE LAS TASAS DE CRECIMIENTO DE ACUERDO CON CADA ESTADIO DE VIDA DE LA TORTUGA NEGRA EN EL PACÍFICO DE BAJA CALIFORNIA SUR.....	51

LISTA DE TABLAS

TABLA 1. NÚMERO DE CAPTURAS Y RECAPTURAS DE TORTUGAS MARCADAS EN LOS SITIOS DE MONITOREO DEL PACÍFICO DE BAJA CALIFORNIA SUR ENTRE EL 2000 Y 2010.....	23
TABLA 2. VALORES DE LAS PRUEBAS DE BONDAD DE AJUSTE REALIZADAS EN EL PROGRAMA MARK PARA ESTERO BANDERITAS, BAHÍA MAGDALENA. CHI-CUADRADO FUE EL ESTADISTICO UTILIZADO, “gl’ ” SON LOS GRADOS DE LIBERTAD Y “p” LA PROBABILIDAD ASOCIADA AL ESTADISTICO χ^2	24
TABLA 3. SELECCIÓN DEL MEJOR MODELO PARA ESTERO BANDERITAS, BAHÍA MAGDALENA, SEGÚN EL CRITÉRIO DE INFORMACIÓN AKAIKE.....	25
TABLA 4. ESTIMATIVAS DE LAS TASAS DE SUPERVIVENCIA PARA TRANSEÚNTES Y RESIDENTES Y SUS RESPECTIVOS ERRORES ESTÁNDAR Y INTERVALOS DE CONFIANZA PARA TORTUGAS DEL ESTERO BANDERITAS, BAHÍA MAGDALENA.....	26
TABLA 5. NUMERO DE TORTUGAS CAPTURADAS EN EL TIEMPO i (n_i), ESTIMATIVA DE ABUNDANCIA HORVITZ-THOMPSON (N_i), ERROR ESTÁNDAR DE N_i ($SE(N_i)$), PROBABILIDAD DE RECAPTURA (p_i), Y SU RESPECTIVO ERROR ESTÁNDAR ($SE(p_i)$), PARA CADA TEMPORADA EN ESTERO BANDERITAS, BAHÍA MAGDALENA.....	26
TABLA 6. VALORES DE LAS PRUEBAS DE BONDAD DE AJUSTE REALIZADAS EN EL PROGRAMA MARK PARA ESTERO COYOTE, PUNTA ABREOJOS. CHI-CUADRADO FUE EL ESTADISTICO UTILIZADO, “gl’ ” SON LOS GRADOS DE LIBERTAD Y “p” LA PROBABILIDAD ASOCIADA AL ESTADISTICO χ^2	28
TABLA 7. SELECCIÓN DEL MEJOR MODELO PARA ESTERO COYOTE, PUNTA ABREOJOS, SEGÚN EL CRITÉRIO DE INFORMACIÓN AKAIKE.....	28
TABLA 8. NUMERO DE TORTUGAS CAPTURADAS EN EL TIEMPO i (n_i), ESTIMATIVA DE ABUNDANCIA HORVITZ-THOMPSON (N_i), ERROR ESTÁNDAR DE N_i ($SE(N_i)$), PROBABILIDAD DE RECAPTURA (p_i), Y SU RESPECTIVO ERROR ESTÁNDAR ($SE(p_i)$), PARA CADA TEMPORADA EN ESTERO COYOTE, PUNTA ABREOJOS.....	29
TABLA 9. RANGO Y PROMEDIO DE TALLA DE LAS TORTUGAS NEGRAS EN LOS CUATRO ÁREAS DE ESTUDIO DEL 2000 AL 2010.....	30
TABLA 10. RANGO Y PROMEDIO DE LAS TASAS ANUALES DE CRECIMIENTO DE LAS TORTUGAS NEGRAS EN LOS CUATRO ÁREAS DE ESTUDIO DEL 2000 AL 2010.....	34

TABLA 11. PARÁMETROS DE CRECIMIENTO DE LA FUNCIÓN DE CRECIMIENTO ESTACIONAL DE VON BERTALANFFY EN LOS CUATRO SITIOS DE ESTUDIO..... 36

TABLA 12. ESTIMACIONES DE PROBABILIDAD DE SUPERVIVENCIA DE POBLACIONES DE TORTUGAS MARINAS. C.m. *Chelonia mydas*; C.c. *Caretta caretta*; L.k. *Lepdochelys kempji*; E.i. *Eretmochelys imbricata*; sGBR: GRAN BARRERA DE CORAL SUR, AUSTRALIA; CJS: CORMACK-JOLLY-SEBER; DRA: DISEÑO ROBUSTO ABIERTO; TSM: TIEMPO DESDE PRIMERA CAPTURA; B: MODELO BURNHAM; RM: RECUPERACIÓN DE MARCAS; DRH: DISEÑO ROBUSTO HUGGINS. * S: ESTIMACIÓN DE SUPERVIVENCIA real..... 42

RESUMEN

La tortuga negra, *Chelonia mydas*, sufrió una sobreexplotación que resultó en una reducción del más de 90% en su población durante las décadas de 1950 – 70. A pesar de una veda total para pesca y comercio, la pesca incidental y dirigida permanecen como grandes amenazas para las tortugas marinas en el noroeste mexicano. Con el desarrollo de nuevas estrategias de conservación, el acceso a los datos ecológicos, distribución y crecimiento de las tortugas negras son significantes.. Con la finalidad de conocer sus tendencias poblacionales y evaluar los esfuerzos de conservación tomados en Baja California Sur (BCS), se determinó las tasas de supervivencia, abundancia, composición de tallas, índices de condición corporal (IC) y tasas de crecimiento en cuatro sitios de forrajeo: El Uno - Laguna Ojo de Liebre (LOL), Estero Coyote - Punta Abrejos (PAO), El Remate - Laguna San Ignacio (LSI) y Estero Banderitas - Bahía Magdalena (BMA). Las estimaciones de supervivencia se hicieron con análisis de marcaje y recaptura utilizando el modelo CJS (Cormack–Jolly-Seber). En un período de 10 años (del Julio de 2000 al Julio de 2010) un total de 1833 tortugas negras fueron capturadas, y 351 tortugas fueron recapturadas al menos una vez. Debido a la baja probabilidad de recaptura y falta de robustez de datos, dos sitios fueron descartados para analizar supervivencia y abundancia (LOL y LSI). Para BMA el mejor ajuste se obtuvo con un modelo que considera supervivencia de transeúntes ($\Phi_t=0.49 \pm 0.05$) y residentes ($\Phi_r=0.82 \pm 0.02$) por separado. Para PAO, el mejor modelo obtuvo la tasa de supervivencia aparente de $\Phi=0.93 \pm 0.013$. La abundancia entre los dos sitios fue significativamente diferente, PAO presentó un promedio de 1481 ± 665 tortugas negras, mientras en BMA solo se estimaron 205 ± 32 . La captura ilegal de tortugas marinas en BMA todavía es una gran amenaza, lo que puede explicar la baja tasa supervivencia y abundancia, comparado con Punta Abrejos. Los promedios de talla fueron 61.6 ± 9.9 cm (LOL), 58.24 ± 10.9 cm (PAO), 55.2 ± 8.4 cm (BMA), 54.1 ± 9.4 cm LRC (LSI), con tortugas significativamente menores en BMA y LSI. El IC varió entre 1.28 ± 0.18 (LSI) y 1.39 ± 0.19 (LOL), presentando diferencias significativas entre los sitios de monitoreo (KW= 68.6, $p<0.001$), con tres grupos principales, donde PAO y BMA compartieron características. El IC fue significativamente mayor durante el verano en todos los sitios. El promedio de crecimiento fue 2.27 ± 1.06 cm*año⁻¹, con valores más altos reportados en LOL y los más bajos en BMA. En general la tasa de crecimiento presentó correlación negativa con la talla. Con la función de crecimiento de von Bertalanffy (VBGF) se estimó

que la edad de la madurez sexual es distinto en cada sitio, debido a las diferentes tasas de crecimiento observadas en los áreas de estudio. Tasas de crecimiento y IC pueden ser utilizados para inferir a cerca de la disponibilidad de alimento en los áreas de forrajeo y pueden indicar el tiempo de residencia de estos juveniles. La temperatura de agua puede explicar las diferencias en IC en verano y invierno, pues las tortugas verdes cesan sus actividades de forrajeo con temperaturas inferiores a los 20°C. Durante el periodo de estudio observamos que tortugas negras presentan alta fidelidad de sitio. En diez años fueron reportadas solamente tres tortugas recapturadas en diferentes sitios donde fueron capturadas por primera vez. Estas informaciones son relevantes para la comprensión de la ecología de las tortugas negras y los datos de supervivencia apuntan que más esfuerzos de conservación son necesarios en Bahía Magdalena.

ABSTRACT

The East Pacific green (or black) turtle, *Chelonia mydas*, has suffered from severe overexploitation that resulted in a population reduction of >90% during 1950-70. Today, despite a total prohibition on the selling or killing of sea turtles, studies show that bycatch and poaching remain major threats in Mexican waters. As conservation strategies are being developed, access to regional, multi-year data on the ecology, distribution and growth of the black turtle will be critically important. Thus, the objective of our study was to determine survivorship rates, abundance, size distribution, body condition index (BCI) and growth rates at four important foraging grounds in Baja California Sur: El Uno - Laguna Ojo de Liebre (LOL), Estero Coyote - Punta Abreojos (PAO), El Remate - Laguna San Ignacio (LSI) and Estero Banderitas - Magdalena Bay (BMA). The estimates of survivorship were generated through mark-recapture analysis, using CJS (Cormack-Jolly-Seber) models. Over a period of 10 years (from July 2000 to July 2010) a total of 1833 black turtles were captured, including 351 turtles that were recaptured at least once. Due to the lack of robustness of data, two sites (LOL and LSI) were excluded from the mark-recapture analysis. For BMA the best model was the one with two different survivorship estimations, for transients ($\Phi_t=0.49 \pm 0.05$) and residents ($\Phi_r=0.82 \pm 0.02$). For PAO the best model generated a survivorship estimate of $\Phi=0.93 \pm 0.013$, greater than the model observed for BMA. The abundance was significantly different between both sites: PAO presented a mean turtle abundance of 1481 ± 665 , while BMA presented 205 ± 32 turtles*km⁻². The sea turtle capture in BMA remains a strong problem in the region, leading to low survivorship and abundance when compared to PAO. The average sizes were 61.6 ± 9.9 cm (LOL), 58.24 ± 10.9 cm (PAO), 55.2 ± 8.4 cm (BMA), 54.1 ± 9.4 cm SCL (LSI), with turtles being significantly smaller in BMA and LSI. BCI ranged from 1.28 ± 0.18 (LSI) to 1.39 ± 0.19 (LOL), presenting significant differences among sites (KW=68.06, $p < 0.001$), with three different homogeneous groups, whereas PAO and BMA shared similar BCI characteristics. BCI was significantly higher during the summer season at all sites. Average growth rate was 2.27 ± 1.06 cm*year⁻¹, with the highest values reported from LOL and the lowest from BMA. In general, growth rate was negatively correlated with body size. The von Bertalanffy growth function (VBGF) showed that the time needed for a turtle to reach maturity is different in each site, due to the different growth rates observed in the studied areas. Growth rates and body condition index can be used to infer food availability at the different foraging areas and can give

some clues about the development and residence times of those juveniles. Water temperatures are also factors that explain the significant differences in BCI and growth between summer and winter, at temperatures below 20°C green turtles are slower and tend to cease foraging activities. During the study period we observed that black turtles have high site fidelity. In ten years of study we have reported only three records of turtles recaptured in a different site from where it was first captured. This information is relevant for understanding the ecology of the black sea turtle, and survivorship data shows that more conservation efforts are necessary on Bahía Magdalena.

1. INTRODUCCIÓN

La tortuga negra (o tortuga verde del Pacífico Este), *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), es una subpoblación de la tortuga verde, la única especie del género *Chelonia* (Eckert, 1993). Durante un tiempo fue considerada como especie separada (*Chelonia agassizi*) o subespecie (*C. mydas agassizi*), pero estudios de biología molecular no justificaron esta separación (Karl y Bowen, 1999; Chassin-Noria, 2004).

Es la tortuga más abundante en el Noroeste de México (Nichols, 2003), y en la península de Baja California se encuentran algunas de sus principales áreas de alimentación con grandes extensiones de pastos marinos y algas (Nichols, 2003; Koch *et al.*, 2006; 2007). En el litoral del Pacífico del estado de Baja California Sur destacan la Laguna Guerrero Negro/Ojo de Liebre, el Estero El Coyote, la laguna de San Ignacio y el complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas, mientras en el litoral del Golfo de California los principales lugares son Bahía de los Ángeles, Bahía Concepción, Bahía de Loreto y Bahía de La Paz (Nichols, 2003; Seminoff *et al.*, 2003).

Las tortugas negras migran intermitentemente a lo largo de sus vidas (Lohmann *et al.*, 1999, Karl y Bowen, 1999). Como neonatos, dejan sus playas de nacimiento y nadan al océano abierto, donde pasan varios años en los giros oceánicos, sus años perdidos (Bolten *et al.*, 1998). Al llegar a una talla aproximada de 30-40 cm, migran a la zona costera, donde cambian la dieta de omnívora a principalmente herbívora, y permanecen durante décadas en estas áreas de alimentación (Nichols, 2003). Cuando alcanzan la madurez sexual, periódicamente (cada 2-4 años) dejan sus áreas de forrajeo para migrar hasta áreas de copula y anidación (Bjorndal *et al.*, 2005). Estos animales presentan madurez sexual tardía debido a su lento crecimiento. Koch (*et al.* 2007) estimó que las tortugas que reclutan en Bahía Magdalena llevan en promedio 16 años para crecer de los 35 a los 73 cm LRC.

La explotación de tortugas marinas tuvo su auge en México en la década de 1960 (Cliffon *et al.*, 1982; Chassin-Noria *et al.*, 2004), cuando más del 50% de la captura total mundial se realizó en este país (FAO Departamento de Pesca, 2000, tomado de Mancini y Koch, 2009). Hubo una gran demanda internacional por carne, huevos y piel de tortuga, y la adopción de artes de captura más eficientes causaron una sobreexplotación severa del recurso (Nichols, 2003). Debido a la pesca, hubo una reducción de 98% en el número de hembras anidadoras de la tortuga negra en sus principales playas de anidación en Michoacán (IUCN, 2011).

En consecuencia, la tortuga verde (*Chelonia mydas*) está clasificada como en peligro de extinción a nivel mundial (IUCN, 2011). Con la intención de proteger y evitar la extinción de las poblaciones, se estableció una veda total en México sobre la capturas, el uso y comercio de productos de tortugas marinas en 1990 (Aridjis, 1990). A pesar de esto, la carne de tortuga todavía es considerada una delicia en el Noroeste de México y, en consecuencia, la caza ilegal en las áreas de alimentación de las tortugas sigue siendo una amenaza importante (Koch *et al.*, 2006). Además, en la pesca artesanal las tortugas son capturadas accidentalmente con frecuencia resultando en altas tasas de mortalidad (Nichols, 2003; Mancini y Koch, 2009).

La mortalidad anual de tortugas negras en Baja California se ha estimado entre 8000 y 33000 individuos (Nichols, 2003; Mancini y Koch, 2009) de los cuales cerca del 90% son juveniles (Mancini y Koch, 2009). Esta mortalidad grande en áreas de forrajeo puede ocasionar la disminución futura de las poblaciones y de la diversidad genética, así aumentando su probabilidad de extinción (Bjorndal *et al.*, 2003a; Chassin-Noria, 2004).

Para conocer el impacto de esta mortandad, no es solo necesario, medir tendencias en las playas de anidación, si no también las tendencias de la abundancia de tortugas negras en sus agregaciones en sitios de alimentación, para generar modelos poblacionales que puedan describir el estado de conservación de esta especie. Sin embargo, hasta la fecha la mayoría de los análisis se han basado solo en datos de las playas de anidación y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) (Bjorndal *et al.*, 2003a).

Debido a la facilidad para el muestreo y su obvia importancia para la conservación de tortugas marinas, las playas de anidación son ampliamente estudiadas. Entretanto los datos de playa son difíciles de interpretar por las grandes fluctuaciones interanuales de hembras anidadoras, ya que la mayoría de las especies de tortugas marinas tienen intervalos de reproducción de dos a cuatro años (Bjorndal *et al.*, 2003a; 2005). Tampoco se obtiene información sobre juveniles, subadultos y machos, y de las áreas (de forrajeo) donde pasan la mayor parte de su vida (Bjorndal *et al.*, 2005).

El método de marcaje-recaptura es muy útil para el análisis de supervivencia y abundancia de individuos, y las tendencias poblacionales. Se basa en la proporción de individuos marcados y no marcados de una determinada población, y estima tasas de crecimiento, migración, supervivencia y abundancia (Amstrup *et al.*, 2005).

Para tortugas marinas pocos estudios de marcaje-recaptura se han hechos para la estimación de la supervivencia (Chaloupka y Limpus, 2002; 2005; Bjorndal *et al.*, 2003a; Seminoff *et al.*, 2003; Sasso *et al.*, 2006; Sasso y Epperly, 2007; Koch *et al.*,

2007; Eguchi *et al.*, 2010) y abundancia (Chaloupka y Limpus, 2001; Bjorndal *et al.*, 2005; Eguchi *et al.*, 2010) en algunas áreas de alimentación en Bahamas, Australia, EE.UU. y México.

Con el objetivo de conocer la abundancia, y las tasas de supervivencia, se utilizará el modelo de Cormack-Jolly-Seber (Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965; Taylor *et al.*, 2008) con los datos de las cuatro áreas de alimentación en el Pacífico de Baja California Sur. Estas zonas fueron escogidas debido a su importancia para la conservación de tortugas negras y por su mayor número de capturas y recapturas.

Los datos empleados para este estudio fueron proporcionados por el Grupo Tortuguero de las Californias, que es una red de pescadores, miembros de comunidades costeras, investigadores, organizaciones no gubernamentales y de funcionarios del gobierno, que inició varios programas para fomentar la conservación de las tortugas marinas, y monitoreos mensuales en las áreas de alimentación de la tortuga negra. Estos monitoreos generaron diez años de informaciones, y 1833 tortugas marcadas.

2. JUSTIFICACIÓN

Debido a la sobreexplotación, la tortuga negra se encuentra en peligro de extinción. Para mitigar esta problemática esfuerzos de conservación han sido llevados a cabo por una década en Baja California Sur. Sin embargo, la falta de conocimiento acerca de las tasas vitales de las tortugas en sus principales áreas de forrajeo, no permite evaluar si estos esfuerzos de conservación han tenido éxito en la región. El conocimiento de la abundancia de las tortugas en estas áreas es fundamental para el diagnóstico y la evaluación de su status.

