UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA SUR
ÁREA DE CONOCIMIENTO DE CIENCIAS
DEL MAR Y DE LA TIERRA
DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE CIENCIAS MARINAS Y COSTERAS

TESIS

ECOLOGÍA POBLACIONAL DEL TURSIÓN (*Tursiops truncatus*) EN LAGUNA SAN IGNACIO, B.C.S., DURANTE LAS TEMPORADAS INVERNALES DEL 2009 AL 2018

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO MARINO

PRESENTA:

FABIAN MISSAEL RODRÍGUEZ GONZÁLEZ

DIRECTOR:

DR. ALEJANDRO GÓMEZ GALLARDO UNZUETA

LA PAZ, B.C.S., DICIEMBRE DEL 2018

DEDICATORIA

Quiero dedicar esta tesis a todas y cada una de las personas que me acompañaron a lo largo de este proceso. En especial para mi familia y amigos

A mi mamá, por ser el mejor ejemplo de superación personal y académico que tengo. Estoy muy orgulloso de ti y todo lo que has logrado hasta ahora. Te quiero muchísimo madre.

A mi papá, por el apoyo incondicional que me has brindado desde siempre y por estar ahí en los momentos importantes, gracias en verdad!

A mi mami Santos, por todo el cariño y cuidado que me ha brindado desde pequeño. No pude haber tenido una mejor infancia junto a usted.

A mis hermanas Adriana y Melanie, por haberme soportado todos estos años jaja, saben que les deseo lo mejor, siempre voy a estar para ustedes en lo que necesiten.

A todos y cada uno de ustedes los llevo, y llevaré por siempre en mi corazón.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer en primera instancia a mi director de tesis. Alejandro, gracias por la oportunidad, la confianza y sobre todo la paciencia que me tuviste desde un inicio. Aunque siempre fue muy complicado coincidir en horarios, te agradezco por el tiempo que me dedicaste.

Jorge Urban, muchas gracias por todas las sugerencias y comentarios realizados en este trabajo. Por el apoyo, los ánimos y por saberme guiar en momentos clave, en verdad gracias.

A Sergio Martínez, muchas gracias por aguantarme esas dos temporadas en la laguna y por brindarme tus conocimientos, experiencias y sobre todo confianza. Espero seguir aprendiendo mucho más de ti, realmente eres un ejemplo para mí.

A Steven Swartz y todo el equipo de Laguna San Ignacio Ecosystem Science Pogram, que me ayudaron con la toma de fotografías y los censos de los tursiones. En especial a los de la temporada 2017: Eder, Mauriel, Allyson y los de la 2018: Raquel, Natalia, Ailin, Edson, y Fabien, muchas gracias chicos!

A mi familia por todo el apoyo que me han brindado desde pequeño y por haber creído siempre en mí. A mis papás, hermanas, abuelos, tios, primos, padrino, a todos y cada uno de ustedes, muchas gracias!

A mi familia de amigos, Amanda, Nadia, Laura, Erick, Guillermo, muchas gracias por su apoyo amigos de verdad. Aunque seamos una familia muy disfuncional, de esa manera nos complementamos unos a los otros, ya lo hemos hecho durante más de 10 años y espero que lo sigamos haciendo por siempre, los quiero chicos!.

A los comelunches, amigos neta que sin el apoyo de ustedes yo no estaría en esta instancia. Cada práctica de campo, cada trabajo en equipo, cada fiesta, con ustedes no hubiese sido lo mismo estudiar biología marina. Estoy muy agradecido de haber coincidido con ustedes en tiempo y espacio, vamos por más momentos juntos!.

Índice

1 INTRODUCCIÓN 1

2 ANTECEDENTES 3

2.1 Descripción de la especie 3

2.2 Método de captura-marcado-recaptura 5

2.3 Abundancia 6

2.5 Distribución 8

2.6 Estudios de tursiones en el pacífico sudcaliforniano. 9

3 JUSTIFICACIÓN 10

4 OBJETIVOS 11

4.1 General: 11

4.2 Particulares: 11

5 METODOLOGÍA 12

5.1 Zona de estudio 12

5.2 Foto-identificación 14

5.2.1 Catalogación 16

5.3 Bondad de ajuste Cormack-Jolly-Seber (CJS). 18

5.4 Estimación de la abundancia absoluta para poblaciones abiertas 21

5.5 Estimación de la fidelidad al sitio 24

5.6 Distribución espacial 24

5.6.1 Abundancia relativa 26

6 RESULTADOS 28

6.1 Foto-identificación 28

6.2 Bondad de ajuste Cormack-Jolly-Seber 28

6.3 Abundancia absoluta 31

6.4 Fidelidad al sitio 33

6.5 Distribución espacial 33
7 DISCUSIÓN.....37
7.1 Aspectos metodológicos 37
7.1.1 Esfuerzo de muestreo.....37
7.2 Bondad de ajuste Cormack-Jolly-Seber 37
7.3 Abundancia absoluta.....40
7.4 Fidelidad al sitio 41
7.5 Distribución espacial 43
8 CONCLUSIONES 46
9 BIBLIOGRAFÍA.....47

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Laguna San Ignacio, B.C.S., México. 12

Figura 2. Batimetría de la Laguna de San Ignacio B.C.S. (imagen realizada por el Departamento de Geología de la Universidad Autónoma de B.C.S. en 1988) 13

Figura 3. Formato de catalogación de las aletas dorsales de los tursiones de la Laguna San Ignacio.....16

Figura 4. Aleta dorsal dividida en zonas (tomado de García-Vital, 2009)...17

Figura 5. Clasificación jerárquica de marcas en la piel de los tursiones con énfasis en la aleta dorsal. Modificado de García-Vital (2009) basado en SDRP (2006).....18

Figura 6. Proceso experimental del modelo de Jolly Seber. El parámetro p_i es la probabilidad de captura en la muestra i, ϕ_i es la probabilidad de sobrevivencia

entre la muestra i e i+1. M_i y U_i son el número de individuos vivos marcados y no marcados en la muestra i (imagen tomada de Cooch y White, 2017). 23

Figura 7. Proceso del modelo utilizando la parametrización POPAN en el modelo de Jolly-Seber. pi es la probabilidad de captura en la muestra i, ϕi es la probabilidad de sobrevivencia entre i e i+1, bi es la probabilidad de que un individuo de la super-población 24

Figura 8. Laguna San Ignacio dividida en zonas (tomada de Gómez-Gallardo, 2004).....25

Figura 9. Posición de los observadores con respecto a la embarcación. ...26

Figura 10. Gráfico de desviación de los residuales de los datos con el modelo de CJS, de las temporadas 2009-2018. 30

Figura 11. Estimación de la probabilidad de captura (p) de los tursiones para las temporadas del 2010 al 2018 con un 95% de I.C. (barras verticales). 31

Figura 12. Abundancia relativa de tursiones por zona y por temporada invernal en la Laguna San Ignacio. 36

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I. Esfuerzo de muestreo.....28

Tabla II. Resultados de la prueba TEST2.C 29

Tabla III. Resultados de la prueba TEST3.SR para detectar la presencia de individuos transitorios. 29

Tabla IV. Modelos obtenidos mediante la combinación de los parámetros Phi, p, (t) y (.) del modelo general CJS y su respectivo valor QAICc.....30

Tabla V. Modelos obtenidos mediante la combinación de los parámetros Phi, p, pent, N, (t) y (.) del modelo general POPAN. 32

Tabla VI. Abundancia por años de los tursiones en la Laguna San Ignacio, B.C.S. 32

Tabla VII. Número de tursiones recapturados en las temporadas invernales del 2009 al 2018. 33

Tabla VIII. Esfuerzo de censos por años. 34

Tabla IX. Presencia en porcentajes de tursiones en las tres zonas de la Laguna San Ignacio. 34

Tabla X. Abundancia relativa promedio (ind/hr) por zonas de la Laguna San Ignacio para las tres temporadas invernales al 95% I.C. 35

RESUMEN

La Laguna San Ignacio B.C.S., forma parte de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno y es una zona con una actividad antropogénica importante en lo que se refiere a la pesca y el ecotursimo. El tursión es uno de los depredadores tope de la zona y el estado de su población puede reflejar de manera indirecta el estado de salud del ecosistema lagunar. El objetivo del presente trabajo fue caracterizar la ecología poblacional de los tursiones en la Laguna San Ignacio de las temporadas 2009 al 2018, con la finalidad de tener información base que contribuya al manejo y conservación de este recurso. Basados en la técnica de foto-identificación, se estimaron la sobrevivencia, capturabilidad, abundancia absoluta y fidelidad al sitio mediante los modelos de Cormack-Jolly-Seber (CJS) y la parametrización POPAN de Jolly-Seber respectivamente, utilizando el programa MARK. La distribución espacial se realizó mediante censos pre-establecidos de las temporadas invernales del 2016 al 2018, se dividió a la laguna en tres zonas (superior, media e inferior) y se estimó la abundancia relativa por zona y temporada. Los resultados indican una tasa anual de sobrevivencia (*Phi*) (modelo CJS) de 0.90 (0.86-0.92, $IC_{95\%}$) siendo constante en cada temporada, mientras que la probabilidad de captura (*p*) varió con respecto al tiempo, siendo la temporada 2010 la más alta y 2014 la mínima, lo cual indicó que se trata de una población abierta. La abundancia absoluta mediante la parametrización POPAN fue de 440 ± 16 individuos (IC 95%) y la fidelidad al sitio promedio en la laguna fue de 0.22 ± 0.02 (95% IC) recapturas por temporada invernal. De los 322 individuos foto-identificados el 47% (n = 151) se observaron en más de un año, mientras el 53% (n= 171) fueron vistos solamente en un año, lo cual denota que se trata de una población con un alto grado de fidelidad al sitio. La distribución espacial resultó ser heterogénea para las tres zonas de la laguna en las tres temporadas invernales. La temporada 2018 fue la de mayor abundancia relativa promedio y 2016 la más baja. La zona inferior tuvo abundancia relativa promedio más alta con 33.3 ± 3.69 ($IC_{95\%}$) mientras que la zona media fue la más baja con 3.5 ± 1.38 ($IC_{95\%}$) la alta abundancia para la zona superior pudo deberse a la alta presencia de sus presas potenciales, así como a los posibles desplazamientos que realizan los tursiones a las afueras de la laguna.

1 INTRODUCCIÓN

La ecología poblacional es una rama de la demografía. Estudia los procesos que influyen en la abundancia, funcionamiento, estructura (sexo y edad) y dinámica (variación en el tiempo) de las poblaciones (Odum, 1959). Una técnica muy utilizada para describir parte de la ecología poblacional, así como algunos aspectos de la biología en general son los métodos de captura- marcado-recaptura (CMR).

En cetáceos, el método de CMR más utilizado es la foto-identificación. Esta se basa en la diferenciación de individuos mediante fotografías tomadas de alguna región del cuerpo (aleta dorsal, aleta caudal o bien los patrones de coloración del dorso), donde se identifican marcas naturales como cicatrices, muescas, marcas de dientes de otros organismos, mutilaciones y en algunos casos el tipos de coloración. Estas marcas llegan a convertirse en distintivos individuales que pueden ser identificadores a lo largo del tiempo (Defran *et al.*, 1990). Con ayuda de esta técnica se han realizado numerosos y amplios estudios sobre crecimiento, uso de hábitat, migración, patrones de movimiento, residencia, reproducción, distribución, abundancia y fidelidad al sitio de diversas especies de cetáceos (Wells y Scott, 1990; Verborgh *et al*., 2007), siendo las tres últimas de gran importancia para el presente estudio.

Baja California Sur se considera uno de los sitios con mayor diversidad de cetáceos a nivel mundial con 30 especies registradas en la zona (Niño-Torres *et al.*, 2011), donde se han documentado algunos estudios de ecología poblacional para diversas especies de cetáceos como el rorcual azul (*Balaenoptera musculus*) (Ugalde de la Cruz, 2008), la ballena gris (*Eschrichtius robustus*) (Gómez-Gallardo, 2004), el delfin común de rostro corto (*Delphinus delphis*), el delfín común de rostro largo (*Delphinus capensis*) (Valles-Jiménez, 1998), así como también para la especie de este estudio, el tursión (*Tursiops truncatus*) (Pérez-Cortés, 2006).

El tursión, también conocido como delfín nariz de botella, delfín mular o tonina, (*Tursiops truncatus*) es una especie altamente estudiada a nivel mundial debido a

sus hábitos costeros y a su facilidad de adaptación en cautiverio (Heckel, 1992). La abundancia del tursión se estima en aproximadamente en 300,000 individuos (Würsig *et al*., 2018). Para el Pacífico mexicano Gerrodette y Palacios (1996) estimaron una abundancia de 59,809 individuos en todo el mundo (IC 95% 39,052 - 96,965) y 33,799 para el Mar de Cortés (IC 95% 20,500 - 58,358).

La distribución de los tursiones es amplia, llegándose a encontrar en mares templados y tropicales entre los 40° de latitud Norte y Sur (Wells y Scott, 1999). Pueden encontrarse en hábitats pelágicos y costeros, comúnmente en mares abiertos y cerrados, lagunas, estuarios, atolones, bahías y puertos, aunque también se han visto en aguas oceánicas de todos los mares del mundo (Grigg y Markowitz, 1997). En todas las costas del Pacífico mexicano se ha documentado la presencia de este delfín, sin embargo, a pesar de que ha sido ampliamente estudiado a nivel global, aún se sigue sin conocer algunos de los aspectos básicos de la ecología de esta especie, principalmente a escala local, como los movimientos que realizan entre algunas zonas, la abundancia, patrones de residencia, fidelidad al sitio y su distribución.

La Laguna San Ignacio se ubica en la costa occidental de la península de Baja California Sur y es reconocida mundialmente por ser uno de los dos complejos lagunares de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno junto con la Laguna Ojo de Liebre. Es el área de reproducción de la ballena gris (*Eschrichtius robustus*), el hábitat del lobo marino de california (*Zalophus californianus*) y del tursión (*Tursiops truncatus*) (Cortés-Calva *et al*., 2015). El tursión es uno de los depredadores tope de la zona y el estado de sus poblaciones puede reflejar de manera indirecta el estado de salud del ecosistema lagunar, ya que se encuentran entre las posiciones más altas de la cadena trófica (Wells *et al*., 2004). Es por ello que en este trabajo se pretende caracterizar la ecología poblacional de los tursiones de la Laguna San Ignacio B.C.S., de las temporadas invernales 2009 al 2018, estimando la abundancia, sobrevivencia, fidelidad al sitio y distribución espacial con base en la técnica de foto-identificación y mediante el uso de censos pre-establecidos. Con el fin de generar información base para crear futuros planes de manejo y conservación.

2 ANTECEDENTES

2.1 Descripción de la especie

El tursión (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821) es un cetáceo perteneciente al suborden Odontoceti que se encuentra dentro de la familia Delphinidae. *Tursiops* viene del griego “Tusio” (delfín) y *truncatus* del latín “trunco-” (truncado), *Tursiops truncatus* es el odontoceto más estudiado en todo el mundo y la especie más conocida y usada en parques acuáticos (Shane *et al*., 1986).

Es una especie altamente polimórfica donde la variación de tamaño, coloración y algunas de sus características craneales, se relacionan ampliamente con su tipo de alimentación y distribución (Cockcroft y Ross, 1990; Wells y Scott, 1999). En general son delfines de tamaño mediano, llegan a medir de 3 a 4.2 m, y pesar 200 kg en promedio. Las crías al nacer llegan a medir ~1 m, y pesar ~32 kg (Leatherwood *et al*., 1982).

Cuando son adultos, presentan una coloración que va de gris a gris oscuro sobre el dorso y los costados, cambiando hacia el vientre a un gris claro o blanco. A lo largo del cuerpo suelen presentar líneas que dividen los tonos oscuros de los claros. Su cabeza es ancha y su rostro es corto llegando a medir entre 7 y 8 cm. La mandíbula sobresale ligeramente por delante de la maxila y cuenta con un promedio de 19 a 26 dientes por rama mandibular. La aleta dorsal se encuentra a la mitad del cuerpo, es alta y falcada hacia atrás (Leatherwood *et al*., 1982).

La edad en la que el tursión alcanza su madurez sexual depende del sexo, así como de la región donde se encuentre. Los machos maduran entre los 9 a 14 años, mientras que las hembras lo hacen entre los 5 a 13 años (Wells *et al*., 1980). El periodo de gestación en esta especie dura aproximadamente un año y la lactancia puede llegar a durar entre 12 y 18 meses. El intervalo entre nacimientos se encuentra entre los 3 a 6 años, durante los cuales la madre cuida de la cría, hasta que nace otra se separan (Connor *et al.*, 1999).

Los tursiones, al ocupar un amplio rango de hábitats, muestran una alta plasticidad morfológica entre individuos. En el mundo se han reconocido hasta 20 especies y subespecies para el género *Tursiops*, siendo entre los más comúnmente citados: *T. truncatus* (Montagu) 1821, *T. aduncus* (Ehrenberg) 1832, *T. gilli* (Dall) 1873, *T. nuuanu* (Andrews) 1911, entre otros. (Urbán, 1983; Hall *et al*., 2000; Morteo, 2002). En el Pacífico nororiental, Walker (1981) reconoció a tres morfotipos, entre ellos se encontraban dos especies anteriormente mencionadas: *T. gillii* y *T. nauuanu*, los cuales fueron reconocidos mediante diferencias encontradas en los huesos de los cráneos de algunos tursiones varados, sin embargo, el autor discute que posiblemente los dos morfotipos pertenezcan a una sola especie. No obstante, se sigue sin conocer el grado de diferenciación genética entre estos morfotipos y especies (Walker, 1981, Morteo, 2002). Actualmente diversos estudios han confirmado la presencia de dos ecotipos, el costero y el oceánico, en los cuales existe gran controversia en cuanto a la región geográfica donde se encuentren (Perrin, 1984, Dowling y Brown, 1993; Rice,1998; Kingston y Rosel, 2004).

En el Océano Atlántico Noreste también se han reconocido a estos dos ecotipos, sin embargo, la descripción morfológica es inversa a la descrita para el Pacífico. Hersh y Duffield (1990) realizaron un estudio en las costas de Florida con concentraciones de hemoglobina de delfines varados, así como las medidas morfométricas y su coloración para determinar la diferenciación de los ecotipos costero y oceánico, ellos concluyeon que los delfines del ecotipo costero presentaron una baja concentración de hemoglobina, con tendencia a presentar tamaños más pequeños, una coloración gris clara y aletas pectorales un poco más grandes, en cambio los del ecotipo oceánico presentaron una concentración mayor de hemoglobina en sangre y coloración más oscura, así como cuerpos más robustos y grandes (Hersh y Duffield, 1990).

En lo que respecta al Golfo de California, Díaz-Gamboa (2003) realizó un análisis de isótopos estables (^{13}C y ^{15}N) donde confirma diferencias entre los ecotipos, proponiendo además, mediante la observación en avistamientos y medición de proporciones de fotografías, una descripción morfológica para diferenciar a las dos formas; la forma costera presenta un tamaño mayor al oceánico y su coloración es más clara en la región dorsal y el rostro es más corto, además sus aletas pectorales

son cortas y amplias, el oceánico, por su parte, es más pequeño y la coloración es gris oscuro presentando un rostro ligeramente más largo que el costero. El ecotipo oceánico forma grupos más grandes de hasta 20 individuos, en cambio, el tamaño de los grupos costeros varía entre 2 a 15 individuos (Díaz-Gamboa, 2003).

La estructura del hábitat es uno de los principales factores que determinan el tamaño de los grupos (Shane *et al*., 1986; Díaz-Gamboa, 2003). Los tursiones pueden permanecer la mayor parte de su vida en grupos de composición y tamaño variable, ya que tienen la capacidad de desarrollar lazos sociales los cuales llegan a durar años. En general, estos delfines presentan grupos que están segregados por sexo o edad, condición reproductiva, relación parental, entre otros. Sin embargo, otros permanecen unidos por un gran periodo de tiempo, como los grupos entre machos o entre hembras, incluyendo a las crías. Entre estos grupos se han observado jerarquías en donde los machos adultos grandes son los que dominan a sus acompañantes, las hembras suelen ser dominantes con los individuos más pequeños y estas jerarquías se establecen mediante interacciones agresivas entre los individuos tales como el contacto y diversas posturas (Wells *et al*., 1987; Connor *et al*., 1999; Rogers *et al*., 2004; Morteo *et al*., 2014).

2.2 Método de captura-marcado-recaptura

La historia de vida, así como la información básica de una población de algunas especies de pinnípedos, manatíes y cetáceos, puede ser determinada con el uso de métodos de captura-marcado-recaptura (CMR). Estos análisis son ampliamente usados en ecología para estimar principalmente la abundancia y tasas de sobrevivencia. También son usados para realizar estudios sobre patrones de movimientos, tamaño y estructura de poblaciones, así como tasas de reclutamiento (Würsig *et al*., 2018). El principio del modelo se basa en la captura y marcado de individuos para posteriormente recapturar o re-avistar a los individuos en un muestreo posterior.

En los cetáceos una de las técnicas más utilizadas es la foto-identificación. Esta técnica está basada en la diferenciación de individuos mediante la obtención de

fotografías, en las que es posible observar patrones de cicatrices o marcas naturales, muescas, pigmentación del cuerpo, callosidades, parches de comensales en su cuerpo, formas, etc. (Berta *et al*., 2015). En los cetáceos es común encontrar este tipo de patrones sobre la cabeza, aleta caudal y en la región dorsal, siendo en algunos casos tan sobresalientes que pueden llegar a ser reconocidos por años. Además, algunos de ellos pueden presentar marcas causadas por interacciones con otras especies de delfines, ya que, al ser muy sociables tienden a presentar marcas de dientes dejando un patrón de rayas muy evidente para su identificación individual (Frère *et al*., 2010). Otro tipo de marcas se debe a depredadores como lo son ataques fallidos de tiburones (Long y Jones, 1996; Gibson, 2006), incluso algunas de las marcas podrían ser originadas de manera antropogénica por el contacto con propelas de embarcaciones, así como enredamientos con artes de pesca (Lien y Katona, 1990; Morgan y Patton, 1990, Bejder *et al*., 2006).

2.3 Abundancia

Para determinar la abundancia en las poblaciones actualmente se pueden seguir dos métodos. La primera son los conteos totales de la población mediante censos, y la segunda es contar una muestra de la población que se extrapola para representar a la población entera. Los estudios en los que se usan los conteos totales de la población son poco usuales para mamíferos marinos, por las dificultades de enumerar a todos los miembros de la población. Los métodos más utilizados actualmente es el conteo de una muestra de la población y, posteriormente, aplicar algunas suposiciones con un modelo que extienda el conteo y de esta manera estimar a la población entera. Algunos de los métodos para evaluar a esas poblaciones incluyen censos con transectos (muestreo por distancia), captura-marcado-recaptura, conteos de migraciones entre otros (Berta *et al*., 2015).

Para el caso de los censos con transectos, estos son usualmente utilizados desde una embarcación o desde avionetas, trazando líneas que pueden ser determinadas al azar, dependiendo del área de estudio. Sobre el transecto se hace un conteo del

número de animales que se encuentran alrededor de la línea trazada, utilizando algún modelo para calcular el tamaño poblacional probable (Berta *et al*., 2015).

Otro de los métodos, como el de captura-marcado-recaptura, es útil para la evaluación de poblaciones que se agregan en un lugar específico cada año. Con este método se necesita capturar o marcar a número de individuos de la población durante un tiempo determinado y, posteriormente, en volver a muestrear la población y observar si hubo recapturas. Finalmente, se compara la proporción marcada contra la no marcada, y de esta manera se estima el tamaño de la población. Una de las técnicas con las que se puede utilizar el método de CMR de manera no invasiva es la foto-identificación (Weller, 1991; Berta *et al*., 2015).

Dudzik y colaboradores (2005), realizaron un estudio en las costas de San Diego, California, para estimar la abundancia de la población de tursiones durante los años 2004-2005, utilizando métodos de CMR con foto-identificación de las aletas dorsales. En el estudio mencionado, se identificaron fotográficamente 164 individuos, con un tamaño promedio de grupo de 9.1 delfines. La abundancia se calculó mediante el método de CMR utilizando el modelo de Chao, calculando una abundancia de 323 delfines para la zona.

2.4 Fidelidad al sitio

Se han realizado amplios estudios sobre fidelidad al sitio, residencia, distribución, migración crecimiento, abundancia y reproducción de diversas especies de cetáceos mediante el uso de la foto-identificación. Sin embargo, aunque es una técnica accesible, generalmente se puede identificar al 50% de los individuos de una población, ya que tanto las crías como algunos juveniles no presentan marcas naturales en la aleta dorsal hasta la edad adulta (Würsig y Jefferson 1990).

Los reportes sobre tursiones existen desde mediados del siglo XX; el primer estudio sobre la fidelidad al sitio fue descrito por Cadwell (1955) para tursiones de Florida. Cadwell infirió el ámbito hogareño de un tursión, identificado por contar con sólo un tercio de la aleta dorsal. A partir de entonces se han desarrollado diversos estudios

que muestran diversos tamaños, residencia y grados de fidelidad al sitio, mediante el uso de técnicas como la de foto-identificación (Irvine y Wells, 1972; Würsig y Würsig, 1977; Würsig, 1978).

Würsig y Würsig (1977), realizaron uno de los primeros estudios utilizando la técnica de foto-identificación de marcas en aletas dorsales de esta especie en las costas de Argentina. Durante 21 meses de muestreo se reconocieron a 53 individuos, quienes presentaron un tamaño de grupo entre 8 a 22 delfines (Würsig y Würsig, 1977). Farzioli y colaboradores (2006), identificaron fotográficamente a 580 tursiones en la costa oeste de Florida durante 14 meses de muestreo, y mencionan que los delfines utilizan el Golfo de México de manera distinta dependiendo de la temporada anual. Además, observaron avistamientos frecuentes que sugieren patrones de residencia temporal, con rango geográfico fuera de la zona de estudio (Fazioli *et al*., 2006).

Recientemente para la región de Ensenada, San Quintín, San Diego, Orange County y Santa Barbara, se realizó un estudio por Defran y colaboradores (2015), para conocer si existía una interconexión entre esas localidades por los tursiones, y a qué distancia podían desplazarse entre sitios. Se compararon 207 individuos identificados en San Quintín contra 616 delfines identificados en cuatro áreas de estudio costeras de California o por sus siglas en inglés “CCSAs”, en donde identificaron solamente a 7 delfines (3.4%), lo que sugirió que la interconexión podría existir, pero con un grado limitado de mezcla entre las diferentes poblaciones (Defran *et al*., 2015).

2.5 Distribución

Entre los factores que determinan la distribución geográfica de los cetáceos en general, se encuentran las diversas condiciones oceanográficas, por ejemplo, las corrientes marinas, la profundidad, la transparencia y la temperatura del agua (Baumgartner, 1995; Baumgartner, 1997; Ingram y Rogan, 2002). Otros factores tales como la disponibilidad del alimento también determinan la distribución de las especies. Un ejemplo claro serían las zonas oceánicas de surgencias, pues es en las zonas ricas en nutrientes donde se concentra una mayor cantidad de presas

disponibles (Oviedo y Silva, 2005; Bearzi *et al*., 2008). En un estudio realizado en Escocia por Bailey y Thomson (2010), concluyen que las variaciones espaciales y temporales de una población de tursiones fueron afectadas por procesos oceanográficos, principalmente por las corrientes marinas, lo que provocó un efecto, tanto en la distribución, como en los movimientos de los tursiones.

Las irregularidades de la costa, tales como las entradas del océano a lo largo de la línea de costa, son áreas de gran importancia para los cetáceos en general, ya que son preferidos como sitios de refugio, descanso y alimentación para especies residentes y/o migratorias (Mignucci-Giannoni, 1998). La topografía del fondo marino también juega un papel muy importante, ya que los tursiones costeros muestran una preferencia por sustratos fangosos debido a la presencia de presas como peces, crustáceos y calamares (Morteo *et al*., 2004).

Algunas poblaciones de tursiones tienden a presentar migraciones estacionales y otras tienden a ser residentes todo el año. Estos movimientos pueden ser locales con decenas de kilómetros (indicando una distribución limitada), hasta movimientos transeúntes que comprenden cientos de kilómetros, en periodos de tiempo que comprenden desde días hasta años (Morteo, 2002).

2.6 Estudios de tursiones en el pacífico sudcaliforniano.

Es importante mencionar que hay muy pocos estudios de ecología poblacional de tursiones para la región del pacifico sudcaliforniano. Un trabajo realizado por Pérez-Cortés en 2006 determinó la abundancia poblacional de tursiones de Bahía Magdalena B.C.S., la cual comparó con la abundancia poblacional de Bahía Navachiste, Sinaloa, con la que hubo diferencias significativas en el tamaño de grupo (Navachiste: 8.88 ind ($p<0.0009$); Magdalena: 15.85 ind ($p<0.0046$)) y las abundancias medias se estimaron en 98 individuos para bahía Magdalena y 126 para Navachiste. La Laguna San Ignacio presenta características similares al complejo Bahía Magdalena-Bahía Almejas, sin embargo, aún no existe ningún reporte de dicha población, por lo cual en este trabajo pretende dar información de línea base de la especie para conocer su ecología en el área y, en un futuro, poder crear planes de manejo y conservación.

3 JUSTIFICACIÓN

La Laguna San Ignacio B.C.S. forma parte de la Reserva de la Biósfera El Vizcaíno la cual es la única Área Natural Protegida (ANP) de México que cuenta con tres denominaciones de Patrimonio Mundial de la UNESCO. A pesar de ser una zona con una actividad antropogénica importante, principalmente en lo que se refiera a la pesca y el ecoturismo, el estado de conservación de su ecosistema es muy bueno y es reconocido mundialmente (Cortés-Calva *et al*., 2015). Es un área de reproducción de la ballena gris (*Eschrichtius robustus*) (Jones y Swartz, 1984) así como el hábitat del lobo marino de california (*Zalophus californianus*) y el tursión (*Tursiops truncatus*) los cuales se encuentran bajo protección especial según el Diario Oficial de la Federación (DOF, 2010). Los tursiones son un componente clave al ser bio-indicadores de salud y uno de los depredadores tope en la cadena trófica del ecosistema lagunar, por lo que este estudio sentará las bases necesarias para un monitoreo continuo de la población.

4 OBJETIVOS

4.1 General:

- Caracterizar la ecología poblacional del tursión (*Tursiops truncatus*) en la Laguna San Ignacio B.C.S., durante las temporadas invernales del 2009 al 2018.

4.2 Particulares:

- Evaluar la sobrevivencia y capturabilidad de los tursiones foto-identificados.

- Estimar la abundancia absoluta de los tursiones foto-identificados en la Laguna San Ignacio en las temporadas invernales 2009 al 2018.

- Estimar la fidelidad al sitio de los tursiones en la zona en las temporadas invernales del 2009 al 2018.

- Determinar la distribución espacial de los tursiones en la Laguna San Ignacio en las temporadas invernales 2016, 2017 y 2018.

5 METODOLOGÍA

5.1 Zona de estudio

La laguna de San Ignacio pertenece al municipio de Mulegé, estado de Baja California Sur, México. Se ubica en la costa occidental de la península de Baja California, entre los 26°38’ y 27°00’ de latitud N y los 113°06’ y 113°18’ de longitud W. Se encuentra en los límites sureños de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, localizada dentro de una planicie costera rodeada por tres cadenas montañosas (Segura-Zarzosa *et al*., 1997). Cubre una extensión aproximadamente de 28,000 ha (Figura 1) y su costa está compuesta por una serie de playas arenosas, conglomerados de roca, conchas, manglares, pantanos, planicies de lodo y sal (Gómez-Gallardo, 2004).