Este estudio también indica indirectamente el impacto de la presión pesquera (incidental y dirigida) en las agregaciones de la tortuga negra, a partir de datos de esfuerzo pesquero y supervivencia. Con este tipo de información se puede generar bases para la creación de estrategias de conservación a nivel regional, y enfocar los esfuerzos en los áreas que realmente lo necesitan.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Estimar las tasas vitales y dinámica poblacional para determinar el estatus de la tortuga negra (*Chelonia mydas*) en cuatro de sus principales áreas de alimentación en Baja California Sur.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Estimar la supervivencia y probabilidad de recaptura de la tortuga negra (*Chelonia mydas*) en en “El Uno” en Laguna Ojo de Liebre (LOL), “Estero el Coyote” en Punta Abreojos (PAO), “El Remate” Laguna San Ignacio (LSI) y “Estero Banderitas” en Bahía Magdalena (BMA), entre el 2000 y 2010.
2. Estimar la abundancia de la tortuga negra en los cuatro sitios de monitoreo.
3. Comparar la distribución de tallas, porcentaje de individuos juveniles y adultos, crecimiento y la condición corporal en los cuatro sitios de monitoreo. Para evaluar el estado de salud de las tortugas, y estimar el tiempo que estos animales se quedan en las lagunas costeras.

4. METODOLOGÍA

4.1 ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en el estado de Baja California Sur (BCS), en la costa del Pacífico entre los 28°N y 22° 52'N, y entre los 109°25'W y 115°05'W (Figura 1). Los sitios de monitoreo se encuentran en la porción del Pacífico del estado, y son sistemas lagunares con grandes extensiones de pasto marino y algas (Álvarez Borrego, *et al.*, 1975; Águila-Ramírez, 1998; López-Mendilaharsu, 2002; Nichols, 2003; CIPAMEX, 2006, tomado de Mariscal, 2008) y con excepción de Laguna Ojo de Liebre, los demás sitios presentan extensas áreas de manglar.

La costa occidental de Baja California Sur presenta surgencias costeras (Ortega y Arriaga, 1991) lo que eleva la productividad primaria, haciendo de estas lagunas importantes áreas de forrajeo de la tortuga negra. Por la misma razón estos sitios también son de gran importancia pesquera en el región y en el país (SAGARPA, 2010).

Los sitios de muestreo que se consideran en este trabajo son Bahía Magdalena, Punta Abreojos (estero El Coyote), Laguna San Ignacio y Laguna Ojo de Liebre (Figura 1), debido principalmente a que en estos sitio hay los mayores números de captura y recaptura.

Laguna Ojo de Liebre (Figura 1), con un área de 360km², se ubica entre los 27° 35' y 27° 55' N, y los 113° 58 y 114° 10' W . Es parte del complejo lagunar que comprende las lagunas de Guerrero Negro y Ojo de Liebre (De la Cruz Agüero, 1996,

tomado de Mariscal, 2008). Está localizada en la reserva de la Biosfera el Vizcaíno, que es la más grande de las áreas naturales protegidas de México (Águila-Ramirez, 1998). En general el promedio de la profundidad varia entre los seis y doce metros, sin embargo en los canales de marea puede alcanzar 20 m (CIPAMEX, 2006, tomado de Mariscal, 2008). La salinidad varía entre 35 y 39 UPS y la temperatura promedio del agua es de 18°C para invierno y de 25.5°C en verano (Águila-Ramirez *et al.*, 2000) y es caracterizada por la presencia de algas y pastos marinos (Nichols, 2003). La riqueza específica y biomasa se presenta mayor durante el verano, y menor en la primavera, cuando hay disminución de temperatura ocasionada por las surgencias en la zona oceánica adyacente (De la Lanza-Espino, 1991). En estudios anteriores fue observado que hay significativo consumo de materia de origen animal por las tortugas negras (Rodriguez-Barón, 2010).

Punta Abreojos, Estero Coyote (Figura 1) también conforma parte de la Reserva de la Biosfera del Vizcaíno, entre los 26° 48' y 26° 51' N, y los 113° 23' y 113° 30' W. Esta laguna costera de aproximadamente 9 km² (Valenzuela, 2005) rodeada de manglares. En el fondo hay abundantes algas y pastos marinos (Nichols, 2003). Desde el inicio de los monitoreos este sitio presenta el mayor número de tortugas capturadas. De todos los sitios este presenta menor presión pesquera.

Laguna San Ignacio (Figura 1) está localizada entre los 26° 43' y 26° 58' N, y 113° 08' y los 113° 16' W. Con área aproximada de 17.500 km² (Nichols, 2003) esta laguna costera comparte características con Punta Abreojos y también está en la Reserva de la Biosfera el Vizcaíno (Nichols, 2003). La laguna presenta marisma donde predominan los manglares, algas y los pastos marinos. La salinidad varia de 36 a 41 unidades (Núñez-López, 1996). Las algas que ocurren en la laguna son características de ambientes templados, facto atribuido a la bajas temperaturas debido a las surgencias en la zona costera (Espinoza-Avalos, 1993). La riqueza específica no presenta patrón temporal evidente (Núñez-López, 1996).

Bahía Magdalena (Figura 1) esta localizada entre los 24° 15' y 25° 20' N, y los 111° 30' y 112° 15' W. El complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas es la mayor laguna costera del noroeste mexicano (Koch *et al.*, 2007), es también el mayor ecosistema de humedales en la costa oeste de Baja California con más de 200 km de

largo (Morgan *et al.*, 2005). Se clasifica dentro de la zona de transición templada tropical (Norton *et al.*, 1985) y está protegida por una barrera de las islas Magdalena y Margarita.

Con una gran productividad causada principalmente por las surgencias al largo de su costa (Talavera-Sáenz *et al.*, 2007), Bahía Magdalena presenta amplios pastos marinos, algas rojas, y manglares localizados a lo largo de su porción norte (López-Mendilaharsu, 2002). La temperatura del agua varía entre 18 y 31°C, la salinidad entre 36.9 y 38.7 unidades, y la profundidad varía de los 1 a 40 metros.

Bahía Magdalena es el único sitio que no se encuentra en un área natural protegida. Siendo el más grande e importante puerto de la región, este es un área de gran importancia pesquera (SAGARPA, 2010). Se estima que la gran presión pesquera impacta negativamente a las tortugas que residen el sitio, y es el único sitio que no se encuentra en un área natural protegida (Gardner y Nichols, 2001; Koch *et al.*, 2006; Peckham y Nichols, 2006).

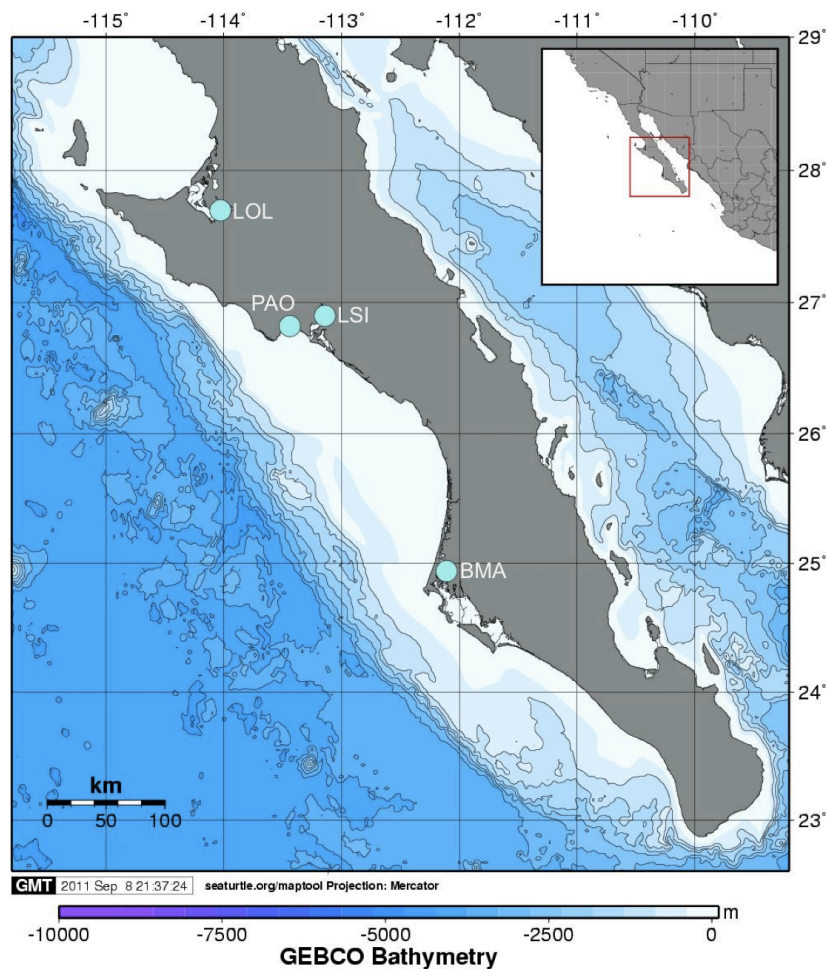


Figura 1. Mapa de localización del área de estudio y de los puntos de monitoreo en el Pacífico de Baja California Sur, México (Maptool, 2002)

4.2 MUESTREO

A lo largo de diez años, los monitoreos fueron realizados en un esfuerzo conjunto de pescadores, miembros de la comunidad, estudiantes y investigadores de tres organizaciones (Grupo Tortuguero de Las Californias A.C., Escuela para Estudios de Campo –SFS y Ocean Discovery Institute). Los muestreos se hicieron en general de manera mensual, siempre y cuando hubo condiciones climáticas favorables y respetando permisos y temporada de observación de ballenas.

Para la captura se tendieron redes de enmalle durante un periodo de 24 horas en mareas muertas siempre en el mismo sitio, perpendicular a los canales de marea, y se revisaron cada una o dos horas. Dependiendo del sitio de monitoreo las redes en general variaron de los 100 a los 250 metros de largo por 8 metros de caída, con luz de malla de 50 cm. Fueron construidas con poco plomo en la relinga inferior para permitir que las tortugas atrapadas puedan emerger para respirar, cuando entrelazadas.

Las tortugas capturadas fueron llevadas a la playa y colocadas en la sombra donde fueron pesadas, medidas, y marcadas. Para pesaje, las tortugas fueron puestas en un pedazo de red atunera y suspendidas de una balanza de resorte con una precisión de 0.5 kg, y al peso obtenido se le restó el peso de la red. La longitud recta del caparazón LRC se midió con un calibrador metálico marca Forrester desde el borde del caparazón detrás del cuello hasta el final del escudo posterior más grande, con una precisión de 0.1 cm (se tomaron otras medidas, que no se reportan en este trabajo). Las tortugas fueron marcadas con placas metálicas (Inconel, Estilo 681, National Band and Tag Company, Newport, KY) entre la primera y segunda escama proximal de las dos aletas traseras para su posterior identificación en caso de recaptura. A cada tortuga se le asignó una clave única compuesta por el lugar, la fecha y el orden de captura para esta misma fecha. Las tortugas fueron liberadas en el mismo lugar donde se sucedió la captura al final del muestreo para evitar la posibilidad de capturarlas más de una vez en el mismo muestreo.

4.3 MARCAJE Y RECAPTURA

Las agregaciones de tortuga negra del presente estudio son consideradas poblaciones muéstrales abiertas, pues en los intervalos entre los monitoreos las tortugas están sujetas a mortalidad, reclutamiento y migración.

Para la aplicación del modelo, se tienen que cumplir los siguientes supuestos:

- Los organismos marcados y no marcados tienen la misma probabilidad de recaptura.
- Los organismos marcados y no marcados tienen la misma probabilidad de supervivencia.
- Marcas no son perdidas ó doble contadas. La pérdida de marca es baja y puede ser estimada.
- La duración de los monitoreos es muy corta en comparación con el tiempo transcurrido entre ellos.

Las estimaciones de supervivencia y probabilidad de recaptura se llevaron a cabo en el programa MARK utilizando modelos anidados en Cormack-Jolly-Seber (CJS) para poblaciones abiertas (Jolly, 1965; Seber, 1965; Pradel *et al.*, 1997; Chaloupka y Limpus, 2005; Cooch y White, 2005; Parker *et al.*, 2006; Holmberg *et al.*, 2009; Angelini *et al.*, 2010). Debido a la baja probabilidad de recaptura, dos sitios (LOL y LSI) fueron descartados del análisis por falta de robustez de datos.

4.3.1 Supervivencia aparente y probabilidad de recaptura

Para la generación de las estimaciones de supervivencia aparente (Φ) y probabilidad de recaptura (p) se utilizó el software MARK (White y Burnham, 1999). En un archivo de ASCII fueron almacenadas las historias de captura de todas las tortugas presentes en cada sitio de monitoreo.

En métodos de marcaje y recaptura, la unidad básica viene siendo la historia de captura atribuida a cada animal estudiado, es decir que cada historia es un vector con número de elementos representado por el número de ocasiones. Las historias de captura son determinadas por variables de presencia y ausencia, en nuestro caso “1” y “0”. A cada tortuga fue designada una clave única, formada por la localización del sitio de monitoreo (eg. ECBMA), fecha, mes, año y número de la tortuga.

Eg.

```
/*ECBMA07JUL2000-2 */ 10000000000000000000 1;  
/*ECBMA07JUL2000-3 */ 100100100010000000000 1;  
/*ECBMA20SEP2001-3 */ 001000100011000000000 1;  
/*ECBMA21SEP2001-1 */ 001000101010000000000 1;
```

Debido a la sobre-parametrización generada por el muestreo mensual, se agruparon los monitoreos en dos temporadas (primavera-verano y otoño-invierno) basándose en cambios estacionales de temperatura (Koch *et al.*, 2007).

Posteriormente fueron generados modelos anidados en el modelo Cormack-Jolly-Seber para calcular las tasas de supervivencia aparente y probabilidades de recaptura.

De acuerdo con Cowen (2005) el modelo Cormack-Jolly-Seber fue primeramente desarrollado a partir de una estructura multinomial. La función de probabilidad está condicionada a todos los eventos ocurridos a partir de la primera liberación, esto implica que historias de captura donde no se registraron recapturas, no se consideran en el cálculo de tasas de supervivencia. Sin embargo estas historias son importantes para la estimación de probabilidades de recaptura.

4.3.2 Prueba de Bondad de Ajuste

Para verificar el ajuste de los datos a los modelos propuestos fue realizado la prueba de bondad de ajuste de RELEASE (White y Burnham, 1999) en el modelo global, en nuestro caso el modelo que presentó variación temporal en la supervivencia aparente (Φ) y en la probabilidad de recaptura (p). El motivo principal de la utilización del modelo global es que de esta forma es posible buscar sobre-dispersión binomial en los datos. Pruebas de bondad de ajuste son utilizados principalmente para comprobar si los supuestos de marcaje y recaptura son respetados, esto es, no hay pseudoreplicación ó heterogeneidad en la muestra.

La prueba de bondad de ajuste en el programa MARK desempeña una serie de pruebas basadas en la suma de los cuadrados residuales de Pearson:

$$X^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(O_i - E_i)^2}{E_i}$$

donde, O_i son los valores observados y E_i son los valores esperados para cada observación i (Cowen, 2005).

Los componentes de esta prueba son las pruebas 2, 3 y 2+3, y están relacionadas con las probabilidades de recaptura y supervivencia aparente.

- Prueba 2

Esta prueba esta relacionada a las probabilidades de captura, y confirma el supuesto de independencia entre los animales, puede indicar si el experimento de captura está interfiriendo en la probabilidad de recaptura de los organismos estudiados.

- Prueba 3

Esta prueba esta condicionada a las tasas de supervivencia aparente del modelo, examinando si hay homogeneidad de captura en la población de estudio y esta compuesto de la prueba 3SR y 3Sm. La primera prueba hace la inferencia de que la supervivencia de un animal capturado en el tiempo $i + 1$ es función o no del facto que fue capturado en el tiempo i . La prueba 3Sm es una extensión de la prueba 3SR y busca saber si animales marcados en el instante $i + 1$ se comportan de manera distinta a los previamente capturados, esto puede indicar que algunos animales están saliendo del área de estudio (migración).

- Prueba 2+3

Es el promedio de las dos pruebas mencionadas anteriormente. Si hay obtención de resultados de probabilidad no significantes descartamos la hipótesis de cumplimiento de los supuestos del estudio de marcaje y recaptura.

4.3.3 Sobre-dispersión

Sobre-dispersión ocurre cuando la varianza de la muestra es mayor que la varianza teórica de un determinado modelo (Cowen, 2005). La sobre-dispersión aumentará siempre que existan violaciones en los supuestos del modelo, como falta de independencia, los animales se comportan de forma grupal, ó la probabilidad de supervivencia varia entre organismos (Burnham y Anderson, 2002).

Para la verificación de sobre-dispersión es utilizado la estimación del factor de inflación (c),

$$c - hat = \frac{X^2}{gl'}$$

$c-hat$ es la bondad de ajuste del estadístico χ^2 por los grados de libertad (Burnham y Anderson, 2002).

4.3.4 Modelaje

Para el cálculo de las probabilidades los modelos fueron ajustados a la función liga logarítmica, y fueron creados a partir de una combinación de PIMs (en inglés Matrices de Indice de Parametros) y de Matrices de diseño. Las covariantes fueron agregadas según la relevancia biológica con intuito de ratificar los modelos generados.

4.3.5 Criterio de selección de modelos

La selección del mejor modelo fue computada a partir del Criterio de Información Akaike (AICc) corregido para pequeño número de muestras, el cual es utilizado para comparación de varios modelos simultáneamente (Burnham *et al.* 1995; Anderson *et al.* 1998).

El Criterio de Información Akaike es dado por:

$$AICc = -2\log(L\left(\frac{\theta - \hat{\theta}}{y}\right) + 2K\left(\frac{n}{n - K - 1}\right))$$

Donde “K” es el número de parámetros en el modelo, “ $\log(L(\theta - \hat{\theta}|y))$ ” es la probabilidad logarítmica del estimador del modelo diseñado para el conjunto de datos “y”, y n es el número de muestras (ó historias únicas de captura) La ventaja de este criterio es el hecho de que los modelos comparados no necesitan estar anidados (Burnham y Anderson, 2002).

4.3.6 Estimación del abundancia

A partir de datos de probabilidad de recaptura fue realizada la estimación de abundancia temporal a partir del estimador Horvitz-Tompson (Bjorndal *et al.* 2005):

$$N_i = \frac{n_i}{p_i}$$

en el cual N_i es la abundancia estimada en el tiempo i , n_i es el número de tortugas capturadas en el tiempo i , y p_i es la probabilidad de recaptura en el tiempo i .

La estimación de los intervalos de confianza (IC) a 95% fueron realizadas a partir del error estándar (ES) propuesto por Loery (*et al.* 1997):

$$ES(N_i) = \left\{ \left(\frac{n_i}{p_i} \right)^2 \left[\frac{var(\rho_i)}{(\rho_i)^2} \right] \right\}^{0.5}$$

$$IC\ 95\% = N_i \pm 1.96\ ES(N_i)$$

Este estimador utiliza las probabilidades de recaptura como informaciones de los procesos ecológicos.

4.4 DISTRIBUCIÓN DE TALLAS, PORCENTAJE DE INDIVIDUOS JUVENILES

Frecuencias de talla fueron construidas con base en los datos. Se compararon las tallas promedias entre sitios con la prueba noparamétrica Kruskal-Wallis, con el *post hoc* de comparaciones múltiples utilizando el valor de Z y p.

La proporción de juveniles y adultos fue establecida a partir del promedio del largo recto del caparazón (LRC) de las hembras anidadoras en playas de Michoacán (77.3cm LRC), donde proviene la mayor parte de individuos que se encuentran en el Pacífico de Baja California Sur (Nichols, 2003; Koch *et al.* 2006; 2007).

4.5 ÍNDICE DE CONDICIÓN CORPORAL (IC)

El índice de condición corporal fue calculado a través de la formula (Bjorndal *et al.*, 2000; López-Castro *et al.*, 2010):

$$IC = \frac{massa\ corporal * 10000}{LRC^3}$$

donde LRC es Largo recto del caparazón.

Este índice estima, indirectamente la disponibilidad de alimentos y condición de salud de las tortugas negras en los sitios estudiados (Bjorndal *et al.*, 2000; Seminoff *et al.*, 2003). Se obtuvieron las estimaciones del IC de temporadas de primavera-verano y otoño-invierno, las estimaciones anuales de cada área de estudio, y también la estimación absoluta de cada sitio. Esta información fueron generadas con la finalidad de verificar si existen diferencias significativas en el IC entre temporadas, entre años y entre sitios y identificar posibles grupos homogéneos, a través de la prueba de Kruskal-Wallis.

4.6 CRECIMIENTO

4.6.1 Tasa de crecimiento anual

La tasa de crecimiento anual fue calculada a partir del crecimiento de animales recapturados en intervalos de tiempo superiores a los 11 meses (Koch *et al.*, 2007). Para este calculo fue utilizada la ecuación

$$Tasa\ de\ Crecimiento = \frac{(LRC\ final - LRC\ inicial)}{Intervalo\ entre\ capturas}$$

donde t es el intervalo de tiempo en años (Seminoff *et al.*, 2002; Koch *et al.*, 2007;

López-Castro *et al.*, 2010).

Con la finalidad de verificar si hubo diferencias significativas entre las tasas de crecimiento anual de los sitios de estudio fue aplicado el prueba no paramétrico de Kruskal-Wallis, posteriormente la prueba de comparación entre Z y p para la identificación de grupos homogéneos. El analice de Kolmogorov-Smirnov fue utilizado para identificar si hubo diferencias significativas de las tasas estacionales de crecimiento para cada sitio de monitoreo.

4.6.2 Curva de crecimiento de von Bertalanffy

Los datos de crecimiento fueron ajustados a la función de crecimiento temporal de von Bertalanffy (von Bertalanffy, 1934, Ricker, 1975), que incorpora crecimiento estacional:

$$H(t) = H_{\infty} \left\{ 1 - e^{-K(t-t_0) - (CK/2\pi) \sin(2\pi(t-t_s))} \right\}$$

Donde:

$H(t)$ = Talla en el tiempo t

H_{∞} = Talla infinita

K = constante de crecimiento von Bertalanffy

t_0 = Edad donde los organismos tienen talla 0

C = amplitud de la oscilación temporal (entre 1 y 0)

t_s = Punto de verano (donde las tasas de crecimiento son máximas (entre 0 y 1))

La curva fue ajustada a través de la plantilla de EXCEL (Brey, 2001) combinado con métodos de optimización no lineares de EXCEL Solver. El parámetro H_{∞} fue fijado para 105 cm LRC (que es la talla máxima observada para tortugas negras).

Debido a la formulación del modelo de crecimiento temporal de von Bertalanffy las comparaciones entre sitios fueron hechas a través de la suma de los cuadrados residuales (Ratkowsky, 1983). El "F" fue calculado como el descrito en Chen (*et al.*, 1992):

$$F = \frac{\frac{RSS_P - RSS_S}{df_{RSS_P} - df_{RSS_S}}}{\frac{RSS_S}{df_{RSS_S}}}$$

donde:

RSSp= Suma de los cuadrados residuales

RSSs= Suma de los cuadrados de dos curvas en comparación

df= “gl” ” grados de libertad

5. RESULTADOS

Durante los 10 años de monitoreo un total de 1833 tortugas negras fueron capturadas en los cuatro sitios de monitoreo (Tabla 1). Este esfuerzo fue realizado por varios grupos de personas de los diferentes sitios donde se tomaron los datos. De este número, 351 tortugas negras fueron recapturadas al menos una vez, en BMA se obtuvo el mayor número de recapturas por tortuga durante el estudio (cinco recapturas).

Tabla 1. Numero de capturas y recapturas en los sitios de monitoreo del Pacifico de Baja California Sur entre el 2000 y 2010.

Sitio de monitoreo	Total de tortugas capturadas	Número de tortugas recapturadas
LOL	253	60
PAO	862	140
LSI	233	26
BMA	485	125
Total	1833	351

El número de tortugas recapturadas en un sitio distinto de su captura y marcaje inicial, fue muy bajo, y solo llegó a tres tortugas en total.

5.1 MARCAJE Y RECAPTURA

Se analizó los datos de diez años de marcaje-recaptura de Estero Banderitas en Bahía Magdalena, y Estero Coyote, Punta Abreojos para estimar tasas de supervivencia aparente, probabilidad de recaptura y abundancia. Las historias de captura fueron hechas con arreglos distintos, para verificar si co-variantes de talla ó de estadio de

madurez eran relevantes para los análisis, el que posteriormente no reveló diferencias significativas. De esta forma, se utilizó el archivo que no consideraba co-variantes de talla.

5.1.1 Supervivencia aparente, probabilidades de recaptura y abundancia para Estero Banderitas, BMA.

Para Bahía Magdalena fue generado el modelo general, $\{\phi(t), \rho(t)\}$, donde la tasa de supervivencia y probabilidad de recaptura variaban en tiempo con la finalidad realizar las pruebas de bondad de ajuste.

5.1.1.1 Prueba de bondad de ajuste RELEASE

La prueba de bondad de ajuste RELEASE fue utilizada para confirmar el seguimiento de los supuestos de marcaje-recaptura. La prueba 2+3, que es un promedio de la prueba 2 y la prueba 3, revela en general que los datos tienen un buen ajuste al modelo CJS, sin embargo el alto nivel de significancia de la prueba 3SR nos revela que puede haber algún factor afectando la supervivencia de las tortugas en Estero Banderitas-BMA (Tabla 2). Es posible que la probabilidad de captura podría haber sido influenciada por tortugas que solo pasaron poco tiempo en el sitio y por ende no podrían ser recapturadas después en el estero.

Tabla 2. Valores de las pruebas de bondad de ajuste realizadas en el programa MARK para Estero Banderitas, Bahía Magdalena. Chi-cuadrado fue el estadístico utilizado, “gl” son los grados de libertad y “p” la probabilidad asociada al estadístico χ^2 .

Pruebas	χ^2	gl'	p
Prueba 3 SR	30.4	19	0.04
Prueba 3SM	4.2	15	0.99
Prueba 3	34.7	34	0.43
Prueba 2C	35.8	31	0.25
Prueba 2+3	70.5	65	0.29

5.1.1.2 Factor de sobre-dispersión

Fue calculado el factor de sobre-dispersión con la finalidad de observar si los animales estudiados se comportan de forma independiente. Como resultado se obtuvo c-hat de 0.94 (Error Estándar = 0.196 y IC 95% variando del 0.757 al 1.13), que indica

que los organismos estudiados se comportaron de manera independiente.

5.1.1.3 Modelaje

Las pruebas y el valor de los datos enseñan que el modelo CJS traduce bien los datos, sin embargo el fato de falla en la prueba 3SR sugirió la utilización de un modelo TSM anidado en CJS. El modelo TSM es, básicamente, un modelo etario que trabaja a partir de la información generada desde la primera captura, este modelo es indicado cuando no hay determinación de edad en los animales estudiados, como en el caso de las tortugas marinas.

Los modelos generados tomaron en consideración diferencias temporales en las probabilidades de recaptura y supervivencia.

Tabla 3. Selección del mejor modelo para Estero Banderitas, Bahía Magdalena, de acuerdo al Criterio de Información Akaike (Akaike, 1974).

Modelo	AICc	Delta AICc	AICc Peso	Verosimilitud del Modelo
{ $\Phi(M2 - ./.) \rho(t \text{ temporal+cov})$ }	1283.128	0.00	0.60999	1
{ $\Phi(M2 - t/.) \rho(.)$ }	1285.268	2.14	0.20927	0.343
{ $\Phi(M2 - ./.) \rho(t)$ }	1286.485	3.36	0.11386	0.1867
{ $\Phi(M2 - ./.) \rho(.)$ }	1288.337	5.21	0.04510	0.0739
{ $\Phi(M2 - t/t) \rho(.)$ }	1290.023	6.89	0.01942	0.0318
{ $\Phi(t) \rho(.)$ }	1294.778	11.65	0.00180	0.0030
{ $\Phi(\text{Cohort}) \rho(.)$ }	1297.877	14.75	0.00038	0.0006
{ $\Phi(.) \rho(.)$ }	1299.396	16.27	0.00018	0.0003

Como mejor modelo se obtuvo el modelo TSM { $\Phi(M2 - ./.) \rho(t \text{ temporal+cov})$ } en el cual se generó dos estimaciones de supervivencia aparente, la primera llevando en consideración los individuos capturados apenas una vez, y en la segunda los individuos que presentan una ó más recapturas (Tabla 3). Las probabilidades de recaptura, en este modelo, fueron modeladas de acuerdo con los patrones de temperatura de las temporadas de primavera-verano y otoño-invierno, y la suma de la covariante de esfuerzo de las temporadas. Esta covariante de esfuerzo es dada por el número de monitoreos realizados en temporadas. Los valores estimados de β (0.101 ± 0.034) demostró que la covariante es relevante para el análisis.

5.1.1.4 Tasas de supervivencia

Como estimaciones de tasas de supervivencia anuales, a lo largo de diez años de estudio, se obtuvo 0.49 ± 0.05 para animales transeúntes y 0.81 ± 0.02 para animales residentes (Tabla 4). Se verificó la proporción de transeúntes a través de la fórmula $1 - (\Phi_1 / \Phi_2)$ (Pradel *et al.*, 1997), y aproximadamente el 39% de los individuos encontrados en Estero Banderitas BMA migran hacia afuera del estero.

Tabla 4. Estimativas de las tasas de supervivencia para transeúntes (Φ_1) y residentes (Φ_2) y sus respectivos errores estándar y intervalos de confianza para tortugas negras del Estero Banderitas BMA.

	Estimación	Error Estandar	95% Intervalo de Confianza	
			Inferior	Superior
Φ_1	0.4976715	0.059078	0.3840258	0.6115583
Φ_2	0.8158609	0.0211723	0.7707107	0.8538069

5.1.1.5 Probabilidades de recaptura

Las probabilidades de recaptura en Estero Banderitas variaron de 0.1 (invierno de 2005 y 2006) al 0.23 (verano de 2002) (Tabla 5), con las mayores probabilidades de recaptura en la temporada de Primavera-verano.

Tabla 5. Numero de tortugas capturadas en el tiempo i (n_i), probabilidad de recaptura (ρ_i) y su respectivo error estándar ($SE(\rho_i)$) para cada temporada en Estero Banderitas, Bahía Magdalena.

Temporada	n_i	ρ_i	$SE(\rho_i)$
jun2000-oct2000	26	.	.
nov2000-abril2001	19	0.143	0.021
may2001-oct2001	58	0.213	0.030
nov2001-abril2002	45	0.170	0.023
may2002-oct2002	62	0.230	0.035
nov2002-abril2003	43	0.170	0.023
may2003-oct-2003	45	0.181	0.024
nov2003-abril2004	33	0.217	0.035
may2004-oct2004	20	0.140	0.023
nov2004-abril2005	38	0.200	0.030
may2005-oct2005	49	0.213	0.030
nov2005-abril2006	24	0.100	0.023
may2006-oct2006	13	0.128	0.024
nov2006-abril2007	22	0.120	0.021
may2007-oct2007	44	0.166	0.023
nov2007-abril2008	20	0.131	0.021

may2008-oct2008	26	0.196	0.027
nov2008-abril2009	35	0.120	0.021
may2009-oct2009	35	0.166	0.023
nov2009-abril2010	25	0.156	0.022
may2010-oct2010	25	0.128	0.024

5.1.1.6 Tendencias de Abundancia

Las tendencias de abundancia estimadas a través del estimador Horvitz-Thompson mostraron un rango de 101 al 292 tortugas en el área de estudio.

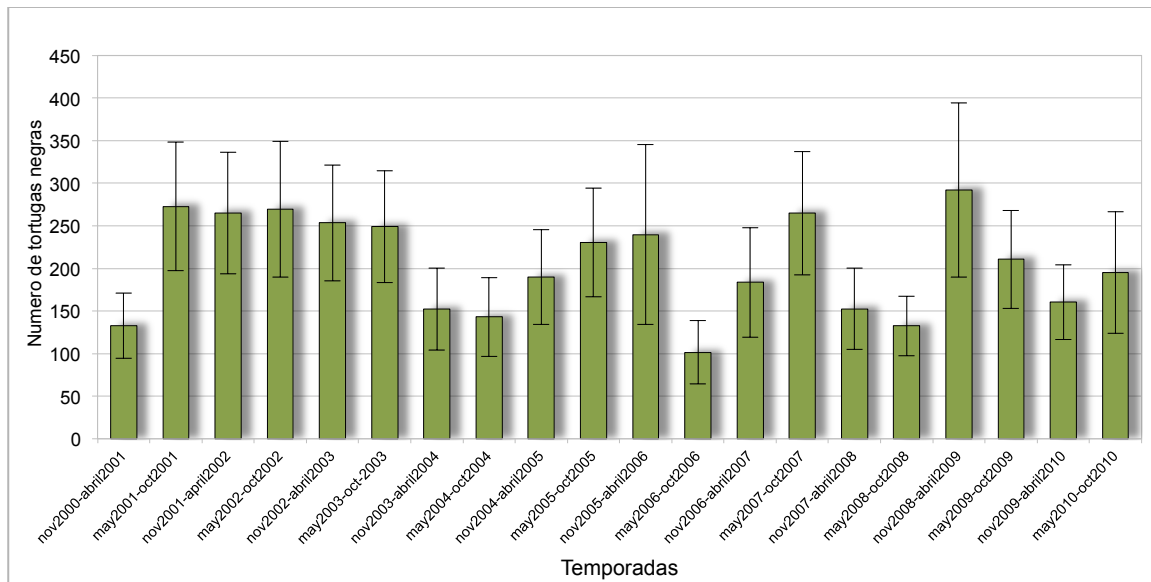


Figura 2. Abundancia temporal estimada (N_t) para tortugas negras en Estero Banderitas, Bahía Magdalena. Las barras de error representan intervalos de confianza al 95%.

Durante los primeros años de monitoreo, del 2001 al 2003, la abundancia permanece constante, sin embargo verificamos que a partir del 2003 hubo una disminución en el número de tortugas negras, seguido de fluctuaciones (Figura 2). El cálculo del número de tortugas negras en Estero Banderitas esta alrededor de 205 ± 32 animales distribuidos en un área de 42km^2 .

5.1.2 Supervivencia aparente, probabilidades de recaptura y abundancia para El Remate, PAO.

Para Estero Coyote, Punta Abrejos fue generado un modelo global con la finalidad de realizar pruebas de bondad de ajuste en el programa MARK, como descrito anteriormente.

5.1.2.1 Prueba de bondad de ajuste

Todas las pruebas de bondad de ajuste revelaran que para Estero Coyote en Punta Abreojos los datos tienen buen ajuste al modelo CJS, indicando que el modelo cumple con los supuestos.

Tabla 6. Valores de las pruebas de bondad de ajuste realizadas en el programa MARK para Estero Coyote, Punta Abreojos. Chi-cuadrado fue el estadístico utilizado, "gl" son los grados de libertad y "p" la probabilidad asociada al estadístico χ^2 .

Pruebas	χ^2	gl'	p
Prueba 3 SR	10.4	15	0.79
Prueba 3SM	7.5	9	0.58
Prueba 3	17.9	24	0.80
Prueba 2C	48.4	40	0.16
Prueba 2+3	66.3	64	0.39

5.1.2.2 Factor de sobre-dispersión

El factor de sobre-dispersión, \hat{c} equivalente a 0.97 (Error Estándar = 0.266 y IC 95% variando del 0.84 al 1.08). De la misma forma que en Estero Banderitas, Bahía Magdalena, en Punta Abreojos se constató que las tortugas negras se comportan de forma independiente.

5.1.2.3 Modelaje

Los valores obtenidos en las pruebas de bondad de ajuste y en el factor de sobredispersión muestra que los datos son adecuados para el modelo CJS. Sin embargo las bajas recapturas en Punta Abreojos restringirán el análisis a modelos más sencillos.

Tabla 7. Selección del mejor modelo para Estero Coyote, Punta Abreojos, de acuerdo con el Criterio de Información Akaike.

Modelo	AICc	Delta AICc	AICc Peso	Verosimilitud del Modelo
{ $\Phi(\cdot)$ $\rho(t$ temporal+cov)}	2168.42	0.00	1.00	1.00
{ $\Phi(\cdot)$ $\rho(t$ temporal)}	2222.43	54.00	0.00	0.00
{ $\Phi(t)$ $\rho(\cdot)$ }	2245.69	77.26	0.00	0.00
{ $\Phi(\cdot)$ $\rho(\cdot)$ }	2281.81	113.39	0.00	0.00

Los modelos de variación temporal obtuvieron parámetros no estimados, por este

motivo fueran descartados del análisis. Como mejor modelo obtuvimos el $\{\Phi(.) p(t \text{ temporal+cov})\}$ en el cual las tasas de supervivencia fueron constantes en el tiempo, y las probabilidades de recaptura modeladas de acuerdo con los patrones de temperatura de las temporadas de primavera-verano y otoño-invierno y la covariante de esfuerzo de las temporadas (Tabla 7). Una vez más el valor de β (0.224 ± 0.031) demuestra que la covariante es significativa para el análisis.

5.1.2.4 Tasa de supervivencia y probabilidad de recaptura

La tasa de supervivencia de Estero Coyote, Punta Abrejos, fue equivalente a 0.93 (Error Estándar = 0.013 y IC95% variando del 0.902 al 0.955). Mientras que las probabilidades de recaptura en este sitio variaron del 0.014 al 0.147 (Tabla 8).