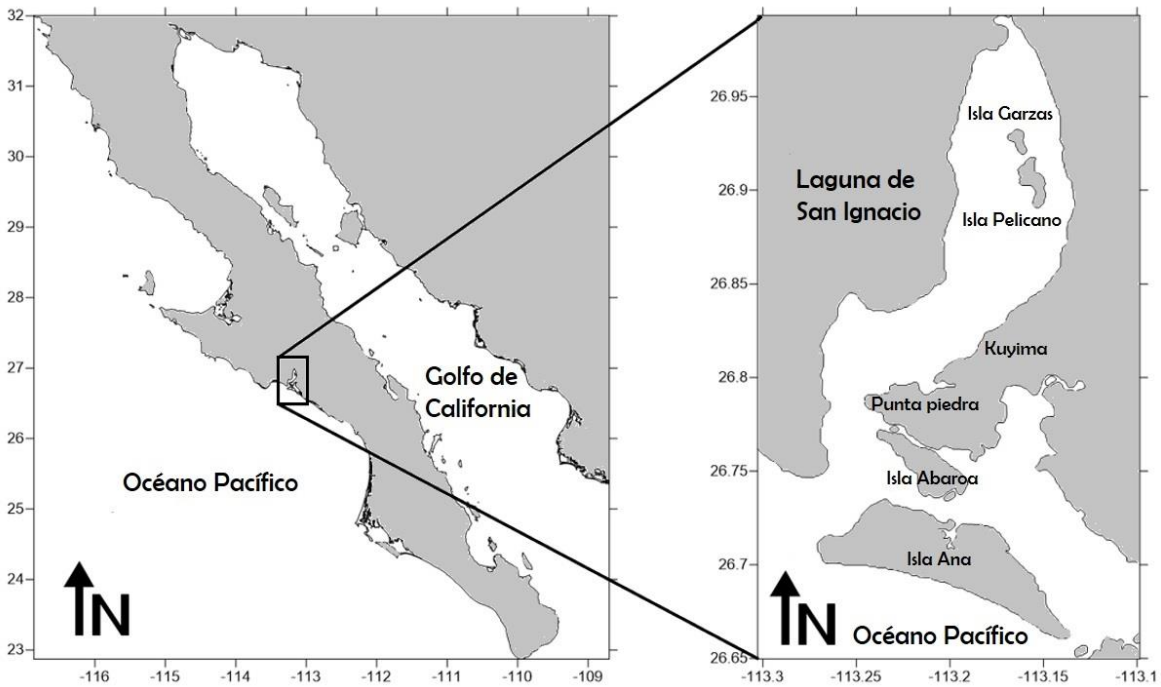

Figura 1. Laguna San Ignacio, B.C.S., México.

La laguna San Ignacio es considerada como una laguna hipersalina debido a las altas tasas de evaporación que llega a presentar (hasta 40‰ unidades prácticas de salinidad en invierno al norte de la laguna) (Winant y Gutiérrez de Velasco, 1999). Presenta profundidades de 2-4 m, con excepción de la boca de la laguna donde

hay profundidades de hasta 30 m (Figura 2) (Jones y Swartz, 1984). La laguna cuenta con un sistema de canales separados por bajos, los cuales se pueden llegar a observar debido a las mareas semidiurnas que varían de 0.9 a 2.4 m (Gómez-Gallardo, 2004). Este fenómeno provoca la presencia de corrientes turbulentas entre los canales, los cuales además permiten el flujo e intercambio de aguas dentro y fuera de la laguna.

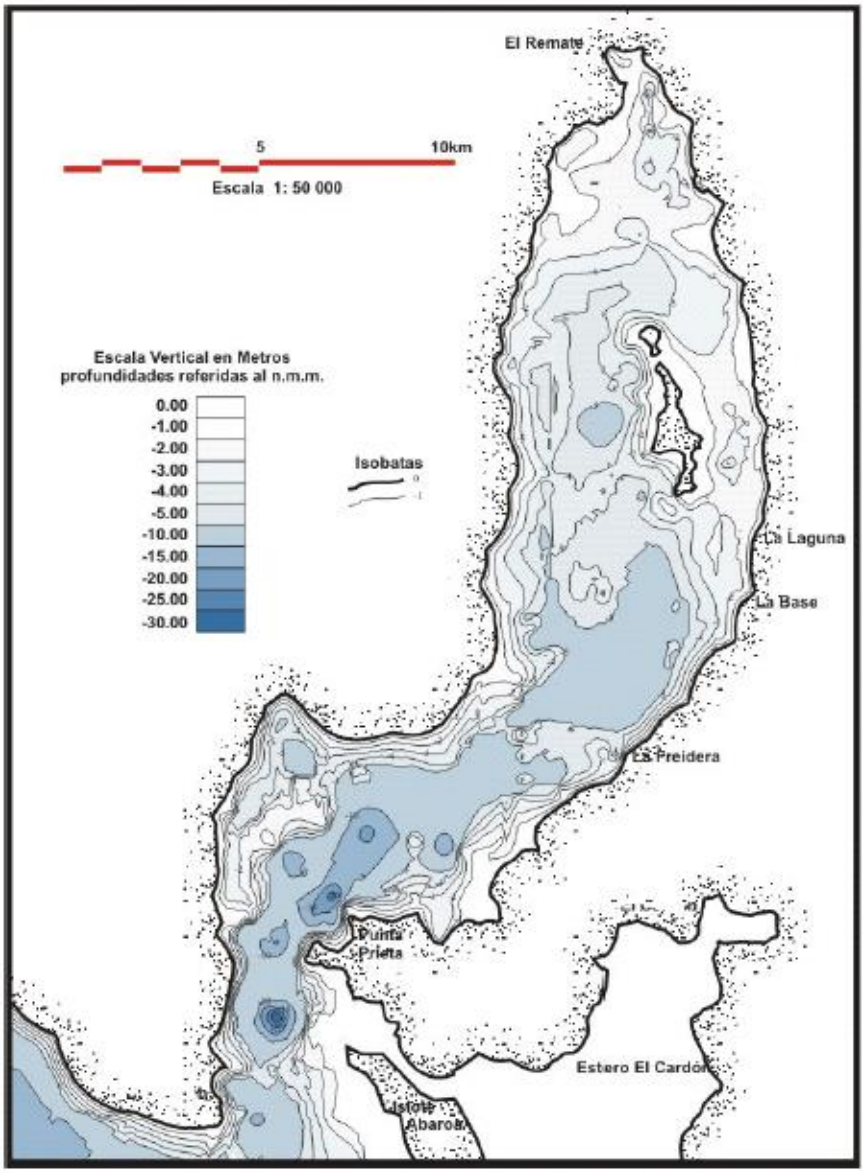

Figura *2*. Batimetría de la Laguna de San Ignacio B.C.S. (imagen realizada por el Departamento de Geología de la Universidad Autónoma de B.C.S. en 1988)

La región presenta un clima seco semicálido con temperaturas medias mensuales que varían entre los 18°-22°C. Los vientos dominantes presentan una dirección hacia el norte y suroeste en todo el año, con variación de velocidad de 0-35 km/h en menos de 30 min. Las velocidades máximas se presentan en los meses de invierno y primavera, mientras que las menores en los meses de verano y otoño (Jones *et al*., 1984).

5.2 Foto-identificación

Para estimar la abundancia y fidelidad al sitio de los tursiones, se utilizó la técnica de foto-identificación, la cual permite identificar las marcas en las aletas dorsales de los tursiones, que son causadas por distintos factores, entre ellos, la falta de pigmentación, las provocadas por interacción de la especie con otros organismos o por heridas, entre otras (Defran *et al.*, 1990).

Se realizaron navegaciones diarias (cuando las condiciones climáticas lo permitieron), en conjunto con el proyecto de monitoreo de la ballena gris del Programa de Investigación de Mamíferos Marinos (PRIMMA) y de Laguna San Ignacio Ecosystem Science Program (https://www.sanignaciograywhales.org/es/). Para ello se utilizó una embarcación de 23 pies de eslora, con motor fuera de borda de 75 hp.

Estas navegaciones se realizaron durante las temporadas invernales (enero hasta abril) de 2009 al 2018 (con excepción del año 2015 donde no se tomaron fotografías de tursiones). El equipo a bordo estuvo formado por el capitán, un anotador, un observador y un fotógrafo. Se navegó con rumbo aleatorio en la laguna y se consideró como un avistamiento cuando se realizó el esfuerzo de observación de los delfines, los cuales se obtuvieron de manera oportunista.

Se anotaron los tiempos de esfuerzo (la hora inicial y final del día, la hora de inicio de cada uno de los avistamientos), así como su posición geográfica, el número de individuos durante cada avistamiento, las condiciones oceanográficas como

Beaufort (intensidad del viento), la temperatura superficial del mar, la profundidad, nubosidad (en porcentaje) y la dirección del viento.

Las fotografías se tomaron de la porción visible del dorso de los tursiones mediante cámaras SLR Canon 50D, con un lente zoom de 70 a 300 mm. Para este trabajo no se utilizaron las fotografías de mala calidad, consideradas éstas como fotografías desenfocadas o que carecían de marcas evidentes en sus aletas dorsales (ejem. marcas de dientes, lesiones superficiales pigmentación).

Todas las fotografías digitales obtenidas se compararon visualmente en la computadora, se ordenaron por día y se seleccionaron las mejores por individuo en cada avistamiento. Posteriormente con el programa ACDsee Pro 2.5 se editaron las fotografías para obtener una imagen con las mismas dimensiones y similar contraste. Las fotografías procesadas se compararon contra todas las obtenidas durante el día, distinguiendo a los individuos mediante su patrón de pigmentación, así como las marcas de la base del dorso y de la aleta dorsal. Una vez teniendo las mejores fotografías diarias, se procedió a compararlas contra todas las que fueron tomadas en cada temporada invernal para así formar un catálogo por año. Las fotografías, así como la información de los tursiones fueron almacenadas en una base de datos.

Las fotografías fueron evaluadas mediante diversos criterios, entre ellos, la calidad de foto, contraste y proporción de la aleta visible en la fotografía. Con base en esto las fotografías fueron clasificadas como malas, regulares, buenas y excelentes. Para este estudio se decidió utilizar las fotos de calidad regulares, buenas y excelentes (SDRP, 2006).

Para esta investigación se realizó el trabajo de campo y catalogación de las foto-identificaciones de los años 2017 y 2018 y los datos de 2009 a 2016 fueron obtenidos ya procesados por el PRIMMA-UABCS a los cuales se les hicieron modificaciones para crear un nuevo catálogo único.

5.2.1 Catalogación

Para la individualización de los organismos a cada uno se le asignó una clave de identificación (Figura 3), la cual consta de los siguientes datos:

- Nombre científico de la especie (Tt: *Tursiops truncatus*)
- Número de individuo en el catálogo (001)
- Lado de la aleta dorsal en la fotografía (D, I: Derecha, Izquierda)
- Área de estudio (LSI: Laguna San Ignacio)

Figura 3. Formato de catalogación de las aletas dorsales de los tursiones de la Laguna San Ignacio.

Para obtener los catálogos anuales desde el 2009 al 2018, y comparar las fotografías de una manera más sencilla así como determinar el número de recapturas, se realizó una clasificación de las marcas con base en su posición sobre la superficie de la aleta según García-Vital (2009). Para ello la aleta dorsal fue dividida en tres zonas (Figura 4):

1. Borde posterior: borde interno de la aleta dorsal, el cual se subdividirá en tres partes: superior, medio e inferior.
2. Borde anterior: borde de la aleta, cercano a la cabeza (las marcas son poco frecuentes).
3. Pedúnculo caudal: borde de la aleta cercano a la aleta caudal, zona detrás de la aleta dorsal.

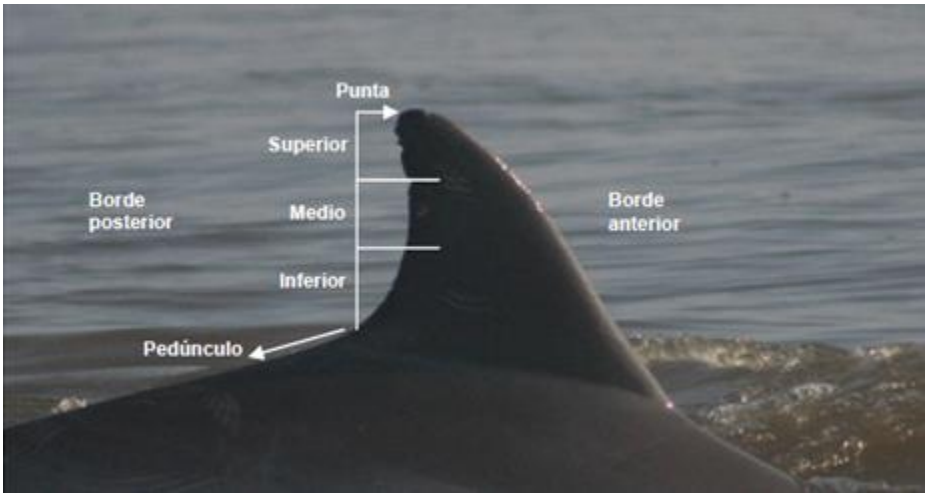

Figura 4. Aleta dorsal dividida en zonas (tomado de García-Vital, 2009).

Posteriormente se hizo una modificación a la clasificación de fotografías de acuerdo con las categorías de marcas de aleta dorsal del Programa de Investigación de delfines de Sarasota (SDRP, 2006) (Figura 5).

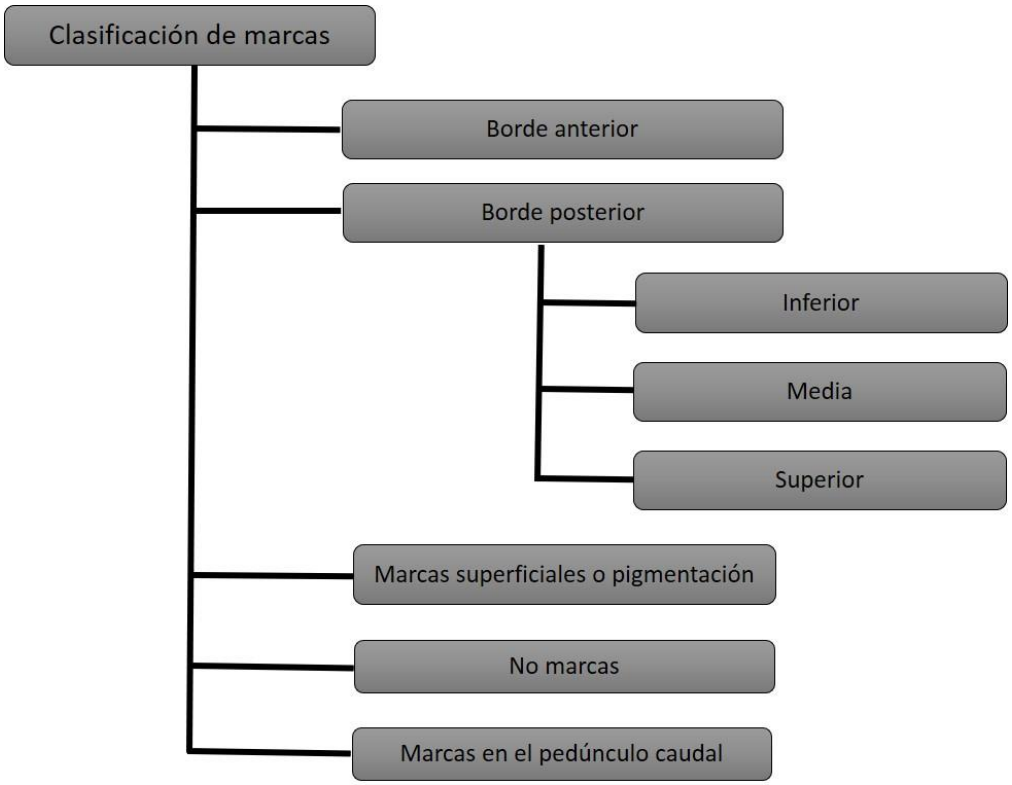

Figura 5. Clasificación jerárquica de marcas en la piel de los tursiones con énfasis en la aleta dorsal. Modificado de García-Vital (2009) basado en SDRP (2006).

5.3 Bondad de ajuste Cormack-Jolly-Seber (CJS).

Con los resultados de las comparaciones fotográficas se procedió a crear un archivo "*inp*" el cual utiliza el programa Mark 8.2 para su lectura. Este archivo utiliza una secuencia binaria de 0 y 1 indicando cuando un individuo fue observado durante el tiempo de muestreo. Por ejemplo: el historial (00101) indica que un animal fue capturado por primera vez en la ocasión 3 y no fue visto hasta la ocasión 5, para el caso de este trabajo cada ocasión es tomada como 1 año, teniendo un total de 9 ocasiones (del 2009 al 2018), omitiendo el año 2015 que no se tomaron fotografías (Cooch y White, 2017).