Tabla 8. Numero de tortugas capturadas en el tiempo i (n_i), probabilidad de recaptura (ρ_i) y su respectivo error estándar (SE (ρ_i)) para cada temporada en Estero Coyote, Punta Abrejos.

Temporada	n_i	ρ_i	SE(ρ_i)
may2001-oct2001	40	.	.
nov2001-abril2002	64	0.048452	0.0081164
may2002-oct2002	97	0.119486	0.0145904
nov2002-abril2003	68	0.030299	0.0043871
may2003-oct-2003	101	0.061236	0.0065839
nov2003-abril2004	38	0.023892	0.0033673
may2004-oct2004	36	0.048614	0.0056549
nov2004-abril2005	24	0.014797	0.0022471
may2005-oct2005	56	0.061236	0.0065839
nov2005-abril2006	84	0.030299	0.0043871
may2006-oct2006	78	0.048614	0.0056549
nov2006-abril2007	5	0.014797	0.0022471
may2007-oct2007	263	0.147653	0.0199545
nov2007-abril2008	31	0.023892	0.0033673
may2008-oct2008	82	0.038487	0.0050626
nov2008-abril2009	15	0.014797	0.0022471
may2009-oct2009	98	0.048614	0.0056549
nov2009-abril2010	13	0.023892	0.0033673
may2010-oct2010	87	0.038487	0.0050626

5.1.2.5 Tendencias de Abundancia

Punta Abrejos presentó fluctuaciones grandes de abundancia a lo largo del periodo de estudio. De acuerdo con las estimaciones el número de tortugas de esta área varió del 337 al 2772, con un promedio de 1481 ± 180 . La menor estimación de abundancia pudo ser observada en el periodo que comprende el otoño-invierno de los

años de 2006 y 2007. Esto está fuertemente asociado a las bajas capturas en este periodo (Figura 3).

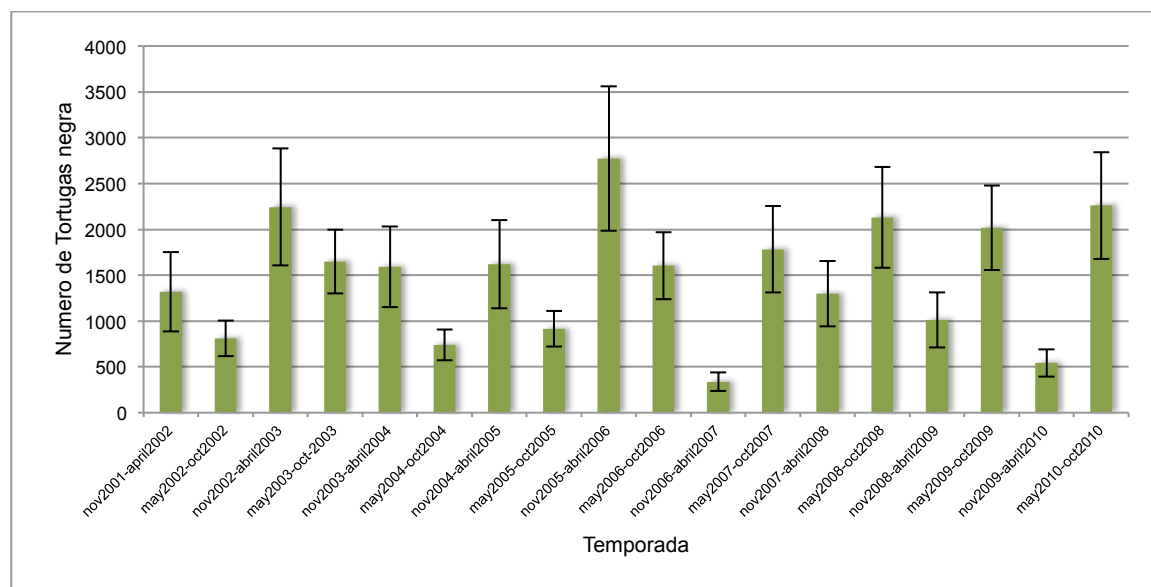


Figura 3. Abundancia temporal estimada (N_i) para tortugas negras en El Remate, Punta Abreojos. Las barras de error representan intervalos de confianza al 95%.

5.2 DISTRIBUCIÓN DE TALLAS

En las distribuciones de talla, se observó que las frecuencias de talla del sitio de monitoreo LOL se distribuyeron normalmente. Mientras que los demás sitios presentaron baja probabilidad de pertenecieren a una distribución normal (LOL $d=0.058$, $p=n.s$; PAO $d=0.11$, $p<0.01$; LSI $d=0.086$, $p<0.01$; BMA $d=0.09$ $p<0.01$). Debido al porcentaje de juveniles las distribuciones son sesgadas hacia las menores tallas.

El rango de Longitud Recta de Caparazón (LRC) varió entre 30 y 102.7 cm. En relación a los promedios de talla, en LOL se obtuvo el mayor promedio de LRC (61.64 cm), sin embargo en este sitio 94% de las tortugas capturadas no fueron adultos, presentando tallas inferiores a 77.3 cm.

Tabla 9. Rango y promedio de talla de las tortugas negras en los cuatro áreas de estudio del 2000 al 2010.

	N	Promedio (cm)	Talla Mínima (cm)	Talla Máxima (cm)	DS
LOL	325	61.64	38.5	88.8	9.97
PAO	1180	58.23	30.0	102.7	10.9

LSI	312	54.12	34.0	95.1	9.4
BMA	706	55.16	30.9	102.0	8.4
Total	2523	57.28	30.0	102.7	10.2

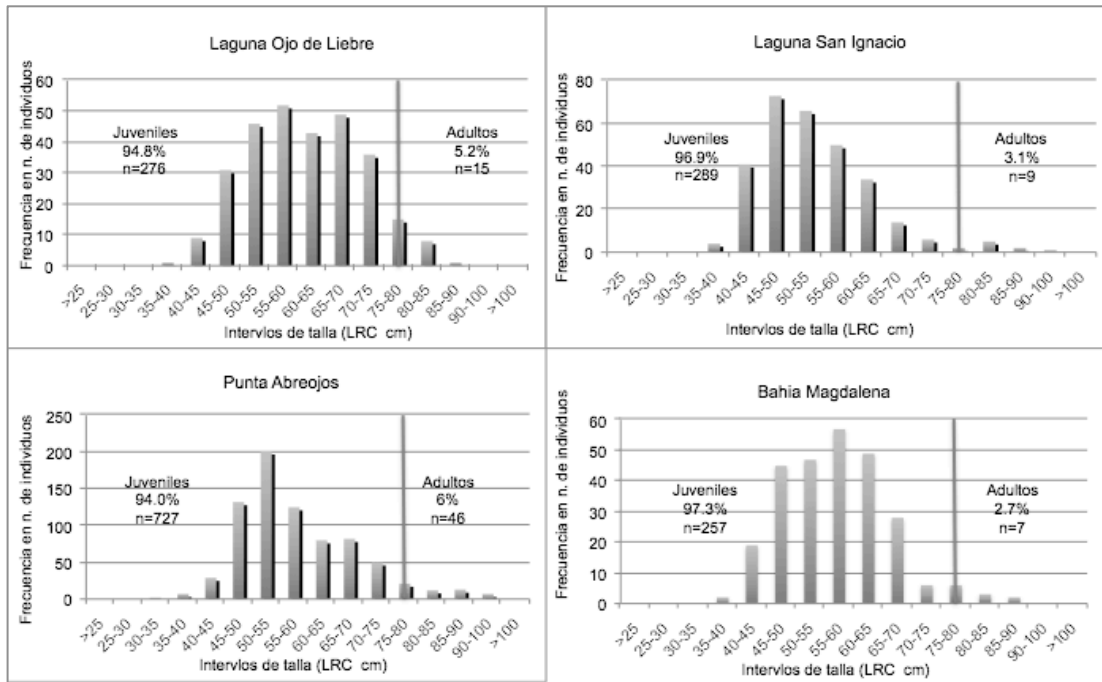


Figura 4. Histogramas de Talla (LRC) de todos los sitios de monitoreo y porcentaje de juveniles y adultos.

La prueba de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas en la talla promedio de las tortugas en los cuatro sitios de monitoreo (KW 130.24, $p < 0.001$) con tres grupos homogéneos.

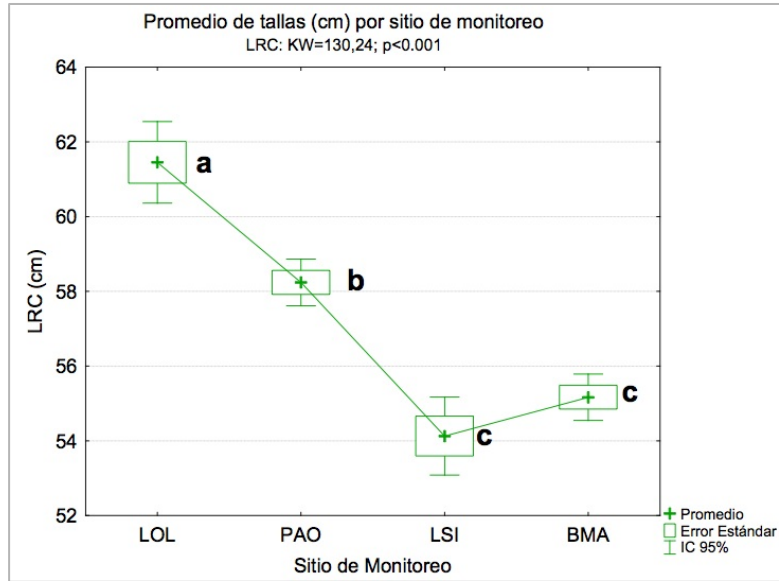


Figura 5. Promedio de tallas por sitio de monitoreo en el Pacifico de Baja California Sur. Fue utilizado el análisis de Kruskal-Wallis, las letras indican los grupos homogéneos según el análisis post hoc de comparación múltiple entre Z y p.

5.3 INDICE DE CONDICIÓN CORPORAL (IC)

El Índice de Condición corporal, varió entre 0.52 y 2.7, con un promedio general de 1.39 ± 0.19 para todos los sitios. La prueba de Kruskal-Wallis apuntó diferencias significativas entre los valores promedios de IC de los áreas de estudio (Figura 6).

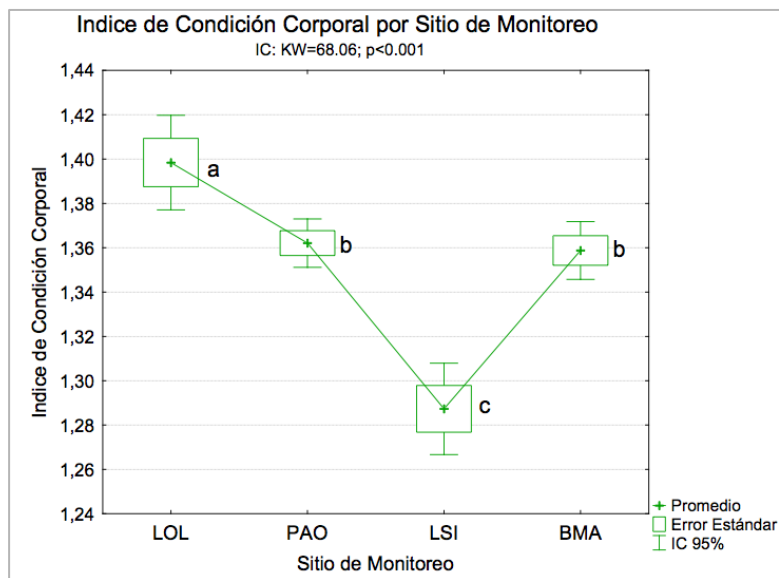


Figura 6. Índice de Condición Corporal por sitio de muestreo en el Pacifico de Baja California Sur. Fue utilizado el análisis de Kruskal-Wallis, las letras indican los grupos homogéneos según el análisis post hoc de comparación múltiple entre Z y p.

Los valores más bajos de IC fueron observados en LSI, mientras que los más elevados en LOL. Punta Abreojos y Bahía Magdalena presentaron promedios semejantes, que comparten mismo grupo homogéneo.

Todos los sitios de monitoreo presentaron diferencias significativas (LOL KS $p=0.005$, PAO KS $p=0.001$, LSI KS $p=0.001$, BMA KS $p=0.025$) en el IC entre temporadas de primavera-verano y otoño-invierno. La mayor diferencia observada fue observada en LSI donde las tortugas estuvieron 8.3% más delgadas en otoño y invierno, mientras en BMA se observó la menor diferencia (2.9%) entre temporadas.

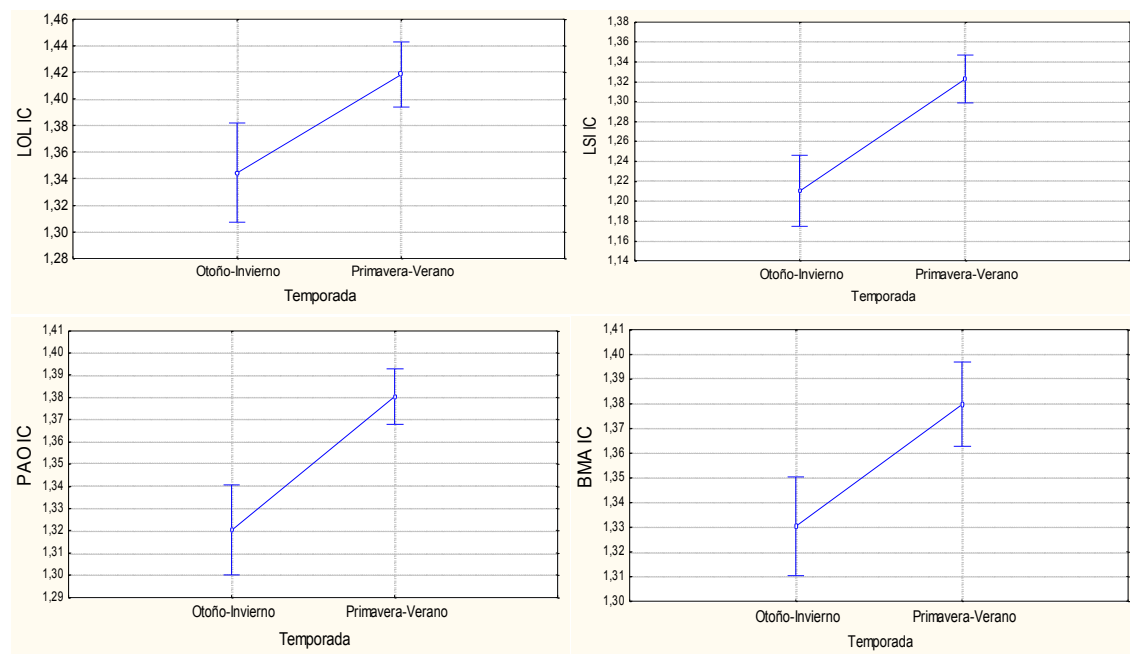


Figura 7. Índice de Condición Corporal por temporadas en sus respectivos sitios de monitoreo. LOL KS $p=0.005$, PAO KS $p=0.001$, LSI KS $p=0.001$, BMA KS $p=0.025$.

5.4 CRECIMIENTO

5.4.1 Tasa de Crecimiento anual en los sitios de monitoreo

Entre los sitios de alimentación de la tortuga negra estudiados, se observaron distintos intervalos de recaptura, que variaron de un mes hasta nueve años, Con un promedio de 6.86 años entre recapturas, LOL fue el sitio con mayor tiempo transcurrido entre capturas, mientras LSI presentó un promedio de 11 meses de intervalo entre capturas. A partir de los valores morfométricos tomados de tortugas que presentaron una o más recapturas fue posible estimar las tasas de crecimiento en cada uno de los

sitios de monitoreo.

El crecimiento anual varió entre 0.11 y 5.06 cm*año⁻¹, con un promedio general de 2.27 ± 1.06 cm*año⁻¹. LOL fue el sitio que presentó mayor tasa de crecimiento (2.68 ± 1.04 cm*año⁻¹), mientras BMA presentó la menor tasa de crecimiento (1.72 ± 0.79 cm*año⁻¹). Fueron identificados dos grupos homogéneos, el primero representado por LOL, PAO y LSI, y el segundo representado por LSI y BMA (Figura 8).

Bahía Magdalena fue el único sitio donde se pudo observar las diferencias en el crecimiento entre Invierno y verano. Los otros sitios no presentaron datos suficientes para esta comparación.

Tabla 10. Rango y promedio de las tasas anuales de crecimiento de las tortugas negras en los cuatro áreas de estudio del 2000 al 2010.

	N	Promedio (cm*año ⁻¹)	Tasa Mínima (cm*año ⁻¹)	Tasa Máxima (cm*año ⁻¹)	DS
LOL	40	2.68	0.11	4.9	1.04
PAO	206	2.51	0.20	5.0	1.06
LSI	15	2.16	0.38	4.5	1.25
BMA	120	1.72	0.25	3.6	0.79
Total	381	2.27	0.11	5.0	1.06

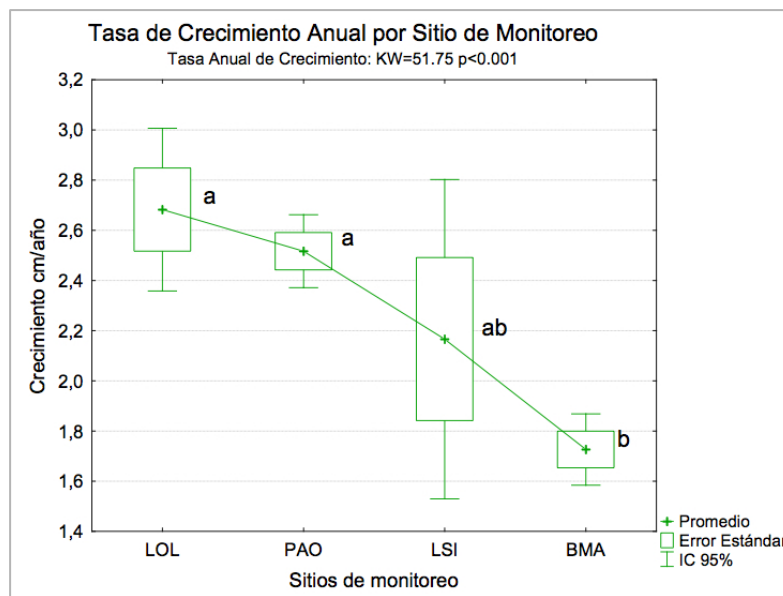


Figura 8. Comparación entre tasas de crecimiento anuales en áreas de alimentación de la tortuga negra en el Pacífico de Baja California Sur.

Para identificar tendencias de crecimiento en organismos de diferentes tallas, se ajustó una función polinomial para cada uno de los sitios de monitoreo (Figura 10). Todos los sitios presentaron correlaciones negativas entre talla y tasa de crecimiento. En

PAO se pudo observar tendencia positiva hasta los 68 cm de LRC, seguido por una disminución en las tasas de crecimiento.

En LSI se observó también esta tendencia de disminución en las tasas de crecimiento, sin embargo por la poca cantidad de datos (n=15), el resultado no es muy confiable.

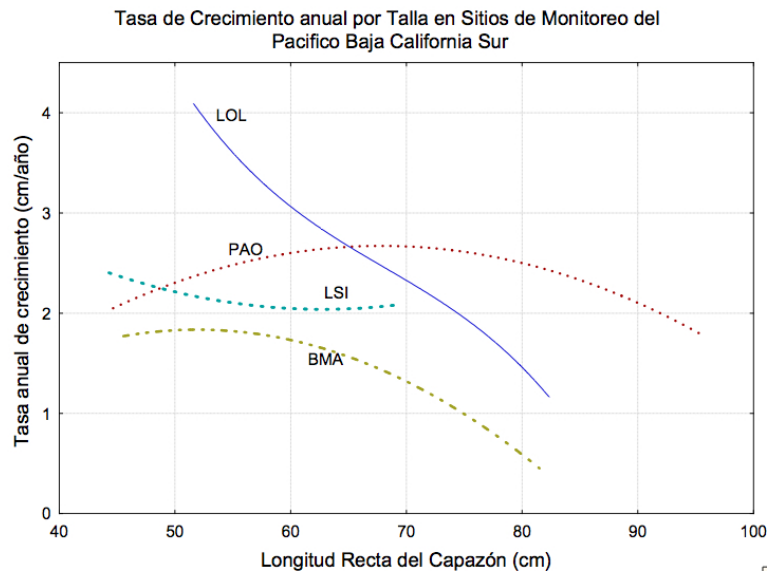
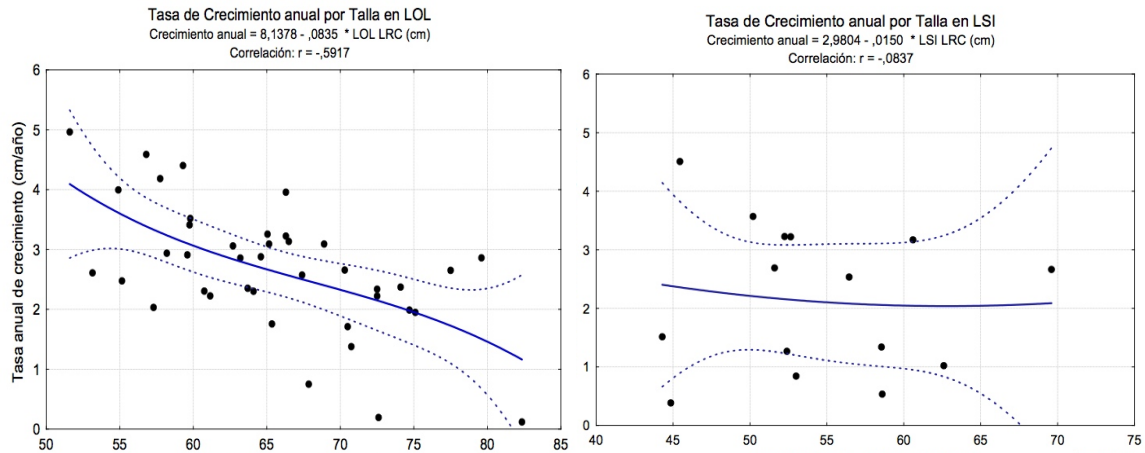


Figura 9. Comparación de las funciones de crecimiento por talla en LOL, PAO, LSI y BMA.



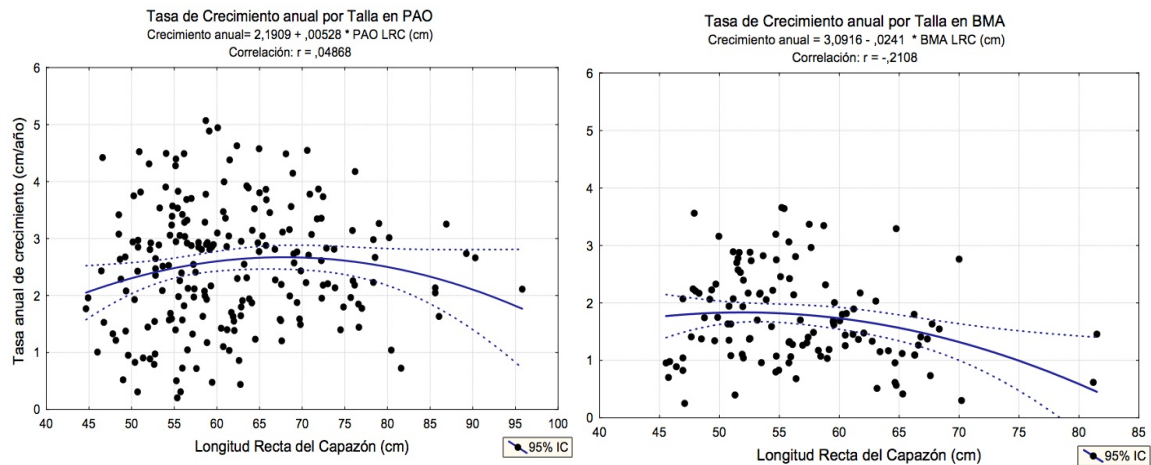


Figura 10. Tasa de Crecimiento anual por Longitud Recta del Caparazón en los sitios de estudio. La línea azul representa la función polinomial de tercer orden, mientras las líneas punteadas son 95% IC.

5.4.2 Curva de Crecimiento de Von Bertalanffy

Variaciones en el crecimiento por temporada fueron observados para todos los sitios de monitoreo. El crecimiento fue superior durante los meses de verano.

Tabla 11. Parametros de crecimiento von Bertalanffy, prueba de bondad de ajuste (R^2), numero de pares de datos (N).

Localización	L_{∞}	K	C	t_0	t_s	R^2	N
LOL	105	0.073	0.063	0	0.75	0.956	54
PAO	105	0.065	0.580	0	0.75	0.917	243
LSI	105	0.055	0.640	0	0.75	0.935	25
BMA	105	0.038	0.600	0	0.75	0.944	209

De acuerdo con el análisis de la suma de los cuadrados residuales observamos diferencias significativas entre todos los sitios de monitoreo, con excepción a LSI y PAO. Con las funciones de crecimiento de von Bertalanffy fue posible calcular el tiempo que las tortugas tardan en crecer de los 30 a los 78 cm LRC. En LOL las tortugas llevan aproximadamente 14 años, en PAO 16 años, en LSI 18 años y en BMA 25 años.

6. DISCUSIÓN

6.1 FIDELIDAD DE SITIO

Las tortugas negras encontradas en los áreas de forrajeo del Pacífico de Baja California Sur probablemente presentan altas tasas de fidelidad a sus zonas de alimentación. En diez años de monitoreo y más de 1800 tortugas capturadas, solamente hay registros de tres animales recapturados en sitios distintos de donde fueron

marcados por primera vez. Rodríguez-Barón (2010) encontró un fuerte gradiente latitudinal para las tortugas de los cuatro sitios de monitoreo a través de isótopos estables de azufre (Rodríguez-Barón, 2010), manifestando la fidelidad de estos organismos a sus zonas de forrajeo (López-Castro *et al.*, 2010). Las múltiples recapturas de animales en el mismo sitio de monitoreo a lo largo de diez años, también son indicativos de alta fidelidad de sitio de estas tortugas negras.

Estudios de marcaje y recaptura y de hábitos hogareños en tortugas verdes demuestran que la fidelidad de sitio y de hogar es un hábito común en estos organismos (Seminoff *et al.*, 2003; Makowski *et al.*, 2006; Dutton *et al.*, 2008). Cambios de hábitat pueden ocurrir en respuesta a baja disponibilidad de alimento y a la disminución de las tasas de crecimiento (Bjorndal *et al.*, 2000). Aunque haya indicación de migración entre zonas de monitoreo, las 1833 tortugas marcadas no son suficientes para detectar patrones de migración entre los sitios de monitoreo (Senko *et al.*, 2010).

6.2 SUPERVIVENCIA

Las probabilidades de supervivencia proveen información importante acerca de la dinámica de poblaciones, y son importantes herramientas para modelos que evalúan las amenazas y sus impactos en una población. En los últimos diez años modelos matemáticos reemplazaron los métodos de enumeración, como tablas de vida (Chaloupka y Limpus, 2002), que presentan limitaciones en la estimación de probabilidades de supervivencia (Nichols y Pollock, 1983). Últimamente métodos de marcaje y recaptura basados en el modelaje estadístico de CJS han sido ampliamente utilizados para tortugas marinas es la revés, el modelaje a través de estudios de marcaje (Tabla 12), proporcionando tasas de supervivencia de los diferentes estadios de vida de estos organismos (Chaloupka, 2005). Estos modelos generan tasas de supervivencia aparente (Φ), que es un producto de la supervivencia real (S) y la fidelidad (F), y la probabilidad de recaptura (p), la cual es producto de la tendencia de estar en determinado sitio (γ^*) y tasa de detección (p^*) (Sandercock, 2003).

De los cuatro sitios de monitoreo, solo fue posible generar estimaciones de supervivencia y probabilidad de recaptura para Estero Coyote, PAO (Tabla 8) y Estero Banderitas, Bahía Magdalena BMA (Tabla 4 y 5), debido a los bajos números de recaptura en otros sitios.

En Bahía Magdalena el modelo de TSM fue utilizado, debido a que las pruebas

de bondad de ajuste (GOF RELEASE) apuntaban a una tasa de migración de organismos, el que podría llevar a estimaciones sesgadas. Estas tortugas que están en tránsito, solamente son capturados una vez y presentan probabilidad de recaptura igual a cero, pues dejan el área de estudio (Johnston *et al.*, 1997; Pradel *et al.*, 1997; Sandercock *et al.*, 2000; Chaloupka y Limpus, 2001; Paker *et al.*, 2006). Con este modelo se calculó tasas de supervivencia aparente para tortugas residentes y transeúntes, reduciendo el sesgo negativo asociado a la migración, y probabilidades de recaptura. Existen evidencias que pueden explicar el motivo de esta alta porcentaje de transeúntes en BMA. Conforme Franzellitti *et al.* (2004) los perfiles de metales pesados son marcadores ambientales, que pueden determinar los áreas de alimentación de tortugas marinas. En un estudio realizado en Estero Banderitas (BMA) se notó que las concentraciones de Cd, Fe y Zn en el hígado y estómago de tortugas negras eran distintos de los observados en plantas colectadas en el estero, esto sugiere que las tortugas capturadas en el estero se están alimentando en otros áreas de la Bahía (Tavarela-Saenz *et al.*, 2007), lo cual coincidió con el alto porcentaje de transeúntes.

La segregación de tallas de las tortugas en BMA descrita en trabajos anteriores (Koch *et al.*, 2007; Brooks *et al.*, 2009; López-Castro *et al.*, 2010), también puede ser una razón para la alta incidencia de transeúntes. Con el aumento del tamaño corporal las tortugas negras tienden a ocupar áreas con mayor profundidad y más afuera de los estuarios. Probablemente las tortugas más grandes exploran otras áreas de forrajeo (López-Mendilaharsu *et al.*, 2005) y pasan a tener diferente hábitos hogareños. No obstante esto ocurre a largo plazo y de manera gradual. Debido al bajo número de tortugas adultas capturadas en este sitio no fue posible hacer modelos separados para juveniles y adultos.

Sasso *et al.* (2006) estimó que 75% de las tortugas amarillas en Core Sound, Carolina del Norte eran transeúntes. Cuando estos transeúntes eran considerados en los modelos de CMR, las estimativas de supervivencia para residentes subían del 0.36 al 0.81. Otros estudios (Parker *et al.*, 2006; Angelini *et al.*, 2010) también demostraron la importancia de estimar tasas de supervivencias separadas para residentes y transeúntes, para minimizar los sesgos causados por animales que migran permanentemente del área de estudio y por lo tanto bajan los valores de supervivencia aparente en los modelos.

Al contrario de BMA, las pruebas de bondad de ajuste de PAO no apuntaron a una alta incidencia de transeúntes. Como Bahía Magdalena presenta un área mucho

más amplio que Punta Abreojos, permite mayor dispersión de los organismos y probablemente mayor migración e intercambio con áreas adyacentes al estero.

Las tasas de supervivencia aparente de 0.81 (BMA) y 0.93 (PAO) son más altas que las reportadas para tortugas verdes juveniles de Bahamas (Bjorndal *et al.*, 2003a) y en Bahía de los Ángeles (Seminoff *et al.*, 2003). Punta Abreojos presentó tasas de supervivencia de juveniles comparables a las encontradas en tortugas adultas en su hábitat nerítico (Tabla 12). Las probabilidades de supervivencia varían entre poblaciones y estadios de vida dentro y entre especies, debido principalmente a la diferencia en los hábitats y las fuentes de mortalidad (Bjorndal *et al.*, 2003a).

Con base en el artículo de Chaloupka y Limpus (2005) la expectativa de vida promedio $[(-\ln\Phi)^{-1}]$ para las tortugas de BMA y PAO es calculada 5.3 y 13.7 años respectivamente. Suponiendo que en BMA las tortugas tardan 25 años para llegar a la madurez sexual, entonces se asume que la expectativa está subestimada. Mientras en PAO tardan 16 años en llegar a la talla adulta, tiempo similar a los ~14 años de expectativa de vida para esta etapa de vida. Es importante notar que estos cálculos de expectativa de vida están basados en la supervivencia aparente, que es inferior a la supervivencia real, pues no se considera el efecto de la migración. Limpus y Chaloupka (1997); Bjorndal *et al.* (2000) y Koch *et al.* (2007) sostienen que la expectativa de vida calculada no está de acuerdo a la prolongada expectativa de vida, y madurez tardía de las tortugas marinas, altas tasas de mortalidad indican que en otros sitios las tortugas no llegan a madurez sexual.

Las diferencias significativas (basadas en valores promedios y intervalos de confianza) de las tasas de supervivencia de las tortugas negras residentes en BMA y PAO pueden ser principalmente atribuidas a los factores que se muestran en la Figura 11: 1) fuerte presión pesquera en el región de BMA; 2) la diferencia encontrada entre las tallas promedias de los dos sitios, PAO presenta mayor promedio de talla (Figura 5) y mayor porcentaje de individuos adultos que BMA (6% y 2.7% de adultos respectivamente); 3) tasas de crecimiento y tiempo de permanencia en estos áreas de forrajeo (e.g. bajas tasas de crecimiento y mayor tiempo de permanencia en un ambiente con fuerte presión pesquera producen altas tasas de mortalidad); 4) a la tasa de migración de los individuos.

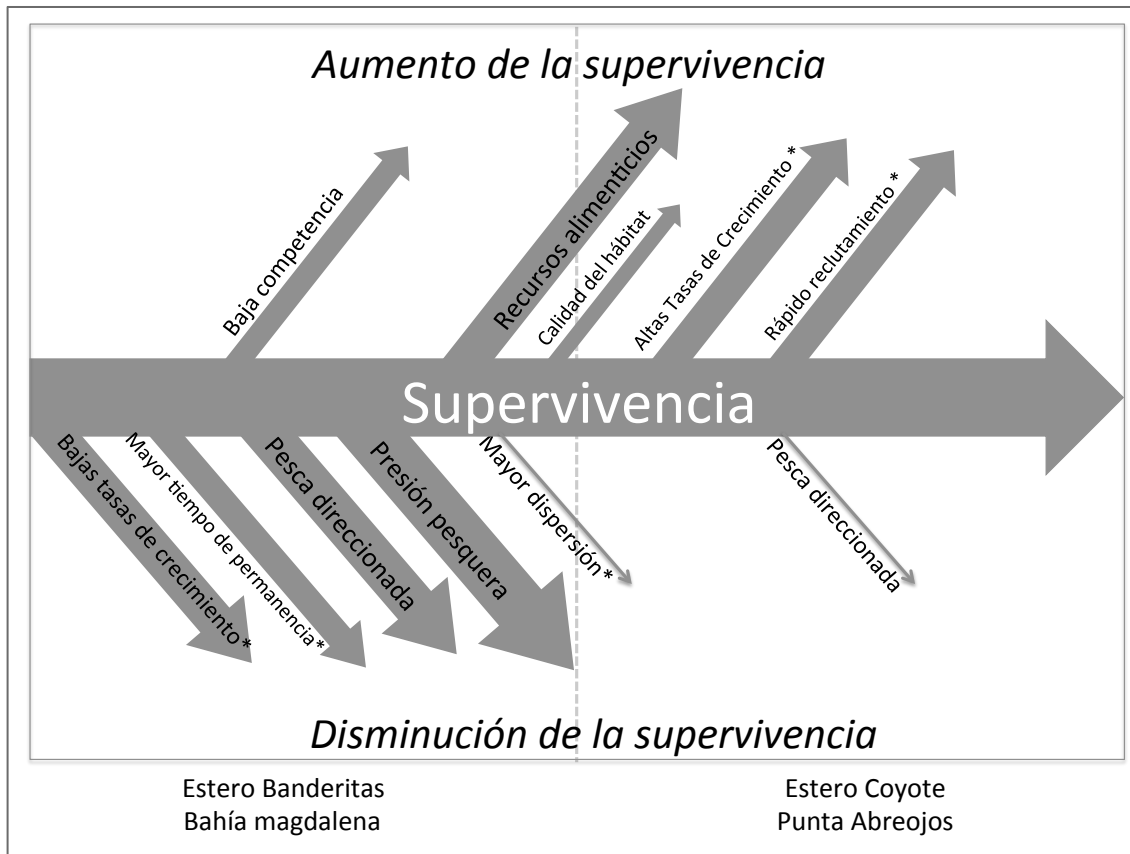


Figura 11. Factores que influyen positivamente y negativamente la supervivencia de las tortugas negras en Bahía Magdalena y Punta Abreojos. * señala los factores indirectos.

La fuerte presión pesquera en la región de Bahía Magdalena es un factor crítico para la supervivencia de tortugas marinas (Koch *et al.*, 2006; 2007). Esta región es considerada el área más importante de pesquería artesanal en el estado (Carta Nacional Pesquera, 2004). De acuerdo a datos de SAGARPA de 2007 el número de pescadores artesanales en BMA es casi seis veces el estimado para PAO (no contando pescadores libres, los cuales aumentan aun mas la diferencia), mientras que en Punta Abreojos hay la presencia de solamente una cooperativa pesquera, y en Estero Coyote casi no hay pesca. Adicionado a esto se tiene que en BMA hay alto índice de pesquería incidental, por el traslape de los sitios de pesca (y artes) con los sitios de forrajeo de la tortuga negra (Mancini, 2009).