Para tener criterios suficientes al elegir el mejor modelo que se ajuste a los datos, el programa Mark tiene la opción de analizar la bondad del ajuste de los datos con el modelo de Cormack-Jolly-Seber (CJS) (Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965). El modelo de CJS utiliza dos parámetros al seleccionar los modelos

predeterminados: "*Phi"* que es la probabilidad de sobrevivencia y "*p"* la probabilidad de captura, dando como opción si estos parámetros varían respecto al tiempo (*t*) o son constantes (.). Posteriormente se seleccionaron las dos opciones para los dos parámetros y se desarrollaron cuatro modelos. Para este trabajo la selección del modelo fue con base en la versión simple del Criterio de Información de Akaike (AIC_c). El programa elige al modelo mejor valorado por AIC_c, seleccionando el modelo con el menor valor o más cercano al de menor valor. Los desarrolladores del programa sugieren que si la diferencia en AIC_c (ΔAIC_c) entre dos modelos es menor de 2, ambos modelos son bien valorados. Si los modelos presentan un ΔAIC_c entre 2 y 7 tienen menor soporte y los que exceden de 10 no tienen soporte (Cooch y White, 2017). En este trabajo se seleccionaron los modelos que más soporte presentaron y posteriormente se evaluó el modelo general CJS considerando las diferentes formulaciones que incluían el factor transitorio vs. residentes e incorporando los ajustes de la sobredispersión mediante la inclusión del factor de inflación de la varianza (ĉ). En este caso, la selección del mejor modelo estuvo basada en el QAICc. Antes de la elección se ajustó el modelo por sobredisperción con "ˆc-hat", la selección del mejor modelo se basó en el Criterio de Información Quasi Akaike ($QAIC_c$) y $\Delta QAIC_c$, respectivamente. Errores estándar (EE) e intervalos de confianza (95% IC) fueron añadidos para la estimación de los parámetros *phi* y *p*, siguiendo la metodología de Ramp y colaboradores (2006). Posteriormente se obtuvo el gráfico de la desviación de residuales, el cual demuestra qué tan bien se ajustan los datos al modelo. Con los resultados obtenidos del mejor modelo de AIC_c, se graficó la probabilidad de captura para posteriormente hacer inferencias estadísticas de cada uno de los años.

El modelo de CJS tiene en cuenta cuatro premisas, las dos primeras no son controladas por el investigador mientras que las dos últimas sí. Las premisas son:

1. Cada individuo (marcado) presente en la población durante el muestreo (*i*) tiene la misma probabilidad de ser recapturado en el muestreo (i+1).

2. Cada individuo (marcado) presente en la población inmediatamente después del muestreo (i) tiene la misma probabilidad de sobrevivir hasta el muestreo (i+1).

3. Las marcas no se pierden y son correctamente reconocidas.

4. Todas las muestras son instantáneas (en relación con el intervalo que transcurre entre el muestreo (*i*) y el muestreo (*i+1*)).

Las posibles causas de incumplimiento de las primeras dos premisas se pueden deber a la edad y/o tamaño corporal, el efecto trampa y a la migración temporal de individuos. En el caso del efecto trampa se refiere al comportamiento de los individuos hacia el método de marcado. Para el caso de los delfines, al tomarse fotografías desde las embarcaciones, se refiere a si estos presentan una afinidad o rechazo para los siguientes muestreos.

Para determinar si se cumplen estas premisas, el programa Release GOF (Goodness of Fit) dentro del programa Mark, genera tres Test estándar, (TEST1, TEST2 y TEST3), los últimos dos proveen información de la bondad del ajuste para el modelo de CJS y son comúnmente utilizados para este tipo de modelos (Cooch y White, 2017).

El TEST2.C evalúa el efecto trampa o la no aleatoria emigración temporal, nos provee información si los mecanismos para capturar a los animales tienen un efecto comportamental el cual genera aversión o afinidad, en este caso el efecto de la embarcación a los delfines. Las hipótesis a comprobar fueron:

Ho: No existe diferencia en la probabilidad de recaptura (en *i* + *1*) entre los individuos encontrados y no encontrados en la ocasión *i*, condicional a su presencia en la zona de estudio en ambas ocasiones.

Hi: Entre los individuos vivos en las ocasiones (*i*) e (*i* + *1*), aquellos encontrados en *i* tienden a presentar rechazo o afinidad al mecanismo de marcado encontrados en *i+1*.

Para el caso del TEST3.SR evalúa la probabilidad de sobrevivencia de los individuos de una población y es de gran importancia para detectar la presencia de animales transitorios o en otras palabras de animales que aparecieron solamente en un muestro, ya que llega a afectar directamente el parámetro de sobrevivencia. Las hipótesis para comprobar son:

Ho: Entre los individuos encontrados en la ocasión i, los individuos nuevos marcados y los ya previamente capturados tienen la misma probabilidad de ser recapturados en los siguientes muestreos (*i+1*).

Hi: Entre los individuos encontrados en la ocasión *i*, los nuevos marcados tienden a ser menos recapturados que los previamente capturados.

5.4 Estimación de la abundancia absoluta para poblaciones abiertas

Para la estimación de la abundancia absoluta, se utilizaron los catálogos de los tursiones de la Laguna San Ignacio B.C.S. de las temporadas 2009 hasta 2018 pertenecientes al Programa de Investigación de Mamíferos Marinos (PRIMMA) y Laguna San Ignacio Ecosystem Science Program. Para el análisis se utilizó el estimador para poblaciones abiertas de Jolly-Seber con la parametrización POPAN (Schwarz y Arnason, 1996), los modelos se desarrollaron a través del programa Mark 8.2 (Cooch y White, 2017).

El modelo de captura-recaptura para poblaciones abiertas de Jolly-Seber (1965), considera que en el área de estudio existe emigración, mortalidad, inmigración y reclutamiento (Cooch y White, 2017). Algunos de los supuestos del modelo son:

1. Muestras aleatorias.
2. Todos los organismos tienen la misma probabilidad de ser capturados en cada muestra, aunque tenga o no la marca.
3. Cada individuo capturado tiene la misma probabilidad de sobrevivir de una muestra a la siguiente.

4. Los individuos no pierden sus marcas y las marcas no son sobrepuestas en la captura en caso de ser nuevamente atrapados, se consideran como recapturas.
5. La salida y entrada de individuos es permanente.
6. El tiempo de muestreo es insignificante en relación a los intervalos entre los muestreos.
7. El área de estudio es constante.

La fórmula del modelo de Jolly-Seber es la siguiente:

$$N_i = \frac{n_i + 1}{m_i + 1}\left\{\frac{z_i\,(R_i + 1)}{r_i + 1} + m_i\right\}$$

Donde:

i = Año (periodo de muestreo)

N_i = Abundancia en el periodo de muestreo *i*

m_i: = Número de animales marcados capturados en el periodo de muestreo *i*.

n_i = Número de individuos fotografiados en la muestra *i*.

R_i = Número de individuos liberados de los n_i marcados

Z_i = Suma del número de individuos foto-recapturados antes y después de la muestra *i*, pero no en la muestra *i*.

r_i = Suma del número de individuos fotografiados de los liberados en R_i que son foto-recapturados.

Los parámetros del modelo son:

M_i= número de individuos foto-identificados en la población después de la muestra i+1.

N_i= número total de individuos en la población en el tiempo en el cual es tomada la muestra i.

B_i= número de nuevos entrantes a la población entre la muestra i y la muestra i+1.

ϕ_i= probabilidad de sobrevivencia entre las muestras i e i+1.

p_i= es la probabilidad de captura en la muestra *i.*

En la formulación del modelo de Jolly-Seber en Mark, el proceso poblacional se puede modelar como en la Figura 6. Siendo el parámetro p_i la probabilidad de capturar a los animales marcados como a los no marcados que están vivos en el tiempo *i*, el parámetro ϕ_i hace referencia a la probabilidad de sobrevivencia de los animales marcados y no marcados entre el tiempo *i* e *i*+1.

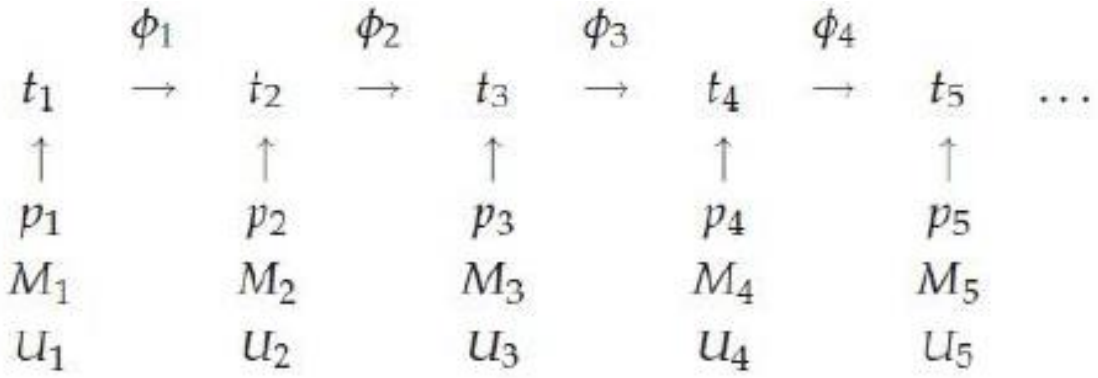

Figura 6. Proceso experimental del modelo de Jolly Seber. El parámetro p_i es la probabilidad de captura en la muestra i, ϕ_i es la probabilidad de sobrevivencia entre la muestra i e i+1. M_i y U_i son el número de individuos vivos marcados y no marcados en la muestra i (imagen tomada de Cooch y White, 2017).

Se trabajó con la opción POPAN para estimar la abundancia, siendo ésta una parametrización del modelo Jolly-Seber. Schwarz y Arnason (1996) mencionan que existe una super-población (*N*) conformada por todos los individuos que nacieron en la población y el parámetro b_i (probabilidad de que un individuo de la super-población entre en la población entre la muestra *i* e *i*+1), (Figura 7) (White y Burnham, 1999). Para las ocasiones de captura *t* el modelo provee el estimador *t-1* para ϕ_i (sobrevivencia aparente), el estimador *t* de *p* (la probabilidad de captura dada si el individuo está vivo y está disponible para ser capturado), el estimador *t-1* de *b* (la probabilidad de entrar en la población por ocasión), y *N* (el tamaño poblacional o super-population size).

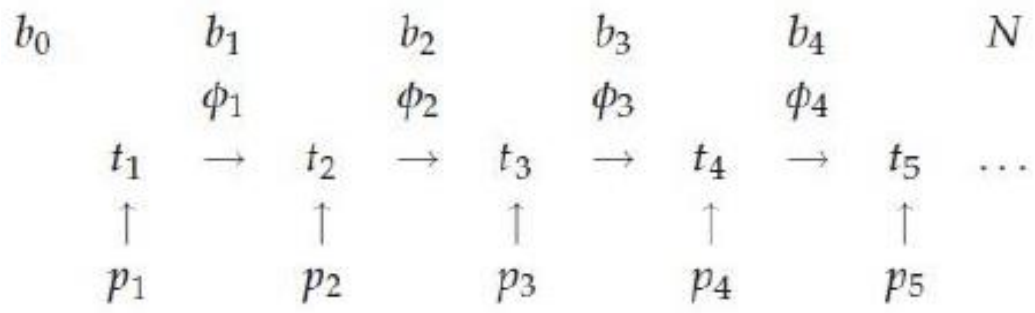

Figura 7. Proceso del modelo utilizando la parametrización POPAN en el modelo de Jolly-Seber. pi es la probabilidad de captura en la muestra i, ϕi es la probabilidad de sobrevivencia entre i e i+1, bi es la probabilidad de que un individuo de la super-población

Para POPAN, el programa Mark utiliza cuatro parámetros al seleccionar los modelos predeterminados: *Phi* (ϕ_i), *p* (p_i), Pent (b_i) y *N* (tamaño de la super-población) dando la opción de elegir si los parámetros varían con el tiempo (*t*) o son constantes (.). Se eligieron las dos opciones para los cuatro parámetros y se desarrollaron 16 modelos, en donde el programa eligió el mejor basándose en el criterio de información de Akaike (AIC), el cual elige el modelo con el menor valor puesto que es el que se ajusta mejor a los datos (Cooch y White, 2017).

5.5 Estimación de la fidelidad al sitio

La fidelidad al sitio se determinó mediante la metodología empleada por Morteo (2011), donde se calcula el número de ocasiones que un animal fue observado en el área de estudio (recapturas anuales) entre el número total de muestreos (por temporada invernal). Para ello se utilizaron las fotografías de las temporadas 2009 al 2018 (con excepción del 2015 que no hubo muestreos).

5.6 Distribución espacial

Se realizaron conteos mediante un censo pre-establecido en la Laguna San Ignacio durante las temporadas invernales 2016, 2017 y 2018, adaptando la

metodología establecida por Jones y Swartz (1984). Los censos se realizaron cada 5 días a partir del 15 de enero, con excepción en días que no se podía salir a navegar por las condiciones ambientales (los censos se programaban días antes o días después). Se dividió a la laguna en tres zonas y se navegó a lo largo de ella en un transecto lineal a una velocidad entre 11 km/h. Para cada zona (inferior, intermedia y superior), se identificaron las de mayor presencia en donde fueron avistados los tursiones dentro de la Laguna San Ignacio (Figura 8).

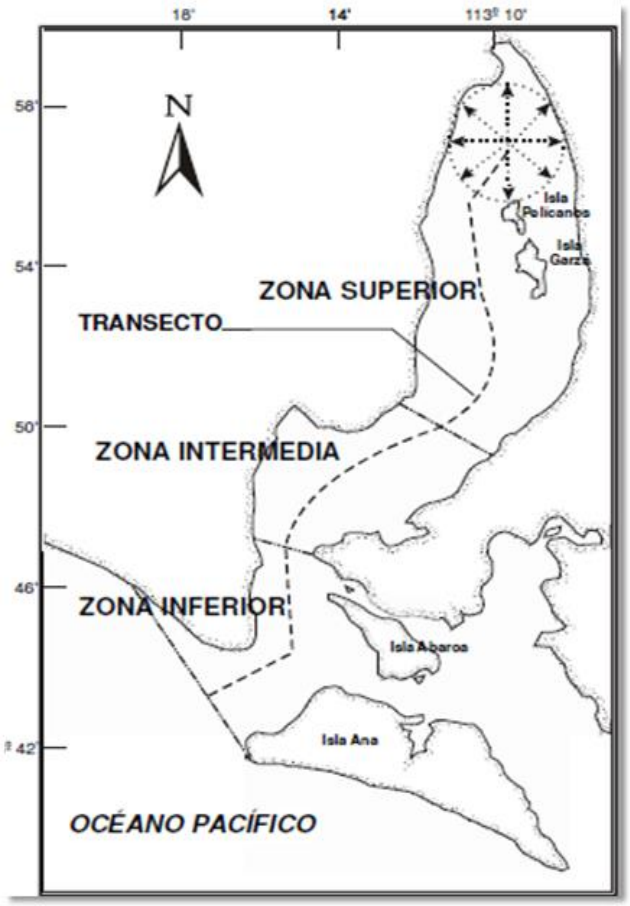

Figura 8. Laguna San Ignacio dividida en zonas (tomada de Gómez-Gallardo, 2004).

Dentro de la embarcación, se encontraban cuatro observadores en cada lado (estribor y babor) con una visión de 180°, un apuntador y el capitán de la embarcación (Figura 9). Los observadores se dividieron en: observadores principales y observadores secundarios. Los secundarios asistían a los observadores principales y estos mencionaban al apuntador los delfines que

pasaron perpendicularmente a la embarcación a lo largo del transecto. El apuntador registró los avistamientos y el número de individuos en un formato previamente establecido.