Sin embargo la pesquería incidental no es la única amenaza a las tortugas de BMA, mientras en PAO hay consumo de pequeña escala, la situación en BMA es preocupante. Datos enseñan que este es uno de los principales sitios de pesquería y comercialización de la tortuga negra en el Pacífico de BCS (Mancini y Koch, 2009). Koch *et al.* (2006) encontró en BMA las mayores tasas de mortalidad por consumo en la

región.

En los dos sitios de monitoreo se observó distintas tasas de crecimiento, que reflejan principalmente los principales componentes de la dieta de estas tortugas en los diferentes sitios de monitoreo (Rodríguez-Barón, 2010). De acuerdo a las funciones de crecimiento de Von Bertalanffy se pudo estimar el tiempo de permanencia de las tortugas en cada área. En Bahía Magdalena las tortugas, probablemente, tardan 25 años para crecer de los 30 a los 77.3 cm LRC, la talla promedio de hembras anidadoras de Michoacán (Nichols, 2003), y 38 años para alcanzar la talla de ~90 cm LRC, la talla promedio de las hembras en Revillagigedo (Juarez-Ceron *et al.*, 2002). Mientras que en PAO para alcanzar las tallas de madurez sexual de Michoacán y Revillagigedo sería de 16 y 23 años respectivamente.

Las tasas de crecimiento y el tiempo de permanencia de las tortugas en ambientes con fuerte presión pesquera son factores crítico, considerando el mayor riesgo de que estos organismos sean pescados. Si un animal está sujeto a la baja tasa de supervivencia sería ideal que su tiempo de permanencia en este ambiente fuera menor, y basado en la posible alta fidelidad de sitio de juveniles, esto solamente es alcanzado con la madurez sexual.

Las diferencias entre la composición de tallas de los dos sitios puede tener influencia en la diferencia observada en las supervivencias. Los promedios de talla presentan diferencias significativas, en PAO se nota mayor valor promedio de talla y mayor porcentaje de individuos adultos. Las tortugas marinas, como los demás vertebrados acuáticos, presentan distintas probabilidades de supervivencia a lo largo de su ciclo de vida (Chaloupka y Limpus, 2005), los organismos de menor talla tienden a presentar menor supervivencia que los animales más grandes (Chaloupka, 2002).

La alta tasa de migración para áreas adyacentes al sitio de monitoreo también puede influenciar negativamente la tasa de supervivencia en BMA, pues migración no puede ser separada de mortalidad en los modelos utilizados en este estudio. Estas migraciones probablemente son motivadas por la búsqueda de alimentos con mayor valor nutritivo. Debido al tamaño del área, BMA presenta un área mayor que PAO el que permite mayor dispersión de la parte de las tortugas marinas. Como citado anteriormente este movimiento fue registrado por Talavera-Sáenz *et al.* (2007) donde estudios de metales pesados sugieren que las tortugas capturadas en estero Banderitas forrajeaban en áreas afuera de este sitio. Brooks (2005) observó que la vagilidad de las tortugas en Estero Banderitas en primavera fue superior a la reportada en otros estudios.

Asumiendo una probabilidad de supervivencia anual de 0.85 constante, Koch *et al.* (2007) calculó que tortugas que adentran BMA a los 40cm LRC y permanecen en el área por aproximadamente veinte años tendrían solamente probabilidad de 4% de sobrevivir hasta su madurez sexual. Sin embargo estas prospecciones no consideran los sesgos de los estimados de supervivencia aparente, estudios demuestran los grandes efectos que la mortalidad y emigración tienen en estas estimaciones, Bjorndal *et al.* (2003a) demostró en su estudio que la supervivencia aparente (Φ) era aproximadamente 0.10 inferior al estimado de supervivencia real (S).

Tabla 12. Estimaciones de probabilidad de supervivencia de poblaciones de tortugas marinas. C.m.: *Chelonia mydas*; C.c.: *Caretta caretta*; L.k.: *Lepidochelys kempii*; E.i.: *Eretmochelys imbricata*; sGBR: Gran Barrera de Coral Sur; CJS: Cormack-Jolly-Seber; CC: Curva de Captura; DRA: Diseño Robusto Abierto; TSM: Tiempo desde primera captura; B: modelo Burnham; RM: Recuperación de Marcas; DRH: Diseño Robusto Huggins.*S: estimación de supervivencia real.

Especie	Estadio de desarrollo	Localización y Hábitat	Φ	ES	95% IC		Método	Fuente
					Inf.	Sup.		
C.c.	Juvenil	sGBR, AU, nerítico	0.830	-	-	-	CJS	Heppell <i>et al.</i> , 1996
C.c.	Juvenil	Sudeste US, nerítico	0.695	-	-	-	CC	Frazer, 1987
C.m.	Juvenil	sGBR, AU, nerítico	0.880	-	0.835	0.927	CJS	Chaloupka y Limpus, 2001
C.m.	Sub+adulto	sGBR, AU, nerítico	0.847	-	0.790	0.908	CJS	Chaloupka y Limpus, 2001
C.c.	Juvenil	Sudeste US, nerítico	0.893	-	-	-	CC	Epperly <i>et al.</i> , 2001
E.i.	Adulto/Hembra	Jumby Bay, Indias Occidentales, playa	0.950	0.01	-	-	DRA	Kendall y Bjorkland, 2001
C.c.	Juvenil	sGBR, AU, nerítico	0.859	-	0.828	0.885	CJS/TSM	Chaloupka y Limpus, 2002
L.k.	Juvenil	Sudeste US, nerítico	0.5	-	0.300	0.800	CC	TEWG, 2002
C.m.	Juvenil	Union Creek, BS, nerítico	-	-	0.510	0.814	B	Bjorndal <i>et al.</i> , 2003a
C.m.	Juvenil	Conception Creek, BS, nerítico	0.680	-	0.631	0.725	CJS	Bjorndal <i>et al.</i> , 2003a
C.c.	Juvenil	Atlántico Norte, oceánico	0.720	-	-	-	CC	Bjorndal <i>et al.</i> , 2003b
C.m.	Juvenil	Bahía de los Angeles, nerítico	0.58*	0.11*	0.369*	0.779*	B	Seminoff <i>et al.</i> , 2003
C.m.	Adulto	Bahía de los Angeles, nerítico	0.98*	0.02*	0.839*	0.997*	B	Seminoff <i>et al.</i> , 2003
C.m.	Subadulto	sGBR, AU, nerítico	0.847	0.03	0.790	0.908	CJS	Chaloupka y Limpus, 2005
C.m.	Adulto	sGBR, AU, nerítico	0.948	0.01	0.919	0.978	CJS	Chaloupka y Limpus, 2005
C.c.	Juvenil	North Carolina, US, nerítico	0.810	0.06	-	-	TSM	Sasso <i>et al.</i> , 2006
C.m.	Adulto/Hembra	Tortuguero, CR, playa	0.850	-	0.750	0.920	RM	Troëng y Chaloupka, 2007
C.m.	Adulto/Hembra	Tortuguero, CR, playa	0.851	-	0.832	0.870	DRA	Troëng y Chaloupka, 2007
C.m.	Juvenil	Bahía de San Diego, US, nerítico	0.861	0.14	0.356	0.986	DRH	Eguchi <i>et al.</i> , 2010
C.m.	Juvenil	Estero Banderitas, BMA, nerítico	0.815	0.02	0.770	0.853	CJS/TSM	Presente estudio
C.m.	Juvenil	Estero Coyote, PAO, nerítico	0.930	0.01	0.902	0.955	CJS	Presente estudio

6.3 ABUNDANCIA

La documentación de la recuperación de poblaciones sobreexplotadas, en particular de animales de hábitos migratorios que pasan gran parte de su vida en el ambiente acuático es un gran reto. Actualmente existen pocos trabajos (Chaloupka y Limpus, 2001; Seminoff *et al.*, 2003; Bjorndal *et al.*, 2005; Eguchi *et al.*, 2010) en los cuales se estima la abundancia ó densidad de tortugas en sus ambientes de forrajeo. En el presente estudio los modelos utilizados permitieron analizar posibles tendencias en la abundancia y integrar esto a las informaciones a cerca de supervivencia y probabilidades de transitoriedad.

No obstante estimaciones de abundancia pueden ser problemáticas para especies con baja probabilidad de recaptura (Hammond, 1986; 1990, tomado de Straley *et al.*, 2009). A lo largo del estudio son observadas fluctuaciones, sin embargo la abundancia es estable en ambos sitios.

En Punta Abreojos se observa que las fluctuaciones en la abundancia son debidas a los meses donde se registró baja captura y menor esfuerzo de captura. Estas estimaciones para las temporadas con baja abundancia son pobres, el que apunta la necesidad de un diseño de muestreo robusto. Sin embargo las otras estimaciones proveen importante información ecológica para este sitio. La tendencia estable de la abundancia sumada a las altas tasas de supervivencia pueden indicar que este sitio está cerca de su capacidad de carga. Esto refleja los resultados de los esfuerzos de conservación y la reglamentación pesquera en el área, llevado a cabo por los pescadores locales y la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno.

En Bahía Magdalena no hay claras tendencias de declive de la abundancia, sin embargo las bajas tasas de supervivencia son preocupantes, considerando los cálculos de expectativa de vida de 5.3 años, para tortugas que tardan 25 años en crecer de 30 a 78 cm LRC. Mismo con bajas tasas de supervivencia, posiblemente el alto reclutamiento de juveniles en este sitio fue responsable por la estabilidad de la abundancia en este sitio.

La densidad de tortugas de BMA es comparable a la densidad encontrada por Brooks (2005) de 6.7 tortugas*km⁻². Esta densidad de 5 tortugas*km⁻² es superior que las encontradas en Florida de 2.25 tortugas*km⁻² (Mendonça y Ehrhart, 1982) y Bahía de los Ángeles de 3.8 tortugas*km⁻² (Seminoff *et al.*, 2000). En su estudio Brooks (2005) constató a través de datos de telemetría que las tortugas en BMA raramente transitan en

planicies arenosas y lodosas que están en baja profundidad, descartando estos hábitats, sus estimativas subieron para aproximadamente 17 tortugas*km⁻². Sin embargo, son una orden de magnitud menor que las estimativas para PAO de 164 tortugas*km⁻². Probablemente la diferencia de la capacidad de carga por calidad de hábitat, disponibilidad de alimento, y la presión pesquera, son las principales razones de la mayor densidad en PAO.

6.4 DISTRIBUCIÓN DE TALLAS

La menor talla encontrada en los sitios de monitoreo fue 30 cm LRC, talla similar a la observada por otros autores (Seminoff *et al.*, 2002; Nichols, 2003; Balazs y Chaloupka, 2004; López-Castro *et al.*, 2010). A la medida en que las tortugas crecen y se desarrollan van migrando a áreas más profundas y menos protegidas. Según Koch (*et al.*, 2007) existe una segregación por talla entre los áreas de forrajeo, donde las tortugas más pequeñas tienden a ocupar hábitats someros y protegidos de depredadores naturales, mientras tortugas de mayores tallas (subadultos y adultos) y con capacidad de buceo más desarrollada habitan partes más profundas y menos protegidas de los áreas de forrajeo. Esto también puede ser apoyado por el hecho de que durante los diez años de estudio no se observó mucha variabilidad en el promedio de talla en los sitios estudiados (López-Castro *et al.*, 2010). En una población en crecimiento podría se asumir que el incremento de reclutas ocasionaría la disminución gradual del promedio de talla. Sin embargo, ninguna tendencia fue registrada en los sitios de monitoreo.

El menor promedio de talla fue observado en LSI, donde el monitoreo es realizado en la porción más interna de la laguna. Rodríguez-Barón (2010) obtuvo mayores clases de talla en LSI con el cambio del sitio de monitoreo a una zona adyacente y menos protegida que la usualmente utilizada para el monitoreo. Mientras que en LOL se encuentra el mayor promedio de talla, y el monitoreo es hecho en un área más abierto que el de los otros sitios de monitoreo.

En los cuatro sitios de monitoreo las tortugas juveniles fueron más del 95% del total de las tortugas capturadas, porcentaje distinta de la que fue encontrada para áreas de forrajeo del Golfo de California, donde los individuos con talla mayor que 77.3 cm LRC tomaron más del 52% del total de tortugas muestreadas (Seminoff *et al.*, 2003). Debido a la proximidad de las playas de anidación, las tortugas adultas probablemente

regresan a este sitio después de su época reproductiva (Seminoff *et al.*, 2003). Estas porcentajes son también influenciadas por la localización de los puntos de monitoreo, la segregación de tallas, y el hábito hogareño de las tortugas.

Probablemente, en el Pacífico de BCS estas tortugas adultas son encontradas en las zonas costeras y no adentro de las lagunas (López-Mendilaharsu *et al.*, 2005), las cuales no conformaron parte de los monitoreos. La posible explicación para este comportamiento fue reportada en otros reptiles (Wikelski *et al.*, 1993 en López-Mendilaharsu *et al.*, 2005), tortugas menores prefieren áreas de baja energía hidrográfica, donde están a salvo de posibles depredadores. Mientras que la abundancia de alimento disponible en las camas de pasto marino en la zona costera del Pacífico posiblemente es un atractivo para los individuos de mayor tamaño que no dependen tanto de la protección ofrecida por las lagunas (López-Mendilaharsu *et al.*, 2005) y son más especializados en dieta con altas cantidades de celulosa y hemicelulosa (Bjorndal, 1980).

6.5 ÍNDICE DE CONDICIÓN CORPORAL (IC)

El índice de condición corporal evalúa la relación entre el LRC y masa de las tortugas capturadas (Bjorndal *et al.*, 2000), y es un indicador indirecto de la calidad del ambiente, la disponibilidad de alimento y de la salud de las tortugas. Comparado con estudios anteriores de IC, con excepción de LSI (IC=1.29 ± 0.18), los demás sitios revelaron promedios de IC superiores a los encontrados por Bjorndal *et al.* (2000). Sin embargo mismo el mayor promedio reportado (LOL IC= 1.40 ± 0.19) no fue mayor al encontrado en Bahía de los Ángeles (Seminoff *et al.*, 2003).

El índice de condición corporal es un efecto de la densidad de animales, y disponibilidad de alimento en un determinado área. La densidad de tortugas en BMA (5 tortugas*km⁻²) y PAO (164 tortugas*km⁻²) y sus valores de IC (1.36 ± 0.17 y 1.36 ± 0.18 respectivamente) lleva a creer que hay otros factores que influyen el IC. A pesar de la densidad de PAO ser superior, para López-Castro *et al.* (2010) los valores de IC indican que las tortugas en estos dos sitios se están alimentando bien. Esto puede implicar que los valores históricos poblacionales (en PAO) fueron todavía mas grandes, asumiendo que la gran competencia por alimento se vería reflejada en la disminución del IC (López-Castro *et al.*, 2010).

Asumimos que las tortugas que habitan los cuatro sitios de monitoreo se

encuentran en buen estado de salud y en ambientes con gran disponibilidad de alimento. A lo largo de diez años no se presentaron fluctuaciones significativas en el IC promedio de las tortugas de estos sitios, indicando que no hubieron cambios significativos en la calidad de estos ambientes, también es importante notar que la abundancia de tortugas en BMA y PAO fue constante durante el período de estudio.

Con los promedios de IC variando del 1.29 ± 0.18 al 1.40 ± 0.19 , tenemos resultados similares a los encontrados en el Golfo de California de 1.42 ± 0.015 (Seminoff *et al.*, 2003) y 1.38 ± 0.13 (López-Castro *et al.*, 2010), y en Bahía Magdalena de 1.35 ± 0.127 (Koch *et al.*, 2007). Bjorndal *et al.* (2000) observó que el IC presenta correlación positiva con las tasas de crecimiento y negativa con el aumento de densidad. Según López-Castro *et al.* (2010) esta relación puede ser observada en relación a los datos históricos de IC de 1.21 ± 0.023 para tortugas en el Golfo de California (Caldwell, 1962) en la década de 1960, donde la abundancia de tortugas marinas era una orden de magnitud mayor que la encontrada actualmente. Después de la sobreexplotación que ocurrió entre los 1950 y 1970, la abundancia de alimento no ha sido un factor limitante para las tortugas negras en Baja California Sur, pues el número de tortugas en sus sitios de forrajeo se presentaba mucho debajo de su capacidad de carga.

Es importante señalar que entre los sitios hubieron diferencias significativas de los promedios de IC. Esta diferencia puede ser atribuida principalmente, a los factores ambientales, que incluyen las diferencias de la temperatura del agua, la diferencia y calidad en los alimentos ingeridos por las tortugas, disponibilidad de estos en el ambiente, y oportunidades de forrajeo (Seminoff *et al.*, 2003; van Dam, 2000). En LOL se obtuvo el mayor IC promedio (1.40 ± 0.19), probablemente debido a la alta ingestión de proteína de origen animal (Rodríguez-Barón, 2010).

También observamos que los ICs muestran diferencias entre las temporadas de invierno y verano, esto tiene fuerte relación con la variación estacional de temperatura en los sitios de monitoreo, la actividad de las tortugas y la disponibilidad de alimento (Koch *et al.*, 2007). Moon *et al.* (1997) observó que tortugas verdes se quedan más lentas y cesan actividades de forrajeo en temperaturas inferiores a los 20°C, temperaturas comunes de invierno en el pacífico de Baja California Sur. La disponibilidad y abundancia de ficoflora y flora cambian significativamente con la temporada, con menor abundancia durante el invierno (González-Ramos y Santos-Baca, 2005; Rodríguez-Barón, 2010; López-Calderón *et al.*, 2010). Esto es observado principalmente en LSI, donde las tortugas presentan mayores diferencias de IC entre

temporada, y donde el hábitat somero presenta bajas temperaturas en invierno. Considerando la fuerte relación entre IC y crecimiento, las variabilidades de IC serán explicadas posteriormente en la discusión a cerca de las tasas de crecimiento.

6.6 CRECIMIENTO

Los promedios de las tasas de crecimiento en el presente estudio (LOL= 2.68, PAO= 2.51, LSI= 2.16 y BMA 1.72 cm *año⁻¹) fueron más altos que los encontrados para tortugas en Bahía de los Ángeles (promedio = 1.4 cm *año⁻¹), Baja California (Seminoff *et al.*, 2002) y Galápagos (promedio = 0.45 cm *año⁻¹) (Green, 1993), sin embargo no superaron las tasas observadas por Bjorndal *et al.* (2005) en Bahamas (4.3 cm *año⁻¹).