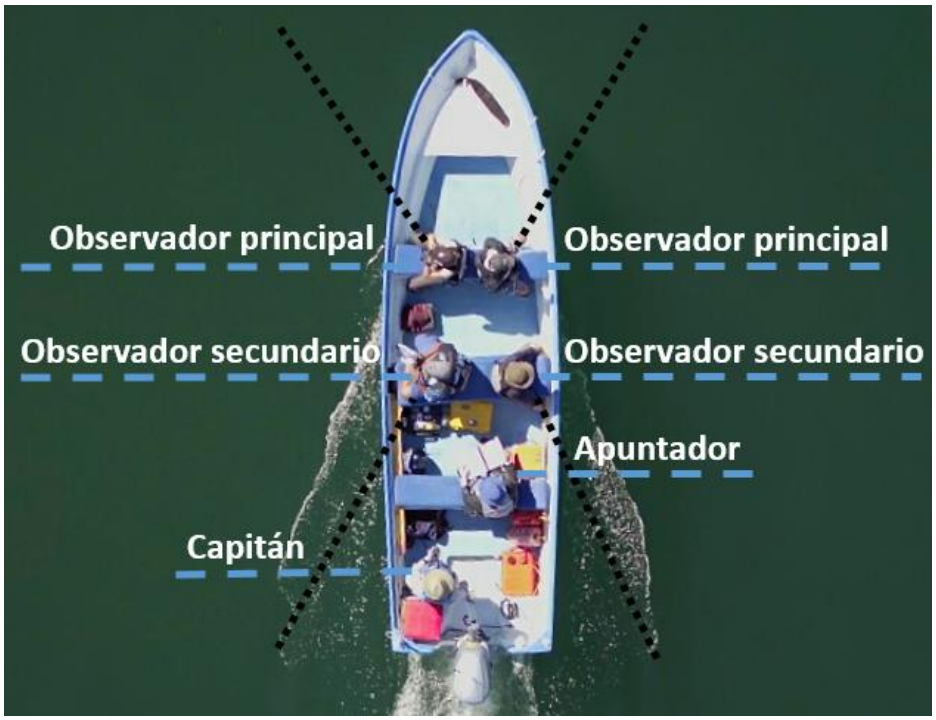

Figura 9. Posición de los observadores con respecto a la embarcación.

5.6.1 Abundancia relativa

El transecto en la zona superior presenta una longitud de 11.7 km, en la zona intermedia 10.55 km y en la zona inferior de 8.68 km. Para eliminar un posible sesgo por el tamaño de la zona, se estimó la abundancia relativa de delfines con relación al esfuerzo dedicado en cada zona (en tiempo) para las tres temporadas y posteriormente se realizó una prueba de análisis de varianzas para determinar diferencias significativas de la abundancia relativa entre temporadas invernales y/o entre zonas de la laguna, así como su respectiva prueba *a posteriori* (Tukey). Las hipótesis a comprobar fueron:

Ho: No existen diferencias significativas en las abundancias relativas entre las tres temporadas invernales y las tres zonas de la Laguna San Ignacio (presentan una distribución homogénea en la laguna).

Hi: Existen diferencias significativas en las abundancias relativas entre las tres temporadas invernales y las tres zonas de la Laguna San Ignacio (presentan una distribución heterogénea en la laguna).

6 RESULTADOS

6.1 Foto-identificación

Durante las temporadas invernales del 2009 al 2018 se registró un total de 439 avistamientos en los 220 días de navegación (Tabla I).

Tabla I. Esfuerzo de muestreo.

Año	*Días de esfuerzo*	*No. de Avistamientos*	*No. de Individuos foto-identificados*
2009	12	15	25
2010	38	94	85
2011	14	19	33
2012	15	19	41
2013	18	25	72
2014	8	9	12
2016	36	72	90
2017	42	116	100
2018	37	70	170

6.2 Bondad de ajuste Cormack-Jolly-Seber

El modelo Cormack-Jolly-Seber (CJS) fue utilizado para la determinación de la sobrevivencia y capturabilidad. La opción RELEASE del programa Mark indicó que el TEST2.C arrojó una sumatoria de $Xi^2 = 18.942$, y una $p = 0.124$ con 13 grados de libertad (gl) indicando que al 95% de confianza, no existe diferencia en la probabilidad de captura (en $i+1$) entre los individuos encontrados y no encontrados en la ocasión i, es decir, no hubo influencia del efecto trampa. Los valores entre años se pueden observar en la tabla II.

Tabla II. Resultados de la prueba TEST2.C

Prueba	*Xi^2*	*Grados de libertad*	*Valor en tabla de Xi^2 al 95% de IC*	*Nivel de p*
2.C2	5.854	2	5.991	0.053
2.C3	6.377	3	7.815	0.094
2.C4	1.673	3	7.815	0.642
2.C5	1.297	3	7.815	0.729
2.C6	0.549	1	3.841	0.458
2.C7	3.190	1	3.841	0.074

La sumatoria de TEST3.SR para Xi^2 fue = 15.191, gl=7 y p=0.0336. Indicó al IC 95%, que entre los individuos encontrados en la ocasión *i*, los nuevos marcados tienden a ser menos recapturados que los previamente capturados, es decir, que la prueba dio significativa para la presencia de individuos transitorios. Los valores entre años se pueden observar en la tabla III, donde solamente para el test 3.SR8 no se detectó presencia de individuos transitorios. La sumatoria del TEST 2 y TEST 3 resultó con una Xi^2 =38.3601, gl = 26 y un valor de p=0.0561, cuyo valor fue utilizado para realizar la prueba de inflación de varianza (ĉ).

Tabla III. Resultados de la prueba TEST3.SR para detectar la presencia de individuos transitorios.

Prueba	*Xi^2*	*Grados de libertad*	*Valor en tabla de Xi^2 al 95% de IC*	*Nivel de p*
3.SR2	0.926	1	3.841	0.335
3.SR3	1.175	1	3.841	0.278
3.SR4	3.448	1	3.841	0.063
3.SR5	2.101	1	3.841	0.147
3.SR6	1.366	1	3.841	0.242
3.SR7	1.742	1	3.841	0.186
3.SR8	4.431	1	3.841	0.033

El grafico de la desviación de los residuales para el modelo de CJS indica que el máximo valor residual fue de 3.20 y el menor de -1.04. Solamente 13 de ellos

se encontraron fuera del rango ± 2, la mayoría de los individuos se encontraron dentro y cercanos a 0 (Figura 10).

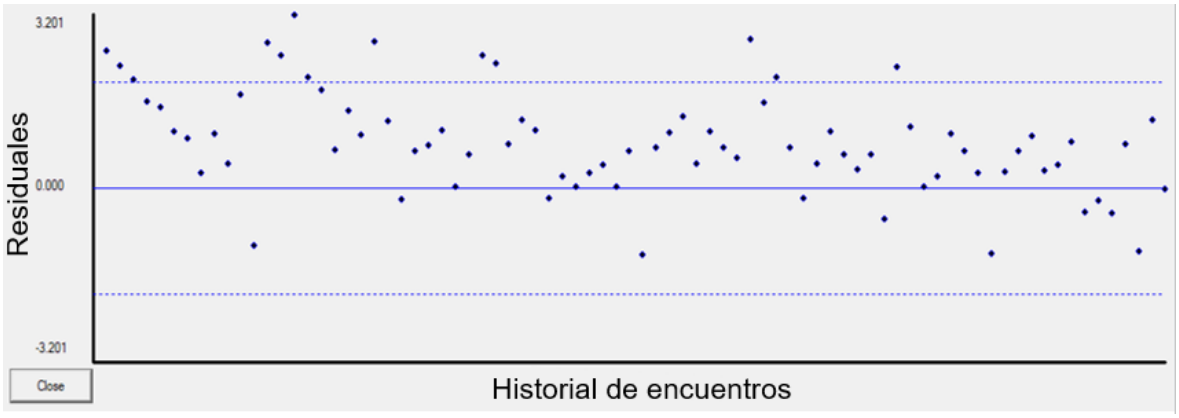

Figura 10. Gráfico de desviación de los residuales de los datos con el modelo de CJS, de las temporadas 2009-2018.

Se aplicó el factor de inflación de la varianza para elegir al mejor modelo basado en el $QAIC_c$ (ĉ= 1.475) y se seleccionó: *Phi* (.), *p* (*t*) (QAICc: 811.203), donde *Phi* fue constante y *p* varió con el tiempo (Tabla IV) el cual se ajusta mejor a los datos. Los datos del modelo AICc indicaron que la tasa de sobrevivencia (*Phi*) (anual) de los individuos de la población fue de una máxima de 0.929 (93%) y mínima del 0.8649 (86%) al 95% de intervalo de confianza (IC), con un promedio de 0.901 ± 0.016 error estándar (EE) (90%), constante entre muestreos.

Tabla IV. Modelos obtenidos mediante la combinación de los parámetros Phi, p, (t) y (.) del modelo general CJS y su respectivo valor QAICc.

Modelo	*QAICc*	*ΔQAIC*	*Peso de QAICc*	*No. Parámetros*	*Q Desviación*
Phi (t) p (t)	811.040	0.000	0.520	15	162.123
Phi (.) p (t)	811.203	0.163	0.479	9	174.971
Phi (t) p (.)	876.466	65.426	0.000	9	240.234
Phi (.) p (.)	881.124	70.084	0.000	2	259.267

ΔQAICc refleja la diferencia entre el QAICc del modelo y el modelo general. Peso de $QAIC_c$ indica el porcentaje de soporte que recibe el modelo, tomando en cuenta a todos los modelos. No. Parámetros = número de parámetros considerados. Q Desviación = Quasi-desviación. Phi =

probabilidad de sobrevivencia. P = probabilidad de captura. (.) = constante en el tiempo, (t) = variable en el tiempo.

La probabilidad de captura (*p*) (anual), varió respecto al tiempo. La *p* más alta fue para la temporada 2010, donde la tuvo como máxima 0.800 y como mínima 0.439 con un promedio de 0.640 ± 0.096 (EE). La probabilidad de captura más baja fue para la temporada 2014 donde la máxima fue de 0.111 y la mínima de 0.0234 con un promedio de 0.0520 ± 0.0208 (EE) (Figura 11).

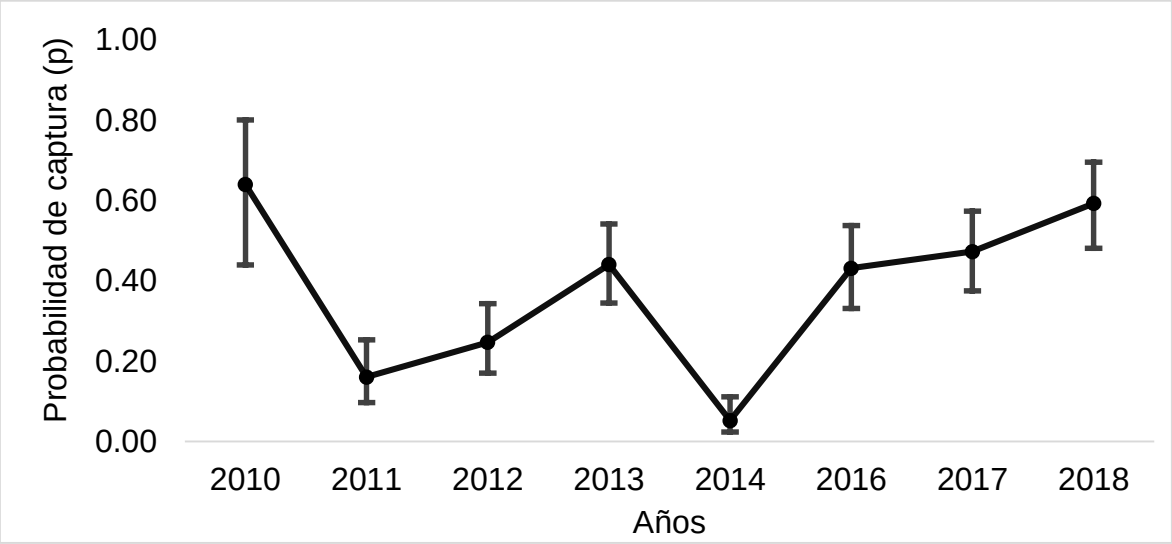

Figura 11. Estimación de la probabilidad de captura (p) de los tursiones para las temporadas del 2010 al 2018 con un 95% de I.C. (barras verticales).

6.3 Abundancia absoluta

La parametrización POPAN dentro del programa Mark, seleccionó como mejor modelo a: *Phi*(t) *p*(.) *pent* (.) *N* (.) (AICc: 1454.1572) (Tabla V), donde *Phi* varía con el tiempo mientras que *p, pent* y *N* son constantes. Al aplicar este modelo el estimador de POPAN arrojó una abundancia de la “super-población” a groso modo para todas las temporadas, un promedio de 440 ± 16 error estándar (EE) con un mínimo de 409 y un máximo de 474 individuos al IC 95%.

Tabla V. Modelos obtenidos mediante la combinación de los parámetros Phi, p, pent, N, (t) y (.) del modelo general POPAN.

Modelo	*AICc*	*Peso de AICc*	*No. Parámetros*	*Desviación*
Phi (t) p (.) pent (.) N (.)	1454.1	0.000	11	-766.4
Phi (t) p (.) pent (.) N (t)	1454.1	0.000	11	-766.4
Phi (t) p (.) pent (t) N (.)	35791.4	0.000	17	33558.1
Phi (t) p (.) pent (t) N (t)	35791.4	0.000	17	33558.1
Phi (.) p (.) pent (.) N (.)	132724.5	0.000	4	130518.2
Phi (.) p (.) pent (.) N (t)	132724.5	0.000	4	130518.2
Phi (.) p (t) pent (.) N (.)	133161.5	0.000	11	130940.9
Phi (.) p (t) pent (.) N (t)	133161.5	0.000	11	130940.9

ΔAICc refleja la diferencia entre el AICc del mejor modelo y el modelo en cuestión. Peso de AICc indica el porcentaje de soporte que recibe el modelo. Phi = probabilidad de sobrevivencia, p = probabilidad de captura. (.) = constante en el tiempo, (t) variable en el tiempo.

La estimación abundancia para cada uno de los años (2010 hasta el 2017) se observan en la Tabla VI. El año 2017 obtuvo la mayor abundancia con 280 ± 15 (e. e) tursiones, y el año 2010 presentó la menor abundancia con 133 ± 12 (e. e) tursiones.

Tabla VI. Abundancia por años de los tursiones en la Laguna San Ignacio, B.C.S.

Año	*Abundancia*	*Error estándar*	*Abundancia mínima (95% I.C.)*	*Abundancia máxima (95% I.C.)*
2010	133	12.063	112	159
2011	156	12.423	134	183
2012	184	12.427	162	210
2013	226	12.475	203	252
2014	196	13.645	171	225
2016	238	14.065	212	267
2017	280	14.853	252	310

6.4 Fidelidad al sitio

Solo uno de los 322 individuos foto-identificados en las temporadas invernales del 2009 al 2018, fue recapturado en 8 años diferentes. El 47% (n =151) de ellos se recapturaron entre 2 y 4 años, mientras que el 53% (n = 171) restante fue visto solamente en una ocasión (Tabla VII). Lo anterior demuestra que se trata de una población abierta. La fidelidad al sitio varió entre 0.11 y 0.88 con un promedio de 0.22 ± 0.02 (95% IC) recapturas por temporada invernal.

Tabla VII. Número de tursiones recapturados en las temporadas invernales del 2009 al 2018.

Número de individuos	*Recapturas*
171	Vistos solo una vez
69	Vistos en 2 años diferentes
41	Vistos en 3 años diferentes
23	Vistos en 4 años diferentes
8	Vistos en 5 años diferentes
7	Vistos en 6 años diferentes
2	Vistos en 7 años diferentes
1	Vistos en 8 años diferentes

6.5 Distribución espacial

Para el análisis de distribución espacial, sólo se usaron datos de los tres años más recientes (2016 a 2018). En las tres temporadas se realizaron 40 censos en total con un esfuerzo de 44.8 horas (Tabla VIII). Para las tres temporadas, los censos tuvieron una duración promedio de 02:54 horas con un esfuerzo total de 44.8 horas.

Tabla VIII. Esfuerzo de censos por años.

Año	*Censos*	*Esfuerzo (horas)*
2016	14	17.14 h
2017	13	14.49 h
2018	13	13.17 h

Durante las tres temporadas invernales, las zonas de mayor conteo de tursiones se dieron en la zona superior e inferior, encontrando una menor cantidad hacia la zona media. En promedio, la temporada con mayor porcentaje de tursiones hacia la zona superior fue la 2016 y la de menor para 2018. El mayor porcentaje para la zona inferior se dio en la temporada 2018 y la menor fue para el 2016 y finalmente para el caso de la zona media el mayor porcentaje se obtuvo para la temporada 2017 y la menor para el 2018 (Tabla IX).

Tabla IX. Presencia en porcentajes de tursiones en las tres zonas de la Laguna San Ignacio.

Año	*Zona superior*	*Zona media*	*Zona inferior*
2016	49 %	22 %	29 %
2017	44 %	24 %	34 %
2018	28 %	21 %	51 %

La mayor abundancia relativa promedio para todas las temporadas se presentó para la zona inferior y la menor fue para la zona intermedia. La temporada 2018 obtuvo la mayor abundancia relativa para todas las zonas mientras que la temporada 2016 fue la de menores abundancias (Tabla X).

Tabla X. Abundancia relativa promedio (ind/hr) por zonas de la Laguna San Ignacio para las tres temporadas invernales al 95% I.C.

Censos	***Zona superior***	***Zona intermedia***	***Zona inferior***
2016	8.1 ± 3.06	3.5 ± 1.38	4.7 ± 2.70
2017	8.5 ± 3.12	5.2 ± 1.26	9.3 ± 3.18
2018	12.6 ± 4.62	11.1 ± 3.66	33.7 ± 3.69

El análisis de varianza indicó que existen diferencias significativas en la abundancia relativa entre años y zonas ($F_{4, 111} = 10.38$; $p<0.01$). Se determinó, mediante la prueba a posteriori de Tukey, que la abundancia relativa en la zona inferior de la temporada 2018 fue donde hubo una mayor abundancia relativa en comparación con las demás zonas en años anteriores (31.58 ind/hr), mientras que la zona media de la temporada 2016 fue la de menor abundancia relativa (3.94 ind/hr), la cual fue estadísticamente diferente a la zona superior de la temporada 2018 (Figura 12).

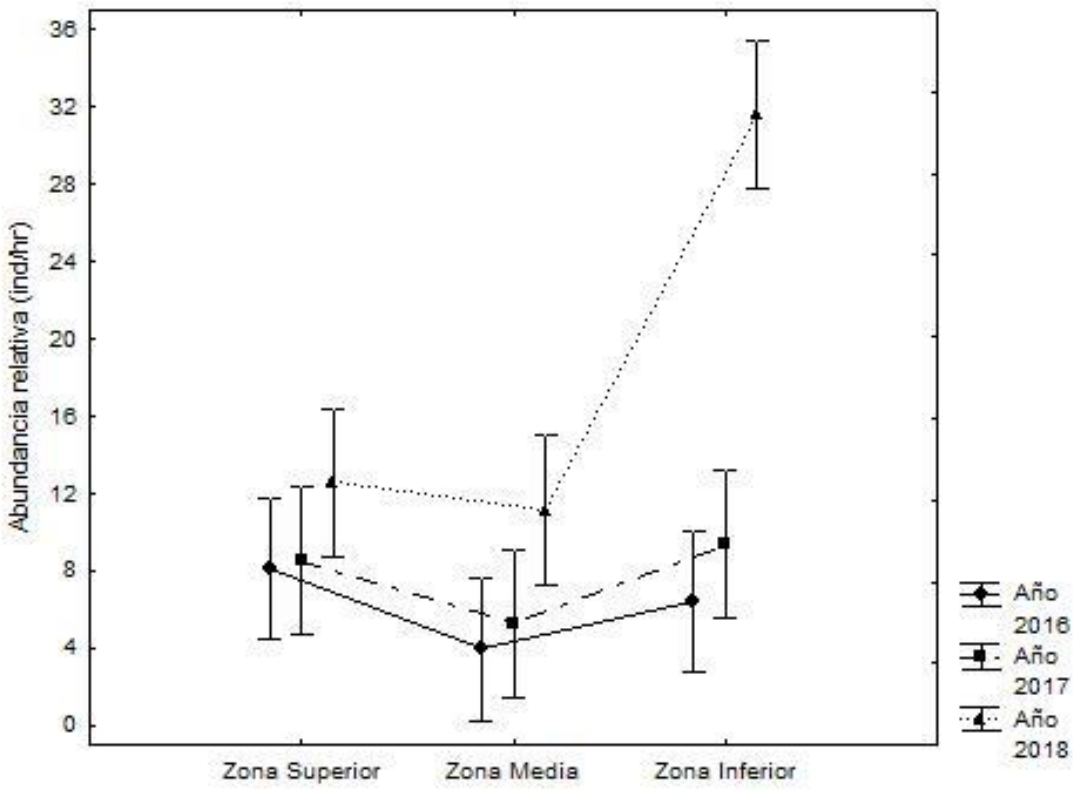

Figura 12. Abundancia relativa de tursiones por zona y por temporada invernal en la Laguna San Ignacio.

El análisis de varianza indicó que hubo diferencias significativas en la abundancia relativa por temporada invernal ($F_{2,111} = 36.55$; $p<0.01$). La prueba Tukey indicó que las temporadas invernales 2016 y 2017 tuvieron abundancias relativas similares (6.16 y 7.72 ind/hr, respectivamente) mientras que la abundancia en la temporada invernal 2018 fue estadísticamente distinta (18.43 ind/hr).

La abundancia relativa por zonas indicó que existen diferencias significativas ($F_{2,111} = 17.32$; $p<0.01$), encontrando para la zona media y zona superior, abundancias relativas similares (6.72 y 9.70 ind/hr, respectivamente), mientras que la zona inferior presentó una abundancia relativa distinta (15.55 ind/hr).

7 DISCUSIÓN

7.1 Aspectos metodológicos

7.1.1 Esfuerzo de muestreo

El esfuerzo aplicado a la observación de los tursiones se vio afectado por dos motivos: en primer lugar, la obtención de los datos de los avistamientos, se realizaron siempre de manera oportunista, adaptándonos a la metodología que se utiliza en el proyecto “Monitoreo de la ballena gris en México” de Laguna San Ignacio Ecosystem Science Program. En segundo lugar, cuando las condiciones climáticas tales como el viento, la lluvia, la neblina etc., eran adversas, no se navegó por seguridad del equipo. Es por ello que podemos observar que para los casos de 2009 y 2014, fueron los años con menores días de esfuerzo y con el menor número de avistamientos (Tabla I). Para el caso del año 2015 no se realizó ningún esfuerzo hacia la observación de delfines (no se realizaron avistamientos ni se tomaron fotografías), motivo por lo cual no se utilizó este año para estimar la abundancia ni fidelidad al sitio.

7.2 Bondad de ajuste Cormack-Jolly-Seber

El modelo de Cormack-Jolly-Seber indicó, junto con el grafico de la desviación de los residuales (Figura 10) que los datos se ajustan de buena manera al modelo, ya que la mayoría de los individuos se encuentran dentro del rango ± 2 o cercanos a 0 y además no presentan ninguna tendencia (Cooch y White, 2017*)*. El mejor modelo que se seleccionó con el criterio AIC (Tabla IV), presentó una tasa de sobrevivencia constante (*Phi*) durante todas las temporadas del 0.901 (90%) ($IC_{95\%}$= 0.864-0.929), esto indica que, aparentemente, la mortandad y la migración en los individuos no fue significativa durante el periodo de estudio. La alta tasa de sobrevivencia concuerda con las estimaciones que se han realizado en otros cetáceos al ser animales longevos. Los tursiones son animales que suelen vivir hasta los 48 años o más (Wells y Scott, 2009). Se han encontrado tasas de

sobrevivencia en tursiones superiores al 90% en: Sarasota, Florida, E. E. U.U. (0.96 ± 0.01 desviación estándar, DE) (Wells y Scott, 1990), las Islas Azores (0.97 ± 0.029 DE) (Silva *et al*., 2009), Laguna, en el sur de Brasil (0.92, $IC_{95\%}$ = 0.88-0.96) (Daura-Jorge *et al*., 2013), Laguna de Patos, Brasil (0.93, IC = 0.89-0.95) (Fruet *et al*., 2015) y costa occidental del Estado Aragua, Venezuela (0.97, $IC_{95\%}$ = 0.12-0.99) (Bolaños-Jiménez, 2017).

Por otro lado, algunas de las principales causas de mortalidad en los tursiones son la depredación por tiburones, seguido de los enredamientos en redes de pesca. (Wells y Scott, 2009). Sin embargo, también se ha reportado que la tasa de interacción entre delfines y depredadores es común en el mundo, siendo depredados principalmente por tiburón toro (*Carcharinus leucas*) y tiburón blanco (*Carcharodon carcharias*) en el oeste de Florida (Wells et al., 1987), Sudáfrica (Cockfrot et al., 1989) y Australia (Heithaus, 2001). Además, en menor frecuencia, son depredados por orcas (*Orcinus orca*) (Würsig y Würsig, 1979). En Laguna San Ignacio se ha registrado la presencia de tiburón martillo (*Sphyrna zygaena*), tiburón toro (*Carcharhinus obscurus*), tiburón mako (*Isurus oxyrinchus*) y tiburón blanco (*Carcharodón carcharias*) (Rochín-Alamillo, 2011). Sin embargo, en el presente estudio ninguno de los individuos foto-identificados se observó con evidencias de heridas por interacciones con tiburones ni artes pesqueras, a pesar de ello se han registrado a siete delfines varados (muertos) entre 2009 y 2018, sin conocer las causas de sus muertes.

La probabilidad de captura (*p*), mostró tener cierta tendencia homogénea, sin embargo, esta varió respecto al tiempo del periodo de estudio, como suele suceder en la mayoría de los estudios de captura-marca-recaptura en cetáceos (Alves *et al*., 2015). Para los años 2011 y 2014 hubo un menor número de recapturas, esto se debió a diversos factores, entre ellos, el esfuerzo empleado en esos dos años que fue muy bajo, además, en cada temporada las fotografías fueron tomadas por diferentes personas, lo cual incrementa el posible error en la probabilidad de captura.

El efecto trampa se determinó mediante el TEST2.C, en donde se muestra que en todas las pruebas “C” no fueron estadísticamente significativas para la presencia

de dicho efecto ($p > 0.05$) (Tabla II). La sumatoria de Xi^2 del TEST2.C fue de = 18.94 con un valor de $p = 0.124$, lo cual corroboró que los datos no fueron estadísticamente significativos. Es sabido que la técnica de foto-identificación en cetáceos no tiene gran efecto sobre los animales muestreados, al no manipular a los individuos al momento del marcaje, sin embargo, es posible que algunos de ellos sientan alguna afinidad o aversión o simplemente no exista efecto alguno a la embarcación de donde se toman las fotografías. Se ha documentado la conducta evasiva de los tursiones hacia las embarcaciones de todo tipo, pero por lo general se habitúan a su presencia después de cierto tiempo (Irvine et al., 1981, Ballance, 1992; Weller, 1998). Se conoce que la respuesta que presentan los tursiones hacia las embarcaciones puede estar influenciada por diferentes razones; la velocidad a la que se navega, el ángulo de acercamiento, el número de embarcaciones presentes, el sonido del motor de las embarcaciones, la profundidad de la zona, así como el tamaño y la composición de grupos (Allen y Read, 2000; Christiansen *et al*., 2010), sin embargo, para el caso de este estudio no hubo efecto alguno.

Los resultados de la prueba TEST.3SR, para detectar la presencia de individuos transitorios, indicaron que la mayoría de las pruebas (con excepción de “SR8”) no fueron estadísticamente significativas ($p < 0.05$) (Tabla III). A pesar de ello la sumatoria de Xi^2 para TEST3.SR fue de 15.19 con un valor de $p = 0.0336$, indicando que los datos son estadísticamente significativos para la presencia individuos transitorios, lo cual confirma que se trata de una población abierta donde la entrada y salida de individuos es constante. Que no haya sido estadísticamente significativo a dicha presencia se pudo deber a distintas razones. Una de ellas podría ser el bajo porcentaje eficiencia de fotografía que se obtuvo, ya que, al no tomar fotografías de buena calidad se pierde una gran parte de la población muestreada, por lo que posiblemente los individuos se encuentren dentro de la población, pero debido ya sea al esfuerzo, así como a la calidad de las fotografías, no los estamos recapturando. Es por ello que se sugiere en un futuro dedicarle un esfuerzo homogéneo al área de estudio, y como una opción pudiese ser el excluir la primera captura de los individuos que no tienen recapturas (transeúntes) para que así los datos tengan una mayor heterogeneidad, como lo realizaron en trabajos con ballena azul después de haber rechazado el test de bondad de ajuste (Ramp *et al.,* 2006).

7.3 Abundancia absoluta

Este estudio brinda por primera vez una estimación del tamaño poblacional de tursiones para la Laguna San Ignacio, B.C.S. Cuando se aplican los modelos de captura-marcado-recaptura con base en la foto-identificación, se discrimina un cierto porcentaje de individuos dentro de la población, por lo que utilizar periodos de tiempos mayores de un año en este estudio, sustenta mejor la estimación de abundancia. Para determinar la aplicación de la parametrización POPAN en este trabajo se consideraron diversos aspectos: las condiciones de la laguna (al ser un área amplia y con entrada y salida constante de individuos), así como por la alta presencia de individuos transitorios denotado en la prueba de bondad de ajuste. Además, mediante este modelo, se pudo estimar el tamaño de la "super-población" o el número de individuos que han estado al menos una vez en la laguna presentando periodos entre años (Cooch y Whiteman, 2017). Este modelo también ha sido utilizado para conocer parámetros poblacionales de otros odontocetos, tal es el caso de un estudio realizado por Hunt y colaboradores (2017), donde determinaron las características demográficas de los delfines jorobados australianos (*Sousa sahualensis*) utilizando la parametrización POPAN en el programa Mark, estimando un tamaño de la población de 129 individuos para la región norte del arrecife Ningaloo. El mejor modelo para la parametrización POPAN que utilizaron según el criterio de información Akaike fue *Phi (t), p (.), pent (t)*, el cual indicó que la probabilidad de sobrevivencia y la probabilidad de que entre un nuevo individuo a la población en la ocasión *i* e *i*+1 (*Phi*) variaron respecto al tiempo, en cambio la probabilidad de captura se mantuvo constante a través del tiempo de muestreo. Para este estudio el mejor modelo elegido fue *Phi (t) p (t) pent (.) N (.)* (Tabla V), el cual fue el tercer modelo mejor valorado por AIC. Esto se decidió ya que, al momento de correr los dos primeros modelos, el programa no arrojó valor alguno, por lo cual se eligió el tercer modelo con menor valor AIC.

La estimación del tamaño de la población mediante la parametrización POPAN fue de 414 ± 15 tursiones (EE), la abundancia en las diferentes temporadas desde el 2010 al 2017 (Tabla VI), sugiere que la población de tursiones en la laguna fue relativamente estable durante el periodo de estudio. Solamente existe un registro de la estimación de abundancia de *Tursiops truncatus* cercano al área de estudio

en Bahía Magdalena realizado por Cortés-Moreno en 2006, quien realizó una comparación entre las poblaciones de tursiones en Navachiste, Sinaloa y Bahía Magdalena B.C.S., utilizando el método de Lincoln-Petersen modificado por Chapman (para poblaciones cerradas), obteniendo como resultado que Bahía Magdalena presentó un tamaño poblacional de 98 individuos. Otro estudio para la zona del Pacifico norteamericano fue el realizado por Dudzik y colaboradores (2005) en las costas de San Diego, California. Ellos estimaron una abundancia de 323 delfines con el modelo de Chao para poblaciones cerradas. Hasta la fecha no se han realizado estudios donde hayan utilizado modelos para poblaciones abiertas cerca de la zona, únicamente para las costas del Golfo de México Valdés-Arellanes y colaboradores en 2011, determinaron el tamaño poblacional de los tursiones del norte de Veracruz en 302 ± 113 individuos utilizando el método de Jolly-Seber.