En cada sitio de monitoreo se observó distintas funciones de crecimiento (monótona y no-monótona), lo que llama la atención debido a la proximidad entre los sitios y sus condiciones oceanográficas similares. Varios factores pueden influir en el crecimiento y causar diferencias entre sitios: (1) temperatura y temporada; (2) calidad del hábitat; (3) disponibilidad y calidad de alimento; (4) composición genética del "stock; (5) fisiología del animal; y (6) dependencia de densidad (Bjorndal *et al.*, 2002; Seminoff *et al.*, 2003; Koch *et al.*, 2007).

En la Figura 12. están señaladas las posibles variables que influyen las tasas de crecimiento de las tortugas negras en Baja California Sur en sus distintas etapas de vida. Estudios realizados en Hawái destacan que las tasas de crecimiento dependen principalmente de la calidad y abundancia de recursos alimenticios (Balazs, 1982), y que la selección de hábitat por las tortugas tiene efectos relevantes en su crecimiento y desarrollo (Bjorndal *et al.*, 2000). Esto también puede ser observado en otras especies, donde la selección de hábitat puede influenciar las capacidades fisiológicas (Huey, 1991).

La abundancia de recursos alimenticios sumada a la baja competencia intraespecífica, ocasionada por la reducción histórica del número de tortugas por la sobrepesca de esta especie (Nichols, 2003), hace que la tasa de crecimiento sea alta para los organismos de los sitios estudiados. En Galápagos las tortugas marinas no sufrieron la sobreexplotación de misma escala que las tortugas en Baja California ó Bahamas (Green, 1993; Bjorndal *et al.*, 2002; Seminoff *et al.*, 2003), esto nos lleva a creer que la alta competencia por recursos refleja las bajas tasas de crecimiento en esta

localidad.

Las tortugas reclutan a los áreas de forrajeo del presente estudio con aproximadamente 30 cm LRC, después de su fase pelágica (Nichols, 2003). En estos hábitats las tortugas cambian gradualmente sus hábitos alimentares de omnívoros planctófagos a herbívoros polífagos (Seminoff *et al.*, 2003). En primera estancia estos cambios de dieta pueden hacer que haya reducción de las tasas de crecimiento, pues las tortugas recién llegadas todavía no presentan la flora intestinal adecuada para digerir alimentos con alta concentración de fibra. Además, alimentos de origen animal tienen más energía, permitiendo crecimiento más rápido. Dutton (com. pers., 2008) encontró crecimiento de hasta $7\text{cm} \cdot \text{año}^{-1}$ para tortugas verdes que estaban se alimentando de plumas marinas en la Bahía de San Diego.

Comparando las tasas de crecimiento de individuos entre los 45 y 55 cm LRC (Figura 9) se observa que en sitios donde hay alta ingestión de fibra las tasas de crecimiento son menores de que las de sitios donde hay ingestión de proteína animal. En LOL fue registrado que las tortugas tienen una dieta rica en proteína, donde 69% del alimento ingerido es materia de origen animal (Rodríguez-Barón *et al.*, 2011), en LSI y PAO la ingestión de invertebrados fue de 18 y 13 %, mientras que en BMA no se presentó significativa ingestión de materia animal (Rodríguez-Barón, 2010). Esto puede estar relacionado con las tasas de crecimiento observadas para cada sitio.

Otro factor que probablemente tiene influencia en la reducción de la tasa de crecimiento en tortugas juveniles es su respuesta metabólica a los cambios de la temperatura de la superficie del mar (TSM). Tortugas más chicas tienen la tendencia de ocupar áreas someras (Coyne, 1994; Seminoff *et al.*, 2003; López-Mendilaharsu *et al.*, 2005; Koch *et al.*, 2007), donde los cambios en la temperatura del agua son más pronunciados.

Las tortugas subadultas (entre 55 y 77 cm LRC) presentan flora intestinal más desarrollada que las tortugas recién llegadas a los ambientes de forrajeo, estando mejor adaptadas a la herbivoría. Con mayor tamaño corporal y longitud intestinal, hay aumento de la eficiencia digestiva y capacidad de absorción de nutrientes provenientes de una dieta a base de fibra. Sin embargo, las tortugas siguen una dieta mixta.

Varias hipótesis son consideradas para explicar esta dieta mezclada: (1) La disponibilidad de alimento (Balazs, 1982), un alimento con alta calidad puede ser escaso en el ambiente, necesitando la inclusión de alimentos de menor valor nutricional (Singer y Bernays, 2003); (2) Aumento de la cantidad de nutrientes ingeridos (Villegas-Nava,

2006), no hay un alimento de alto valor nutricional, de esta forma una dieta mixta provee la ingestión de alimentos nutricionalmente complementarios; (3) Estrategia para la disminución del efecto de toxinas ingeridas, ciertos alimentos contienen toxinas (eg. algunas algas marinas), la mezcla y selectividad limita la ingestión de metabolitos secundarios (Freeland y Janzen, 1974; Balazs, 1982); (4) la calidad relativa de tipos de alimentos cambia con el tiempo, la dieta mixta permite que el animal ingiera diferentes tipos de alimento y que cambie para un alimento que tenga mayor valor nutricional (Singer y Bernays, 2003).

Esto explica el comportamiento de las funciones de crecimiento para individuos subadultos en los sitios de monitoreo. En BMA las tortugas presentan una dieta compuesta principalmente por Rodofitas (77%) (Rodríguez-Barón, 2010). De acuerdo con la función de crecimiento se observa un ligero aumento en las tasas de crecimiento en el final de la fase juvenil (Figura 9), probablemente debido a la adecuación de la flora intestinal, resultado de la mayor ingestión de algas. Bjorndal *et al.* (1991) sugirió que la microflora intestinal para digestión de algas y pastos marinos cambia a lo largo con el cambio de dieta. La disminución de las tasas de crecimiento con el aumento de talla en BMA puede ser explicado por la baja calidad de dieta en este sitio de monitoreo, implicando en el retraso de la madurez sexual (Bjorndal, 1982), influenciando el comportamiento de la función de crecimiento para este sitio.

En PAO observamos que las tasas de crecimiento incrementan atingiendo su punto máximo a los 69 cm LRC. Esta función no monótona es similar a la descrita en el Golfo de California (Seminoff *et al.*, 2002) y en Australia (Limpus y Chaloupka, 1997). Esta pequeña laguna costera comprende un ambiente de alta productividad debido a las surgencias en la zona costera, ocasionando la ficoflora característica de ambientes templados (Espinoza-Avalos, 1993). Las tortugas de PAO tienen como principal componente de dieta el pasto marino *Rupia marítima* (32%), algas rodofitas (29%) y materia animal (13%) (Rodríguez-Barón, 2010). Este consumo significativo de invertebrados probablemente es debido al consumo incidental de organismos asociados a pastos marinos. Sin embargo, una dieta mixta es crítica para el mantenimiento de altas tasas de crecimiento (Amarocho y Reina, 2008).

Para los subadultos de LSI y LOL las funciones son, posiblemente, reflejo de la dieta con alta concentración de materia animal. Con el desarrollo y crecimiento de las tortugas en LOL la dieta a base de proteína pierde su eficiencia en la digestibilidad. Pues para las tortugas verdes el aumento de tamaño corporal y de la longitud de su intestino

implica en la mayor capacidad de ingestión de dieta rica en fibras (Bjorndal *et al.*, 1980), sin embargo si estas tortugas están se alimentando exclusivamente de invertebrados, tendrán que gastar más energía en el forrajeo, debido a que la proteína es más fácilmente digerida. De esta forma, tenemos la disminución de las tasas de crecimiento con el aumento de la talla.

En PAO y LOL se observa que las tortugas llegan en la fase adulta con altas tasas de crecimiento. Probablemente la dieta mixta sumada al stock genético hacen con que estas tortugas sostengan estas tasas de crecimiento. En trabajos anteriores (Dutton, 2003; Nichols, 2003; Seminoff *et al.*, 2003; Dutton *et al.*, 2008) se encontró que las tortugas de Baja California Sur son originarias principalmente de Michoacán y Revillagigedo. En la porción del Golfo más del 80% de las tortugas negras pertenecen a stocks de Michoacán, mientras que las tortugas del Pacífico de BCS son primariamente de playas de anidación en Revillagigedo (Dutton 2003; Dutton *et al.*, 2008). Es importante apuntar que las tortugas de Michoacán reclutan a los 77.3cm LRC, mientras que las tortugas negras de Revillagigedo reclutan a sus ~90cm LRC (Alvarado y Figueroa 1990; Juarez-Ceron *et al.*, 2002). Si el reclutamiento ocurre a una talla tan grande se espera que las tortugas sostengan altas tasas de crecimiento (Figura 9).

Entre los 80 y 90 cm LRC se observó el menor crecimiento (Figura 9). Cuando la madurez sexual es alcanzada el crecimiento casi cesa (Carr y Goodman, 1970; Bustard 1972), y la porción de energía investida en el crecimiento somático en la fase subadulta es direccionada para la reproducción (Bjorndal, 1982).

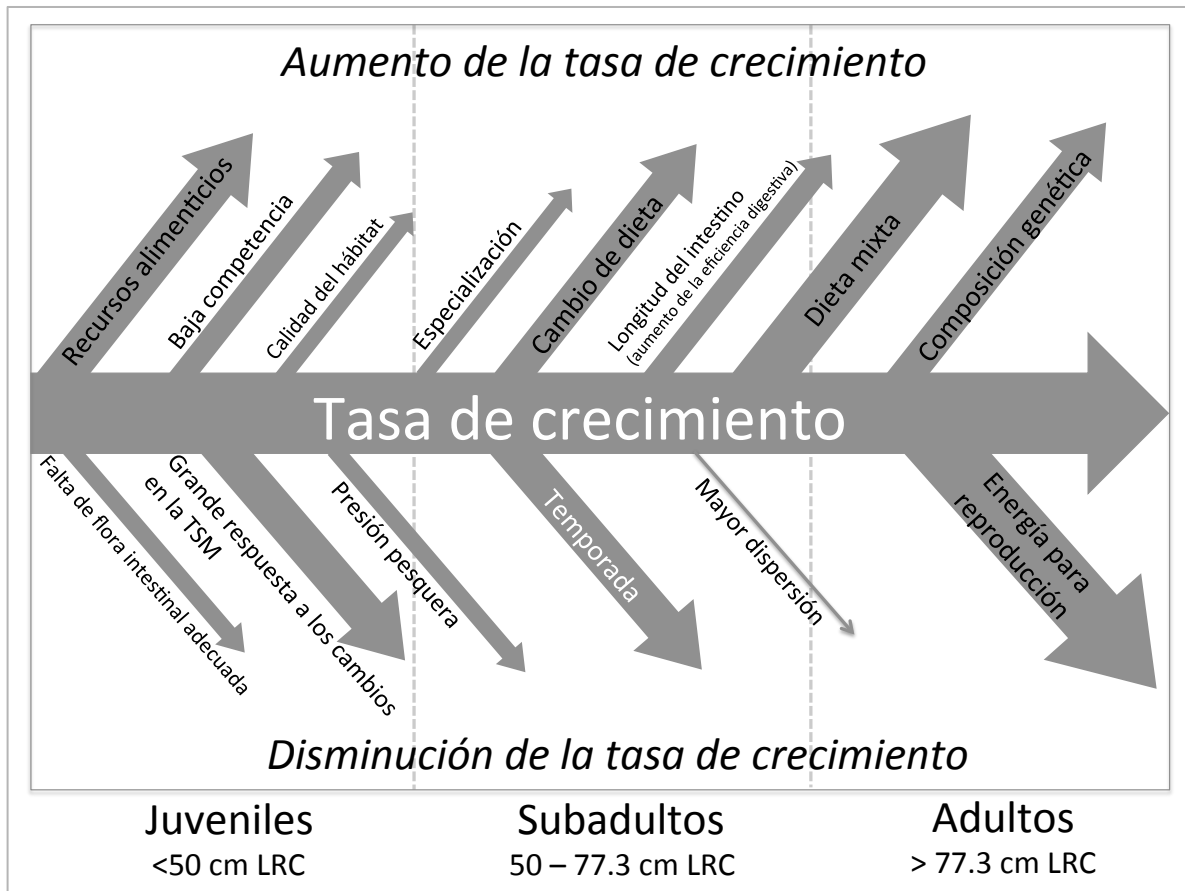


Figura 12. Factores que influyen negativa y positivamente las tasas de crecimiento de acuerdo con cada estadio de vida de la tortuga negra en el Pacífico de Baja California Sur.

7. CONCLUSIONES

- Las tortugas de las lagunas costeras del Pacífico de Baja California Sur presentan evidencias de fidelidad de sitio, esta característica fue reportada en trabajos anteriores. La falta de intercambio entre estos sitios puede ser el responsable por la diferencia entre las tasas de crecimiento, condición y supervivencia de estas tortugas negras.
- Se observa que la supervivencia en PAO es aproximadamente 13% mayor que la encontrada en BMA, factor relacionado a la fuerte presión pesquera y calidad de hábitat en la región de Bahía Magdalena (Koch *et al.*, 2006; 2007). Muchos autores (Crouse *et al.*, 1987; Crowde *et al.*, 1994; Heppell *et al.*, 2003) enfatizan que la persistencia y recuperación de tortugas marinas es sensible a pequeños cambios en la mortalidad de grandes juveniles, y la protección de estos estadios de vida debería ser considerada una prioridad. Estos factores influyen de

forma acentuada la supervivencia y permanencia de estos animales, como se puede ser observado en Bahía Magdalena. En este sitio, debido a su dieta, las tortugas llevan hasta 25 años para alcanzar la talla de 78 cm LRC, que es preocupante cuando se lleva en consideración la expectativa de vida de aproximadamente 5 años (basado en las tasas de supervivencia).

- La abundancia en PAO es una orden de magnitud mayor que la observada en BMA. Según Koch (*et al.*, 2007) en Estero Banderitas la mortalidad es de aproximadamente 0.16 * año^{-1} , asumiendo ~ 20 años de residencia, solamente 9 de 100 tortugas alcanzan la talla adulta. Esto es evidente en la baja abundancia de tortugas, cuando comparada a PAO. La abundancia está relacionada a la supervivencia y la calidad del hábitat: en PAO hay mayor producción primaria y mayor crecimiento, sin embargo como la supervivencia y abundancia es mayor, observamos que el índice de condición corporal se mantiene equivalente al reportado en BMA.
- En estudios anteriores fue observada la segregación de tallas. Este factor destaca la importancia de futuros monitoreos en puntos adyacentes a los utilizados, con la intención de muestrear el mayor número de clases de talla.
- El índice de condición corporal fue comparable a los encontrados en otros estudios. PAO y BMA presentaron aproximadamente el mismo promedio de IC, sin embargo estos dos sitios tienen abundancias con una orden de magnitud de diferencia. Se deduce que mismo con la diferencia de los dos ambientes las tortugas están consumiendo la misma cantidad de energía.
- Las tasas anuales de crecimiento se comportaron de forma distinta a los índices de condición corporal. Punta Abreojos obtuvo promedio de tasa de crecimiento 32% mayor que el calculado para Bahía Magdalena, mientras que los ICs obtuvieron aproximadamente el mismo promedio. Esto es atribuido al tipo de alimentación de las tortugas. Mientras que en PAO hay ingestión significativa de materia animal, en BMA el principal componente de la dieta son Rodophytas (Rodríguez-Barón, 2010). En LOL la gran ingestión de invertebrados (69% Rodríguez-Barón *et al.*, 2011) ocasiona promedio de tasa de crecimiento de $2.68 \text{ cm * año}^{-1}$. Considerando la probable alta fidelidad de sitio, las tasas de crecimiento son críticas para determinar el tiempo de permanencia de las tortugas en estas zonas de forrajeo y desarrollo.

- La alta fidelidad de sitio, lento crecimiento y gran esfuerzo pesquero son de gran preocupación para la conservación de las tortugas negras en Baja California Sur. Se observa que el conjunto de información a cerca del crecimiento, índice de condición corporal, distribución de tallas, supervivencia y abundancia apuntan que cada sitio presenta singularidad y necesitan diferentes estrategias de conservación y diseño de monitoreo que suplan sus necesidades específicas

8. RECOMENDACIONES

Las lagunas costeras del presente estudio ofrecen hábitats críticos para el desarrollo de la tortuga negra. De todos los sitios Bahía Magdalena es el único que no se encuentra dentro de un área protegida, y es el sitio de monitoreo donde se requiere más esfuerzos para reducir la pesquería incidental y dirigida. En un estudio anterior fue sugerido el establecimiento de una área marina protegida, sirviendo como modelo para una red comunitaria de santuarios de tortuga marina, ayudando en la recuperación y restablecimiento de la población de tortuga negras (Koch *et al.*, 2007). Esto corrobora con los planes de creación de un área natural protegida en el complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas. Sin embargo en Laguna Ojo de Liebre y Laguna San Ignacio también se necesita mejores programas de fiscalización por parte de las organizaciones gubernamentales encargadas de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno.

Este estudio proporciona información importante a cerca de la ecología de las tortugas negras y las variaciones en las tasas de crecimiento, condición corporal, tasa de supervivencia y abundancia en áreas claves del Pacífico de Baja California Sur. Los resultados no solamente resaltan la necesidad de implementación de más esfuerzos de conservación, como también señalan la importancia de un nuevo diseño de monitoreo para los áreas de interese. Debido a las dificultades encontradas en el análisis de supervivencia este nuevo diseño recomendado tiene el intuito de generar estimativas más robustas de marcaje y recaptura.

Los analices de marcaje y recaptura son importantes para responder las cuestiones de manejo y para alcanzar sus fines, el estudio de marcaje y recaptura debe: (1) ser claro con las cuestiones que se desea contestar. Estas preguntas determinan que tipo de método de marcaje y recaptura se utilizará y el tiempo de las secciones de captura; (2) tener un buen diseño muestral. Las ocasiones de captura son planeadas con el propósito de evitar la violación de los supuestos de marcaje y recaptura. En

particular las secciones tienen que ser diseñadas para ecualizar las probabilidades de captura entre animales el máximo posible.

De esta forma, el nuevo diseño propuesto sería compuesto de monitoreos de 5 a 10 días en cada temporada (verano y invierno), con la finalidad de reducir la sobreparametrización obtenida en monitoreos mensuales. También serían muestreados más de tres puntos a lo largo del sitio de monitoreo, a fin de capturar el mayor número de clase de talla. Se sugiere también la implementación de más de una técnica de captura. Es importante hacer un análisis de los métodos utilizados y las necesidades de cada sitio de monitoreo, para plantear como se llevará a cabo los futuros monitoreos.