7.4 Fidelidad al sitio

La fidelidad al sitio, con referencia al lugar de nacimiento de una especie, se le conoce comúnmente como filopatría, pero típicamente también es referido como el lugar donde un individuo fue marcado u observado a través del tiempo (Tschopp *et al*., 2018). En este estudio la fidelidad al sitio se consideró respecto al número de recapturas entre el número total de muestreos (temporadas invernales). Hasta la fecha aún existe una gran controversia en cuanto a la determinación de fidelidad al sitio, ya que diversos autores lo manejan bajo su propio concepto. Trabajos como el de Bristow y Rees (2001) reconocieron que en la población de tursiones de Bahía Cardigan, en el mar de Irlanda, algunos individuos presentaron un alto grado fidelidad al sitio al encontrarse en todos los meses de los años muestreados, y otro porcentaje de individuos se encontraron solamente por temporadas, sin embargo, no establecieron algún índice para determinar cuantitativamente esa fidelidad. Actualmente Tschopp y colaboradores (2018), desarrollaron diferentes índices para la estimación de la fidelidad del sitio, considerando la ocurrencia, permanencia y periodicidad, evaluando una población del delfín de Commerson (*Cephalorhynchus commersonii*). En este trabajo se optó por utilizar la metodología empleada por Morteo (2011), ya que ha sido ampliamente empleada en diversos trabajos con tursiones, al considerar el resultado del número total de foto-recapturas entre el

número de años muestreados. Morteo obtuvo que los tursiones de las zonas costeras de Alvarado, presentaban una fidelidad al sitio que varió entre 0.05 y 0.61 con un promedio de 0.17 ± 0.12 (95% IC) recapturas por muestreo, encontrando diferencias en temporadas del año. En este estudio se obtuvo un valor un poco más alto encontrando el promedio de 0.22 ± 0.02 (95% IC) recapturas por muestreo, encontrando la mínima en 0.11 y la máxima en 0.88. La diferencia se puede deber a que en este trabajo se utilizaron años y en el estudio realizado por Morteo fue entre las temporadas climáticas de cada año.

Se han recapturado 151 tursiones en más de dos años distintos (47% del total foto-identificado), los cuales denotan claramente un alto grado de fidelidad al sitio. Sin embargo, al haberle dedicado sólo 3 meses de muestreo por año, es complicado conocer si se encuentran todo el año en la laguna o sólo durante las temporadas invernales. Solamente existe un registro en octubre del 2016 donde se realizó una visita a la laguna durante 7 horas de muestreo se tomaron 128 fotografías y se lograron foto-recapturar al menos 6 individuos ya previamente marcados en el catálogo (Tt-014-LSI, Tt-100-LSI, Tt-120-LSI, Tt-198-LSI, Tt-206-LSI, Tt-209-LSI), por lo que posiblemente una parte de la población pudiese permanecer todo el año dentro de la laguna. Es por ello que se sugiere realizar un estudio para todas las temporadas climáticas del año para conocer que individuos de la población son residentes y cuales individuos realizan desplazamientos o migraciones temporales. Un artículo realizado por Defran y colaboradores (2015) demostraron que pudiese existir un desplazamiento o grado limitado de mezcla entre los tursiones de las costas de California (Ensenada, San Diego, Orange Country y Santa Barbara) y las costas sureñas de San Quintín, Baja California, donde la taza de individuos recapturados fue de 3.5% (7 recapturas).

Una de las razones por la que una especie puede llegar a presentar cierta fidelidad a un sitio es por la cantidad de recursos que encuentran en la zona. En un estudio realizado en el Atlántico por Barros y Odell (1990), determinaron que los tursiones se alimentan principalmente de peces de la familia Sciaenidae, seguidos de las familias Mugilidae, Batrachoididae y Haemulidae, así como también de algunos cefalópodos y crustáceos. Para el caso de La laguna San Ignacio es posible encontrar una gran cantidad de estas especies, según un estudio realizado por

Barjau (2010), se demostró que en la laguna se encuentran al menos 44 especies diferentes de peces integradas en 21 familias, siendo Sciaenidae (4 spp.), Haemulidae (4 spp.) y Serranidae (4 spp.) las familias que aportaron un mayor número de especies. Además, Barjau indicó que la temporada invernal fue la segunda con mayor biomasa total con 19,968.7 gr. Esto indica que la cantidad de presas potenciales para los tursiones es amplia.

7.5 Distribución espacial

El esfuerzo realizado fue relativamente similar entre las tres temporadas (Tabla VIII), a pesar de que para el 2016 hubo un censo adicional. De igual manera se procuró realizar los censos cada 5 días, sin embargo, no siempre fue posible hacerlo de esa manera por las condiciones climáticas (fuertes vientos, lluvias, etc.). La distancia para la observación de tursiones no fue mayor a los 3 km para cada lado de la embarcación, tomando en cuenta que durante el censo se recorre por la mitad de la laguna y la distancia máxima en lo ancho es de 6 km en lo que respecta a la zona media (Figura 8), se asumió que los delfines se podían observar máximo a esa distancia. Sin embargo, se tuvieron dificultades al observar grupos de tursiones que se encontraban a una distancia considerable. Es por ello que podemos encontrar un sesgo en cuanto a la abundancia relativa para cada temporada (Tabla X). Por lo cual se recomienda en estudios futuros mejorar el método para determinar una observación óptima de los tursiones.

La prueba de análisis de varianza de dos vías determinó que estadísticamente existe una diferencia significativa en la distribución de los tursiones entre las zonas de las tres temporadas invernales de estudio ($F_{4, 111} = 10.38$; $p<0.01$) (Figura 12), lo cual indica que los tursiones de la Laguna San Ignacio presentan una distribución heterogénea prefiriendo la zona inferior. La mayor abundancia relativa se presentó para zona inferior de la temporada 2018 (33.7 ± 3.69 ind/h) (Tabla X). Esta alta abundancia puede deberse a diversos factores tales como la presencia de sus presas potenciales en dicha zona. Es sabido que los pastos marinos y las macroalgas son de gran importancia en la contribución a la cadena alimenticia (Coleman y Williams, 2002). En la Laguna San Ignacio se ha documentado la

presencia de extensiones de vegetación acuática como macroalgas y praderas de pastos marinos. *Ruppia maritima* y *Zostera marina* siendo esta ultima la más dominante, la cual sirve de hábitat de una gran cantidad de especies de peces y moluscos (López-Calderón y Riosmena-Rodríguez, 2010). Dicha especie ha presentado fluctuaciones temporales en su cobertura, por lo que es probable que estos últimos años haya habido una mayor cobertura hacia la zona inferior incrementado la disponibilidad de alimento de los tursiones en dicha zona. De igual manera, mediante observaciones personales se les ha visto alimentándose para la zona inferior, por lo que posiblemente prefieran esa zona para el forrajeo.

Otra de las posibles causas por la que hay una mayor abundancia relativa para la zona inferior puede ser que el conteo en los censos no se haya llevado a cabo de buena manera, ya que se adaptó a la metodología empleada en los censos de ballena gris, los cuales se realizan a una velocidad promedio de 11 km/h. Aunque se sabe que los delfines suelen desplazarse a velocidades entre los 5-11 km/h, también pueden alcanzar velocidades máximas de hasta 20 km/h (Würsig y Würsig, 1979), por lo que existe el sesgo de contar a un individuo dos veces o más. Además, los tursiones realizan inmersiones de tres a cuatro minutos, con tiempos máximos que van desde los 10 a los 12 minutos (Barragán-Barrera, 2010), por lo que posiblemente algunos individuos no se lleguen a contar al momento de estar en desplazamiento durante el censo. Es por ello que se sugiere realizar un censo especializado, principalmente para los tursiones, tomando en cuenta los inconvenientes que surgieron durante este trabajo.

La abundancia relativa promedio más alta fue para la temporada 2018 y la más baja fue para 2016 (Tabla XI) donde, mediante el análisis de varianza, se encontraron diferencias significativas entre temporadas ($F_{2, 111} = 36.55$; $p<0.01$), siendo 2018 la más alta en abundancia relativa (Figura 12). Se sabe que los tursiones presentan movimientos, particularmente en zonas costeras, los cuales incluyen migraciones estacionales, combinación de grandes desplazamientos ocasionales, así como residencia local (Shane *et al*., 1986; Wells y Scott, 2009). Para el caso del Pacífico sudcaliforniano, aún no se han realizado estudios sobre desplazamientos o movimientos de tursiones entre localidades, sin embargo, en este trabajo para los años 2011 y 2013, se registraron avistamientos con más de 100 individuos cerca

de la boca de la laguna, lo cual posiblemente indique que un cierto porcentaje de individuos que habitan en zonas aledañas a la Laguna San Ignacio (Laguna Ojo de Liebre o Complejo lagunar Bahía Magdalena) entren temporalmente a la zona de estudio y realicen migraciones en conjunto con los individuos residentes.

8 CONCLUSIONES

- Los resultados del modelo CJS del Criterio de Información de Akaike (AICc) indicaron que la tasa de sobrevivencia (Phi) (anual) de los individuos de la población fue del 90%, siendo constante en cada temporada. Mientras que la probabilidad de captura (*p*) anual varió respecto al tiempo, donde la más alta fue para la temporada 2010 y la mínima fue para el año 2014.

- La abundancia absoluta de los tursiones en la Laguna San Ignacio indicó que existe una población de 440 ± 16 individuos (474-409) individuos (IC 95%).

- La fidelidad al sitio promedio en la laguna fue de 0.22 ± 0.02 (95% IC) recapturas por temporada invernal. De los 322 individuos foto-identificados el 47% se observó más de un año vez mientras el 53% restante fue visto solamente en un año.

- La distribución espacial de los tursiones resultó ser heterogénea para las tres zonas de la laguna en las tres temporadas invernales. La zona inferior tuvo la abundancia relativa promedio más alta mientras que la zona media la más baja. La temporada el 2018 fue la de mayor abundancia relativa promedio y 2016 la más baja.

9 BIBLIOGRAFÍA

Allen, M.C. y A. Read. 2000. Habitat selection of foraging bottlenose dolphins in relation to boat density near Clearwater, Florida. *Mar. Mamm. Sci*., 16: 815–824.

Alves F., A. Dinis, C. Nicolau., M. Kaufmann., C. Fortuna y L. Freitas. 2015. Survival and abundance of short-finned pilot whales in the archipelago of Madeira, NE Atlantic. *Mar. Mamm. Sci.*, 31(1): 106-121.

Bailey H., y P. Thompson. 2010. Effect of oceanographic features on fine-scale foraging movements of bottlenose dolphins. *Mar Ecol Prog Ser*., 418: 223-233.

Ballance L. T. 1992. Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, México. *Mar. Mamm. Sci.,* 8(3): 262-274.

Barjau G. E. 2010. Estructura de la ictiofauna asociada a fondos blandos en Laguna San Ignacio, Baja California Sur. Tesis de maestría, CICIMAR-IPN. B.C.S., México. 104 pp.

Barragán-Barrera, D. C. 2010. Distribución y uso de hábitat del delfín nariz de botella Tursiops truncatus (Montagu, 1821) (CETACEA: DELPHINIDAE) en Bocas de Toro, Costa Caribe de Panamá. Tesis de Licenciatura, Universidad de Bogotá, Colombia. 167 pp.

Barros N. B., y D. K. Odell. 1990. Food habits of bottlenose dolphins in the southeastern United States. *Academic Press, Inc*., 16: 309-328.

Baumgartner M. F. 1995. The distribution of select species of cetaceans in the Northern Gulf of Mexico in relation to observed environmental variables. Tesis de maestría. University of Southern Mississippi, USA. 90 pp.

Baumgartner M. F. 1997. The distribution of Risso's dolphin (*Grampus griseus*) with respect to the physiography of the northern Gulf of Mexico. *Mar. Mamm. Sci.*,13(4): 614-638.

Bearzi, G., S. Agazzi, Bonizzoni, S., Costa M. y Azzelino, A. 2008. Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 18:130-146.

Bejder L., A. Samuels, H. Whitehead, N. Gales, J. Mann, R. Connor, M. Heithaus, J. Watson-Capps, C. Flaherty y M. Krützen. 2006. Decline in relative abundante of bottlenose dolphins exponed to long-term disturbance. *Conservation Biology.*, 20: 1791-1798.

Berta A. J. L. Sumich y K. M Kovacs. 2015. Marine Mammals; Evolutionary Biology. Elsevier. USA. 726 pp.

Bolaños-Jiménez, J. 2017. Ecología poblacional del delfín nariz de botella o tursión (*Tursiops truncatus*) en aguas de la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela. Tesis de Maestría. Universidad Veracruzana, México. 74 pp.

Bristow T., y E. I. S. Rees. 2001. Site fidelity and behaviour of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Cardigan Bay, Wales. Aquatic Mammals. Vol 27.1: 1-10.

Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham y J. L. Laake. 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Chapman y Hall, London, reprinted 1999 by RUWPA, University of St. Andrews, Scotland.

Caldwell, D. K. 1955. Evidence of home range of an Atlantic bottlenose dolphin. *Journal of Mammalogy.* 36(2): 305-305.

Caldwell, M.J. 1992. A comparison of bottlenose dolphins identified in San Quintín and the Southern California Bright. Tesis de maestría, San Diego State University, San Diego, CA, USA, 58 pp.

Christiansen, F., Lusseau, D., Stensland, E. y Berggren, P. 2010. Effects of tourist boats on the behaviour of Indo-Pacific bottlenose dolphins off the south coast of Zanzibar. *Endangered Species Research*. 11:91-99.

Cockcroft, V. G. y Ross, G. J. B. 1990. Age, growth, and reproduction of bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* from the east coast of southern Africa. *US Fish Bulletin*. 88 (2): 289-302.

Coleman F.C. y S. L. Wiliams. 2002. Overexploiting marine ecosystem engineers: v Potential consequences for biodiversity. Trends in Ecology and Evolution 17:40-43.

Connor, R. C., Wells, R. S., Mann, J. y Read, A. J. 1999. The bottlenose dolphin, *Tursiops spp*.: Social relationships in a fission-fussion society. En: J. Mann, R. C. Connor, P. L. Tyack y H. Whitehead (eds.). Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales. University of Chicago Press. Chicago y Londres.

Cormack R. M. 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika* 51: 429-438.

Cortés-Calva, P., I. González López, B. Bermúdez Almada, C. L. Jiménez-Sierra y A. Ortega-Rubio. 2015. Reserva de la Biosfera el Vizcaíno: 25 años de manejo y conservación. En: Ortega–Rubio, A., M. J. Pinkus-Rendón e I. C. Espitia-Moreno (Editores). Las Áreas Naturales Protegidas y la Investigación Científica en México. (pp. 375- 392). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S. C., La Paz B. C. S., Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán y Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México. 572 pp.

Cooch E. G., y White G. C. 2017. Program Mark, a gentle Introduction. Cornell University & Colorado State University Cooperative Wildlife Unitse, 1159 pp.

Daura Jorge, F.G., S.N. Ingram y P.C. Simões Lopes. 2013. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in southern Brazil. *Mar. Mamm. Sci*., 29: 293–311.

Defran, R. H., Shultz, G. M., y Weller, D. W. 1990. A technique for the photographic identification and cataloging of dorsal fins of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Reports of the International Whaling Commission* (Special Issue 12):53-55.

Defran, R. H., Caldwell, M., Morteo, E., Lang, A. R., Rice, M. G. y Weller, D. W. 2015. Possible stock structure of coastal bottlenose dolphins off Baja California and California revealed by photo-identification research. *Bull. Southern California Acad. Sci*. 114(1): 1-11.

De La Cruz-Agüero, J. 2000. Origen y distribución de la ictiofauna de la Laguna de San Ignacio, Baja California Sur, México. *Ciencia Ergo Sum*. 7 (2): 157-165

Díaz-Gamboa, R. E. 2003. Diferenciación entre tursiones *Tursiops truncatus* costeros y oceánicos en el Golfo de California por medio de isótopos estables de carbono y nitrógeno. Tesis de maestría, CICIMAR-IPN. B.C.S., México 62 pp.

Dudzik K. J., K. M. Baker y D.W. Weller. 2005. Mark-recapture abundance estimate of California coastal stock bottlenose dolphins: February 2004 to April 2005. Southwest Fisheries Center Administrative Report LJ-06-02C: 15 pp.

Dowling, T. E. y W. M. Brown. 1993. Population structure of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) as determined by restriction endonuclease analysis of mitochondrial DNA*. Mar. Mamm. Sci*. 9(2):138-155.

Fazioli, K. L., Hofmann, S. y Wells, R. S. 2006. Use of Gulf of Mexico Coastal Waters by Distinct Assemblages of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*). *Aquatic mammals*. 32(2):212-222.

Frère C.H., M. Krütsen, J. Mann, R.C. Connor, L. Bejder y W.B. Sherwin. 2010. Social and genetic interactions drive fitness variation in a free-living dolphin population. *P N A S*, Vol. 107 (46):

Fruet, P.F., F.G. Daura Jorge, L.M. Möller, R.C. Genoves & E.R. Secchi. 2015. Abundance and demography of bottlenose dolphins inhabiting a subtropical estuary in the Southwestern Atlantic Ocean. *J. Mammal*., 96(2): 332-343.

García-Vital M. 2009. Clasificación de marcas en la aleta dorsal de tursiones (*Tursiops truncatus*: Montagü, 1821) foto-identificados en las costas de Veracruz, México. Tesis de licenciatura. Instituto tecnológico de boca del rio. Veracruz, México. 70 pp.

Gerrodette, T. y Palacios, D. M. N. 1996. Estimates of cetacean abundance in EEZ waters of the eastern Tropical Pacific. Southwest Fisheries and Science Center. La Jolla, CA.

Gibson, Q.A. 2006. Non-lethal shark attack on a bottlenose dolphin (*Tursiops* sp.) calf. *Mar. Mamm. Sci.*, 22: 190-197.

Gómez-Gallardo, U. A. 2004. Uso de la Laguna San Ignacio por la ballena gris *Eschrichtius robustus*, durante las temporadas invernales de 1996 y 1997. Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN. B.C.S., México. 86pp.

Grigg, E. y Markowitz, H. 1997. Habitat use by bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) at Turneffe Atoll, Belize. *Aquatic Mammals*. 23(3):163-170.

Guevara-Aguirre D., y J. P. Gallo-Reynoso. Abundancia relativa y estacionalidad de dos poblaciones de toninas (*Tursiops truncatus*) en la región de Guaymas, Sonora, Golfo de California. *Theria.* Vol. 6 (2): 315-328.

Hall P.T., A.S. Barreto y G.J. Ross. 2000. Comparative morphology and distribution of the *aduncus* and *truncatus* forms of bottlenose dolphin *Tursiops* in the Indian and Western Pacific Oceans. *Aquatic Mammals*. 23(2): 101-110.

Hammond, P.S., S.A. Mizroch y G.P. Donovan. 1990. Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Rep. Int. Whal. Commn. (Special Issue 12). Cambridge. 440 pp.

Heithaus R. M. 2001. Predator-prey and competitive interactions between sharks (order Selachii) and dolphins (Suborder Odontoceti): a review. *The Zoological Society of London*. Vol. 253: 53-68.

Hersh, S. L. y Duffield, D. A. 1990. Distinction between Northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry. *En*: Leatherwood S. y Reeves R. R. (Eds.) 1990. The bottlenose dolphin. Academic Press, Inc. San Diego, California. 653pp.

Heckel, G. 1992. Fotoidentificación de tursiones *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) en la Boca de Corazones de la Laguna de Tamiahua, Veracruz, México (Cetacea: Delphinidae). Facultad de Ciencias. México, Universidad Nacional Autónoma de México: 164 pp.

Hunt T. N., L. Bedjer, S. J. Aleen, R. W. Rankin, D. Hanf y G.J. Parra. 2017. Demographic characteristics of Australian humpback dolphins reveal important habitat toward the southwestern limit of their range. *Endagered Species Research*. Vol. 32: 71-88.

Ingram, S. N. y Rogan, E. 2002. Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Mar. Ecol. Prog. Series*. 244:247-255.

Irvine, B y R. S. Wells. 1972. Results of attempts to tag Atlantic bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus. Cetology*. 13: 1-5.

Irvine B., M. D. Scott, R. S. Wells y J. H. Kaufmann. Movements and activities of the Atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. Vol. 79: 671-688.

Jolly, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-tochastic model. *Biometrika*. 52:225-247.

Jones, M. L. y Swartz, S. L. 1984. Demography and phenology of Gray whales and evaluation of whale-watching activities in Laguna San Ignacio, Baja California Sur, México. 209-372 pp. *en*: M. L. Jones, Swartz, S.L y Leatherwood, S. (eds). *The Gray whale*, *Eschrichtius robustus*. Academic Press, Inc. New York. USA. 309-373pp.

Jones, M. L., Swartz, S. L. y Dahlheim, M. E. 1984. Census of gray whale abundance in San Ignacio Lagoon: a follow-up study of noise-effects on gray whales U.S. *Department of Commerce N.T.I.S. Publication PB86-2190778*, 69 pp.

Kingston, S. E. y P. E. Rosel. 2004. Genetic differentiation among recently diverged delphinid taxa determined using AFLP markers. *Journal of Heredity*. 95(1):1-10.

Leatherwood, S., R. Reeves, W. Perrin y W. Evans. 1982. Whales, dolphins, and porpoises of the Eastern North Pacific and adjacent arctic waters. A guide to their identification. 245 pp.

Lien, J. y Katona, S. 1990. A guide to the Photographic identification of individual whales base on their natural and acquired markings. American Cetacean Society, San Pedro, California, USA. 77 pp.

Long D. y R. Jones. 1996. White shark predation and scavenging on cetaceans in the Eastern North Pacific Ocean. pp. 293-307. In*:* Klimley, A. & Ainley, D.

(eds.). Great White Sharks: The Biology of *Carcharodon carcharias*: Academic Press, San Diego, California.

López-Calderón, J. y R. Riosmena-Rodríguez. 2010. Pastos marinos en Laguna San Ignacio, baja California Sur: Un ecosistema desatendido. CONABIO. Biodiversitas, 93:7-10.

Mignucci-Giannoni A. A. 1998. Zoogeography of cetaceans off Puerto Rico and the Virgin Islands. *Caribbean Journal of Science*. 34(3-4):173-190.

Morgan, A.M., y W.G. Patton. 1990 Human dolphin interactions on the west coastal of Florida: documentation from MML's marine mammal response program. MML Technical report # 191.

Morteo, E. 2002. Distribución y movimientos del tursión (Tursiops truncatus; Montagu, 1821) en las aguas adyacentes a San Quintín, Baja California, México (Cetacea: Delphinidae). Tesis de licenciatura. UABC. México. 109 pp.

Morteo, E. 2011. Ecología social de los delfines (*Tursiops truncatus*) en las aguas costeras de Alvarado, Vercruz, México. Tesis de Doctorado. Universidad veracruzana. Veracruz, México. 126 pp.

Morteo E., Heckel, G., Defran, R. H. y Schramm, Y. 2004. Distribución, movimientos y tamaño de grupo del tursión (*Tursiops truncatus*) al sur de Bahía San Quintín, Baja California, México. *Ciencias Marinas*. 30(1A): 35-46.

Morteo, E., Rocha-Olivares, A. y Abarca-Arenas, L. G. 2014. Sexual segregation of coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the southwestern Gulf of Mexico. *Aquatic Mammals*. 40(4):375-385.

Niño-Torres, C. A., Urbán-Ramírez, J. y Vidal, O. 2011. Mamíferos Marinos del Golfo de California: Guía ilustrada. Publicación Especial No. 2, Alianza WWF México-Telcel. 192pp.

Odum, Eugene P. 1959. Fundamentals of Ecology (Second edición). Philadelphia and London: W. B. Saunders Co. p. USA. 546 pp

Oviedo, L. y Silva, N. 2005. Sighting frequency and relative abundance of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) along the Northeast Coast of Margarita Island and Los Frailes Archipielago, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 53(3-4):595-600.

Perrin, W. F. 1984. Patterns of geographical variations in small cetaceans. *Acta. Zool. Fennica*. 172: 137-140.

Pérez-Cortés, M. H. 2006. Comparación de las poblaciones de toninas *Tursiops truncatus*, en Navachiste, Sin. Y Bahía Magdalena, B.C.S. con fines de manejo. Tesis de doctorado. Instituto politécnico nacional. 127 pp.

Ramp C., M. Bérubé, W. Hagen y R. Sears. 2006. Survival of adult blue whales *Balaenoptera musculus* in the Gulf of St. Lawrence. Canada. *Marine Ecology Progress Series* 319: 287–295.

Reitherman, B. y Storrer, J. 1981. A Preliminary Report on the Reproductive Biology and Ecology of the Whale Island Osprey (*Pandion Haliaetus*) Population,San Ignacio Lagoon, B.C.S. Research Associates of the Western Foundation of Vertebrate Zoology. Los Angeles, CA.

Rice, D. W. 1998. Marine mammals of the world. Systematics and distribution. *The Society for Marine Mammalogy*. (4). Lawrence, KS.

Richardson, W.J., C. G. Greene, C. I. Malme, y D.H. Thomson. 1995. Marine Mammals and Noise. Academic Press, San Diego California, EUA. 575 pp.

Ridgway, S. H. y Harrison, S. R. 1999. *Handbook of marine mammals; volume 6: the second book of dolphins and the porpoises*. Academic Press. London. 489pp.

Rochín-Alamillo A. 2011. Composición y abundancia de elasmobranquios en el complejo lagunar de San Ignacio, Baja California Sur, México. Tesis de licenciatura. UABCS. B.C.S., México. 70 pp.

Rogers, C. A., Brunnick, J. B., Herzing, D. L. y Baldwin, J. D. 2004. The social structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the Bahamas.*Marine Mammals Science.* 20:688-708.

Schwarz C.J. y A.N Arnason. 1996. A general methodology for the analysis of capture-recapture experiments in open populations*. Biometrics* Vol. 52: 860-873.

SDRP (Sarasota Dolphin Research Program). 2006. Field techniques and photo-identification Sarasota, Florida, USA. 35 pp.

Segura-Zarzosa, J. C., Abitia-Cárdenas, L. A. y Galván-Magaña, F. 1997. Observaciones sobre la alimentación del Tiburón *Heterodontus francisci* Girard 1854 (CHONDRICHTHYES: HETERODONTIDAE), en Laguna San Ignacio, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*. 23:111-128.

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

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Publicada el 30 de diciembre de 2010 en el Diario Oficial de la Federación. Texto vigente.

Shane, S. H., Wells, R. S. y Würsig, B. 1986. Ecology, behavior, and social organization of the bottlenose dolphin: a review. *Marine Mammal Science*. 2(1):34-63.

Silva, M., S. Magalhães, R.S.S. Rui Prieto y P.S. Hammond. 2009. Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 392: 263–276.

Tschopp A., A. Ferrari, F. Crespo y M. Coscarella. 2018. Development of a site fidelity index based on population capture-recapture data. PeerJ 6:e4782https://doi.org/10.7717/peerj.4782.

Urbán R., J. 1983. Taxonomía y distribución de los géneros *Tursiops, Delphinus* y *Stenella* en las aguas adyacentes a Sinaloa y Nayarit, México. (Cetacea: Delphinidae). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, Ciudad de México, México. 86 pp.

Urbán R., J. y M. Guerrero-Ruiz. 2008. Ficha técnica de *Tursiops truncatus*. En: Urbán R., J. (compilador). Conocimiento biológico de las especies de mamíferos marinos, incluidas en la Norma Oficial Mexicana-059-SEMARNAT-2001. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. CK009. México, D.F.

Ugalde de la Cruz A. 2008. Abundancia y tasa de supervivencia de ballenas azules en el Golfo de California. Tesis de Maestría. Instituto politécnico nacional. 55 pp.

Valdés-Arellanes M., S. Serrano, G. Keckel, Y. Schramm y I. Martínez-Serrano. 2011. Abundancia de dos poblaciones de toninas (*Tursiops truncatus*) en el norte de Veracruz, México. *Rev. Mex. Biodiv*. Vol. 82(1): 227 – 235.

Valles-Jiménez R. 1998. Abundancia y distribución de *Delphinus delphis* y *Delphinus capensis* en la costa occidental de la península de Baja California. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN. B.C.S., México. 69 pp.

Verborgh P., R. De Stephanis, S. Pérez., A. Sánchez y C. Guinet. 2007. Estimación de la abundancia absoluta de las poblaciones residentes y semiresidentes de cetáceos en elEstrecho de Gibraltar. *Almoraima*. Vol. 35. 159-165.

Walker, A. W. 1981. Geographical variation in morphology and biology of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). En: The Eastern North Pacific. Submitted to

Southwest National Marine Fisheries Center. Administrative. Report. No. L-81-03c. 21 pp.

Weller D. W. 1991. The social ecology of Pacific coast bottlenose dolphins. M.A. thesis. San Diego State University, San Diego, CA. 93 p.

Weller D. W. 1998. Global and regional variation in the biology and behavior of bottlenose dolphins. Wildlife & Fisheries Sciences. College Station, TX, Texas A&M University: 142.

Wells R. S., A. B. Irvine y M. D. Scott. 1980. The social ecology of inshore odontocetes. Págs. 263-317. En. Herman L. M. (ed.) 1980. Cetacean Behavior: Mechanisms and Funtions. John Wiley & Sons, New York, xiii+463 pp.

Wells, R. S., y Scott, M. D. 1990. Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. *Reports of the International Whaling Commission* (special issue 12): 407-415.

Wells, R. S. y Scott, M. D. 1999. Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). En: Handbook of Marine Mammals: Volumen VI, the second book of dolphins and porpoises. Academic Press. San Diego, CA. USA. 326 pp.

Wells, R. S., Scott, M. D. y Irvine, A. B. 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. 247-305pp. *En*: Genoways, H. H. (ed.) Current Mammalogy 1. New York: Plenum.

Wells, R.S., H.L. Rhinehart, L.J. Hansen, J.C. Sweeney, F.I. Townsend, R. Stone, D.R. Casper, M.D. Scott, A.A. Hohn, y T.K. Rowles. 2004. Bottlenose dolphins as marine ecosystem sentinels: Developing a health monitoring system. *Ecohealth*, 1(3):246-254.

Wells, R.S. y D. Scott. 2009. The common bottlenose dolphin. En: Perrin, W.F.P., B. Würsig y J.G.M. Thewissen (eds.). Encyclopedia of marine mammals. 2nd Edition, Academic Press, San Diego, California, USA. 149-255 pp.

Wilson B., Hammond, P. S. y Thompson, P. M. 1999. Estimating the size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population.*Ecological Applications*. 9(1):288-300.

Winant C.D. y G. Gutiérrez de Velasco. 1999. Impacto del desarrollo de los Salitrales de San Ignacio sobre las corrientes y propiedades del agua de la Laguna San Ignacio, B.C.S. Reporte Técnico Final. Convenio con la UABCS No. 971343. Center for Coastal Studies, Scripps Institution of Oceanography, University of California, San Diego. Junio de 1999. 59 pp. En: Gómez-Gallardo, U. A. 2004. Uso de la Laguna San Ignacio por la ballena gris *Eschrichtius robustus*, durante las temporadas invernales de 1996 y 1997. Tesis de Maestría, IPN-CICIMAR. México. 86pp.

White, G. C. y K. P. Burnham. 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. Bird Study (supplement) Vol. 46: 120-138.

Würsig, B. 1978. Ocurrence and group organization of Atlantic bottlenose porpoises (*Tursiops truncatus*) in an Argentine bay. *Biol. Bull*. 154: 348-59.

Würsig, B. y Würsig, M. 1977. The photographic determination of group size, composition, and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). *Science.* 198:755-6.

Würsig, B. y M. Würsig. 1979. Behavior and Ecology of Bottlenose Porpoises, *Tursiops truncatus* in the South Atlantic. Fishery Bulletin Vol. 77(2): 399-412.

Würsig B. y Jefferson M. 1990. Methods of Photo-identification for small cetaceans. Rep. *Int. Whal. Commn*. Vol 12:

Würsig B., J. G. Thewissen y K. Kovacs. 2018. Encyclopedia of Marine Mammals. Third Edition. Academic Press, Elsevier. San Diego, USA. 1121 pp.