9. REFERENCIAS

- Acevedo CA, 1997. Caracterización ecológica de la comunidad íctica de la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR. La Paz, Baja California Sur. 108 p.
- Águila-Ramírez RN, 1998. Variación estacional de la distribución de las microalgas en la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR. La Paz, Baja California Sur. 68p.
- Águila-Ramirez RN, Casas-Valdez M, Ayala, MBC, López, RA, 2000. Variación estacional de la ficoflora en la laguna ojo de liebre, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica* 10:002.147-160.
- Aguirre AA, Lutz PL, 2004. Marine turtles as sentinels of ecosystem health: Is fibropapillomatosis an indicator? *EcoHealth* 1:275–283
- Akaike H, 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* **19** (6): 716–723.
- Amstrup SC, McDonald TL, Manly BFJ, 2005. *Handbook of Capture-Recapture Analysis*. Princeton University Press: Princeton, New Jersey, 296 pp.
- Angelini C, Antonelli D, Utzeri C, 2010. Capture-mark-recapture analysis reveals survival correlates in *Salamandrina perspicillata* (Savi, 1821). *Amphibia-Reptilia*. 31: 21-26
- Aridjis H, 1990. Mexico proclaims total ban on harvest of turtles and eggs. *Marine Turtle Newslett.* 50, 1–3.
- Balazs GH, 1982. Growth rates of immature green turtles in the Hawaiian Archipelago. Pages 117–125. En K. A. Bjorndal, editor. *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA.
- Balazs GH y Chaloupka M, 2004. Spatial and temporal variability in somatic growth of green sea turtles (*Chelonia mydas*) resident in the Hawaiian Archipelago. *Marine Biology* 145:1043-1059
- Bertalanffy von L, 1934. Untersuchungen u'ber die Gesetzlichkeiten des Wachstums. 1. allgemeine Grundlagen der Theorie. *Roux Arch Entwicklungsmech Org* 131:613–653
- Brey T, 2001. Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. Version 01.2. Acceso en Junio 2011: <http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook>
- Bjorndal, KA 1982. The consequences of herbivory for the life history pattern of the Caribbean green turtle, *Chelonia mydas*. En KA Bjorndal (ed.), *Biology and Conservation of Sea Turtles*, pp. 111–116. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

- Bjorndal KA, Bolten AB, Chaloupka MY, 2000. Green turtle somatic growth model: evidence for density dependence. *Ecological Applications*. 10:269-282
- Bjorndal KA, Bolten AB, Chaloupka MY, 2003a. Survival probability estimates for immature green turtles *Chelonia mydas* in the Bahamas. *Marine Ecology Progress Series* 252: 273-281.
- Bjorndal KA, Bolten AB, Martins HR, 2003b. Estimates of survival probabilities for oceanic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the North Atlantic. NMFS Scientific Publications Office. *Fisheries Bulletin* 101:732–736.
- Bjorndal KA, Bolten AB, Chaloupka MY, 2005. Evaluating trends in abundance of immature green turtles, *Chelonia mydas*, in the greater Caribbean. *Ecological Society of America* 15 (1): 304-314.
- Bolten AB, Bjorndal KA, Martins HR, Dellinger T, Biscoito MJ, Encalada SE, Bowen BW, 1998. Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. *Ecological Applications* 8,1-7.
- Brey, T., 2001. Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. Version 01.2. <http://www.awi-bremerhaven.de/Benthic/Ecosystem/FoodWeb/Handbook/main.html>, Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Germany.
- Brooks LB, 2005. Abundance and tidal movements of Green turtle (*Chelonia mydas*) in BCS, México. Tesis de Maestría. San José State University. San José, CA, USA. 129 p.
- Brooks LB, Harvey JT, Nichols WJ, 2009. Tidal movements of East Pacific Green turtle *Chelonia mydas* at a foraging área in Baja California Sur, México. *Marine Ecology Progress Series*. 386: 263-274
- Brownie C, Hines JE, Nichols JD, Pollock KH, Hestbeck JB, 1993. Capture-recapture studies for multiple strata including non-Markovian transitions. *Biometrics* 49:1173–1187
- Burnham KP y Anderson DR, 2002. *Model Selection and Multi-Model Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, 2ª edición New York: Springer-Verlag.
- Burnham KP, Anderson DR, White GC, Brownie C, Pollock KH, 1987. *Design and Analysis Methods for Fish Survival Experiments Based on Release-Recapture*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.
- Caldwell DK (1962) Carapace length-body weight relationship and size and sex ratio of the Northeastern Pacific green turtle, *Chelonia mydas* carriana. *Contributions to Science* 62:3–10
- Carta Nacional Pesquera, México, 2004. *Diario Oficial de la Federación*, Ciudad México, México, 2004.

- Chaloupka M y Limpus C, 2001. Trends in the abundance of sea turtles resident in southern Great Barrier Reef Waters. *Biological Conservation* 102: 235–249
- Chaloupka MY, Limpus CJ, 2002. Survival probability estimates for the endangered loggerhead sea turtle resident in southern Great Barrier Reef waters. *Marine Biology* 140: 267–277
- Chaloupka M, Limpus CJ, 2005. Estimates of sex- and age-class-specific survival probabilities for a southern great Barrier Reef Green sea turtle population. *Marine Biology* 146: 1251-1261
- Chassin-Noria O, Abreu-Grobois A, Dutton PH, Oyama K, 2004. Conservation genetics of the east Pacific green turtle (*Chelonia mydas*) in Michoacan, Mexico. *Genetica* 121, 195–206, 2004.
- Chen Y, Jackson DA, Harvey HH, 1992. A comparison of von Bertalanffy and polynomial functions in modelling fish growth data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49:1228-1235
- Cliffon K, Cornejo DO, Felger, RS, 1982. Sea turtles of the pacific coast of Mexico. In Bjorndal KA, (ed.), *Biology and Conservation of Sea Turtles*, pp. 199-209. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Cooch E y White GC, 2005. Program MARK: A Gentle Introduction. 4ª edición. Acceso en Marzo de 2010: www.phidot.org.
- Cormack RM, 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. 51:429-438
- Cowen L, 2005. Mark-recaptura with tag loss. Tesis de Doctorado. Simon Fraser University. British Columbia. Canadá. 141 p.
- De la Lanza-Espino G, 1991. Oceanografía de mares mexicanos. A.G.T. (ED.) México, DF 560p.
- Dutton PH, 2003. Molecular ecology of the eastern Pacific green turtle. En: Seminoff (compiler) *Proceedings of the 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-503, 308p.
- Dutton PH, Balazs GH, LeRoux RA, Murakawa SKK, Zarate P, Sarti-Martínez L, 2008. Composition of Hawaiian Green turtle foraging aggregations: mtDNA evidence for distinct regional population. *Endangered Species Research* 5:37-44
- Eckert KL, 1993. The biology and population state of marine turtles in the north Pacific Ocean. US Department of Commerce, NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-186.
- Eguchi T, Seminoff JA, LeRoux RA, Dutton PH, Dutton DL, 2010. Abundance and survival rates of Green turtles in an urban environment: coexistence of humans

and an endangered species. *Marine Biology* 157:1869-1877

- Epperly SP *et al.*, 2001. Stock assessment of loggerhead sea turtles of the western North Atlantic. In: 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. US Dept Commerce, NOAA Tech Mem NMFS-SEFSC-455, Miami, FL, p 3–66
- Espinoza-Avalos J, 1993. Macroalgas marinas del Golfo de California. En: Biodiversidad marina y costera de México. S. Salazar Vallejo y N E González (Ed.) Com. Nac. Biodiversidad y CIQRO, México, 865p.
- Franzellitti S, Locatelli C, Gerosa G, Vallini C, Fabbri E, 2004. Heavy metals in tissues of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the northwestern Adriatic Sea. *Comparative Biochemistry and Physiology* 138:187–94.
- Frazer NB, 1987. Preliminary estimates of survivorship for wild juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Journal of Herpetology* 21:232–235
- Gardner SC y Nichols WJ, 2001. Assessment of sea turtle mortality rates in the Bahía Magdalena región, BCS, México. *Chelonian Conservation and Biology*. 4: 197-199
- González-Ramos S y Santos-Baca L, 2005. Macroalgas asociadas a la zona de alimentación de tortuga verde (*Chelonia mydas*) en el Estero Banderitas, B.C.S. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, Baja California Sur, México. 224p.
- Heppell SS, Limpus CJ, Crouse DT, Frazer NB, Crowder LB, 1996. Population model analysis for the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, in Queensland. *Wildlife Research* 23: 143–159
- Heppell SS, Snover ML y Crowder LB, 2003. Sea turtle population Ecology. En: Lutz PL, Musick JA and Wyneken J (editores) *The Biology of Sea Turtles, vol. II*, pp. 275-306, CRC Press, Boca Raton.
- Holmberg J, Norman B, Arzoumanian Z, 2009. Estimating population size, structure, and residency time for whale sharks *Rhincodon typus* through collaborative photo-identification. *Endangered Species Research*. 7:39-53
- Huey R, 1991. Physiological Consequences of Habitat Selection. *The American Naturalist* 137: 91-115
- INEGI, 2011. Instituto nacional de Estadística y Geografía. Acceso en www.inegi.org.mx
- IUCN, 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1. <www.iucnredlist.org>. Acceso en 30 de Agosto de 2011.
- Jolly GM, 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika* 52:225-247

- Juarez-Ceron AJ, Sarti-Martinez AL, Dutton PH, 2002. First study of the green/black turtles of the Revillagigedo Archipelago: a unique nesting stock in the Eastern Pacific. 22° Simposio Anual de Biología y Conservación de Tortugas Marinas, Miami, Florida USA
- Karl SA y Bowen BW, 1999. Evolutionary significant units versus geopolitical taxonomy: molecular systematics of an endangered sea turtle (genus *Chelonia*). *Conservation Biology* 13, 990–999.
- Kendall WL, Bjorkland R, 2001. Using Open Robust Design Models to Estimate Temporary Emigration from Capture-Recapture Data. *Biometrics* 57:1113-1122.
- Koch V, Nichols WJ, Peckham H, de la Toba V, 2006. Estimates of sea turtle mortality from poaching and bycatch in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Biological Conservation* 128:327–334
- Koch VL, Brooks B, Nichols WJ, 2007. Population ecology of the east pacific green turtle (*Chelonia mydas*) in Bahía Magdalena. *Marine Biology* 153:35-46.
- Limpus C, Chaloupka M, 1997. Nonparametric regression modelling of Green sea turtle growth rates (southern Great Barrier Reef). *Marine Ecology Progress Series* 149:23-34
- Lohmann KJ, Hester JT, Lohmann CMF, 1999. Long-distance navigation in sea turtles. *Ethology, Ecology and Evolution* 11, 1-23.
- López-Calderón J, Riosmena-Rodríguez R, Rodríguez-Baron JM, Carrión-Cortez J, Torre J, Meling-López A, Hinojosa-Arango, Hernández-Carmona G, García-Hernández J, 2010. Outstanding appearance of *Ruppia marítima* along Baja California Sur, México and its influence in trophic networks. *Marine Biodiversity* 40:293-300.
- López-Castro MC, Koch V, Mariscal-Loza A, Nichols WJ, 2010. Long-term monitoring of black turtles *Chelonia mydas* at coastal foraging áreas off the Baja California Peninsula. *Endangered Species Research* 11:35-45
- López-Mendilaharsu M, 2002. Ecología alimenticia de *Chelonia mydas agassizii* en Bahía Magdalena, B.C.S., México. Tesis de Maestría. CIBNOR. La Paz, Baja California Sur, México. 60p.
- López-Mendilaharsu M, Gardner SC, Seminoff JA y Riosmena-Rodriguez R, 2005. Identify critical foraging habitats of the green turtle (*Chelonia mydas*) along the Pacific coast of the Baja California península, Mexico. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 15
- Makowski C, Seminoff JA, Salmon M, 2006. Home range and habitat use of juvenile Atlantic green turtles (*Chelonia mydas* L.) on shallow reef habitats in Palm Beach, Florida, USA. *Marine Biology* 148:1167-1179
- Mancini A, 2009. Pesca incidental o captura dirigida-Tasas y causas de mortalidad de las

tortugas marinas en Baja California Sur, México. Tesis de Doutorado. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, Baja California Sur, México. 130p.

Mancini A y Koch V, 2009. Sea Turtle Consumption and Black Market Trade in Baja California Sur, Mexico. *Endangered Species Research* 7:1-10

Manly BFJ, 1984. Obtaining confidence limits on parameters of the Jolly-Seber model for capture-recapture data. *Biometrics* 40:749-758

Maptool, 2002. SEATURTLE.ORG, acceso en <http://www.seaturtle.org/maptool/>

Mariscal Loza A, 2008. Estado de la población de la tortuga prieta (*Chelonia mydas*) en las áreas de alimentación de la península de Baja California, México. Tesis de Maestría, UABCS. 70p.

Mendonça MT, Ehrhart LM, 1982. Activity, population size and structure of immature *Chelonia mydas* and *Caretta caretta* in Mosquito Lagoon, Florida. *Copeia* 1:161-167

Moon D, Mackenzie DS, Owens DWM, 1997. Simulated hibernation of sea turtles in the laboratory: I. Feeding, breathing frequency, blood, pH, and blood gases. *The Journal of Experimental Zoology* 278: 372-380.

Morgan L, Maxwell S, Tara FT, Wilkinson AC & Etnoyer M, 2005. Áreas prioritarias marinas para la conservación: Baja California al mar de Bering. Comisión para la Cooperación Ambiental y Marine Conservation Biology Institute. Montreal.

Nichols WJ, 2003. Biology and conservation of sea turtles in Baja California, Mexico. Ph. D. Distación. University of Arizona, Tucson. 474p.

Norton JD, McLain R, Brainard R, Husby D, 1985. The 1982-1983 El Niño event of Baja California and Alta California and its ocean climate context. En: Wooster WS, Fluharty D (Ed.) *El Niño North Washington Sea Grant Program*, University of Washington, Seattle. p 44-72.

Núñez-López RA, 1996. Estructura de la Comunidad de Macroalgas de la Laguna San Ignacio, BCS, México (1992-1993). Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, BCS. 99p.

Ortega A y Arriaga L, 1991. La reserva de la biosfera El Vizcaíno en la península de Baja California. La Paz, México: Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur, A.C.

Parker TH, Becker CD, Sandercock BK, Agreda AE, 2006. Apparent Survival Estimates for Five Species of Tropical Birds in an Endangered Forest Habitat in Western Ecuador. *Biotropica* 38 (6):764-769

Peckham SH y Nichols WJ, 2006. An Integrate Aproach to Reducing Mortality of North Pacific Loggerhead Turtles in Baja California Sur, Mexico. En: Kinan I (Ed.) *Proceeding of the second Western Pacific Sea Turtle Cooperative Research*

and Management Workshop. Volume II: North Pacific Loggerhead Sea Turtles. March 2-3, 2005 Honolulu, HI. Western Pacific Regional Fishery Management Council: Honolulu, HI, USA. P49-57.

Plotkin PT, 1995. National Marine Fisheries Service and U.S. Fish and Wildlife Service Status Reviews for Sea Turtles Listed under the Endangered Species Act of 1973. National Marine Fisheries Service, Silver Spring, Maryland.

Pradel R, Hines JE, Lebreton JD, Nichols JD, 1997. Capture- recapture survival models taking account of transients. *Biometrics* 53:60–72

Ratkowsky, D.A., 1983. Nonlinear Regression Modelling. Marcel Dekker Inc., New York, NY. 276 p.

Ricker WE, 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada. Department of environment fisheries and marine service, Ottawa. CA. 382 p.

Rodríguez-Barón JM, 2010. Afinidad trófica a zonas de alimentación de la tortuga verde (*Chelonia mydas*) en la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional, CICIMAR. La Paz, Baja California Sur, México. 92p.

Rodríguez-Barón JM, Riosmena-Rodriguez R, Seminoff JA, Hernandez-Carmona G, 2011. *Chelonia mydas* (East Pacific Green Seaturtle) Diet. Natural History Notes. *Herpetological Reviews* 42(2) p 264.

SAGARPA (2010). Carta nacional pesquera. En: <http://www.sagarpa.gob.mx>

Sasso CR, Braun-McNeill J, Avens L, Epperly SP, 2006. Effects of transients on estimating survival and population growth in juvenile loggerhead turtles. *Marine Ecology Progress Series* 324:287-292

Sasso CR y Epperly SP, 2007. Survival of Pelagic Juvenile Loggerhead Turtles in the Open Ocean. *The Journal of Wildlife Management* 71,6, 1830-1835.

Seber GA, 1965. A note on the multiple recapture census. *Biometrika* 52:249-259.

Seminoff JA, Alvarado J, Delgado C, López JL, Hoeffler G, 2002. First direct evidence of migration by an east pacific green seaturtle from Michoacán, México to a feeding ground on the Sonoran coast of the Gulf of California. *The Southwestern Naturalist* 47(2): 314-316.

Seminoff JA, Jones TT, Resendiz A, Nichols WJ & Chaloupka MY, 2003. Monitoring green turtles (*Chelonia mydas*) at a coastal foraging area in Baja California, México: multiple indices describe population status. *Journal of Marine Biology Assoc UK* 83:135-136.

Straley JM, Quinn II TJ, Gabriele CM, 2009. Assessment of mark–recapture models to estimate the abundance of a humpback whale feeding aggregation in Southeast Alaska. *Journal of Biogeography* 36: 427–438.

- Talavera-Sáenz, A et al., 2007, Metal profiles used as environmental markers of Green Turtle (*Chelonia mydas*) foraging resources. *Science of Total Environment* 373: 94-102
- Taylor MK, Laake J, McLoughlin PD, Cluff HD, Messier F, 2008. Mark-recapture and stochastic population models for polar bears of the High Arctic. Reporte técnico. Artic.
- TEWG (Turtle Expert Working Group), 2000. Assessment update for the Kemp's ridley and loggerhead sea turtle populations in the western North Atlantic. US Dept Commerce, NOAA Tech Mem NMFS-SEFSC-444, Miami, FL
- Troëng S y Rankin E, 2005. Long-term conservation of the green turtle *Chelonia mydas* nesting population at Tortuguero, Costa Rica. *Biology Conservation* 121:111-116
- Troëng S, Chaloupka M, 2007. Variation in adult annual survival probability and remigration intervals of sea turtles. *Marine Biology* 151:1721-1730
- White GC y Burnham KP, 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:120-138
- Valenzuela M, 2005. Informe de resultados del monitoreo en Punta Abreojos en el 2004. Trabajo de la octava reunión internacional del Grupo Tortuguero. Loreto, BCS. México.
- van Dam, 2000. Medición del crecimiento en tortugas marinas, p. 171-173. En: Eckert K L, Bjorndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (Editores). Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas. UICN/CSE Grupo Especialista en Tortugas Marinas. Publicación N° 4.
- Villegas-Nava FE, 2003. Análisis nutricional de macroalgas y pastos asociados a la alimentación de tortuga prieta *Chelonia mydas agassizii* (Bocourt, 1968), en Bahía Magdalena, BCS, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, BCS.