



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

Distribución y abundancia de los géneros *Kogia*
y *Steno* en la Bahía de Banderas y aguas adyacentes.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

SANDRA POMPA MANSILLA

DIRECTOR DE TESIS: DR. LUIS MEDRANO GONZÁLEZ

MÉXICO, D.F.

ENERO, 2007



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

El presente trabajo se realizó gracias al apoyo económico recibido como becaria por parte del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (**CONACyT**; registro de beca 189383) y de la Dirección General de Estudios de Posgrado de la UNAM (**DEGEP**), ambos durante el período 2005-1 a 2006-2.

El proceso de investigación fue dirigido y revisado por el siguiente Comité:

Dr. Luis Medrano González (Tutor Principal)

Dr. Víctor Sánchez-Cordero Dávila (Miembro del Comité Tutoral)

Dr. Enrique Martínez Meyer (Miembro del Comité Tutoral)

Dr. Gerardo Jorge Ceballos González (Miembro del Jurado)

Dr. Eduardo Morales Guillaumin (Miembro del Jurado)

Este trabajo se realizó con la infraestructura y equipo del **Grupo de Mastozoología Marina** de la Facultad de Ciencias de la UNAM y el apoyo de la comunidad del **Nuevo Corral del Risco, Nayarit**.

La investigación se realizó como parte de los proyectos “Cambio ambiental, dinámica de los hábitos de la ballena jorobada y conformación de la mastofauna marina en la boca del Golfo de California y las Islas Revillagigedo” y “Hábitos reproductivos e historia poblacional reciente de las ballenas jorobadas (*Megaptera novaeangliae*) en el Pacífico Mexicano” apoyados económicamente por el **CONACyT** (proyectos 38605-V y 400302-5-3725PN respectivamente).

Parte de la investigación se desarrolló con apoyo del proyecto “Distribución de la mastofauna marina de la Boca del Golfo de California y el Archipiélago Revillagigedo y sus implicaciones para la conservación” que realizan en colaboración la Facultad de Ciencias, UNAM y el Instituto Nacional de Ecología (**INE**).

Otra parte del trabajo se realizó con apoyo del proyecto **SPLASH** (Structure of Populations, Levels of Abundance, and Status of Humpbacks) el cual está financiado por los Gobiernos de Japón, Rusia, Canadá, Estados Unidos de América y México.

Mucho de la investigación derivó de las prácticas de campo del curso de la Licenciatura en Biología “Adaptación de los mamíferos marinos a la vida acuática” impartido en la **Facultad de Ciencias, UNAM**. Estas prácticas fueron financiadas por la UNAM así como por los alumnos y profesores de estos cursos.

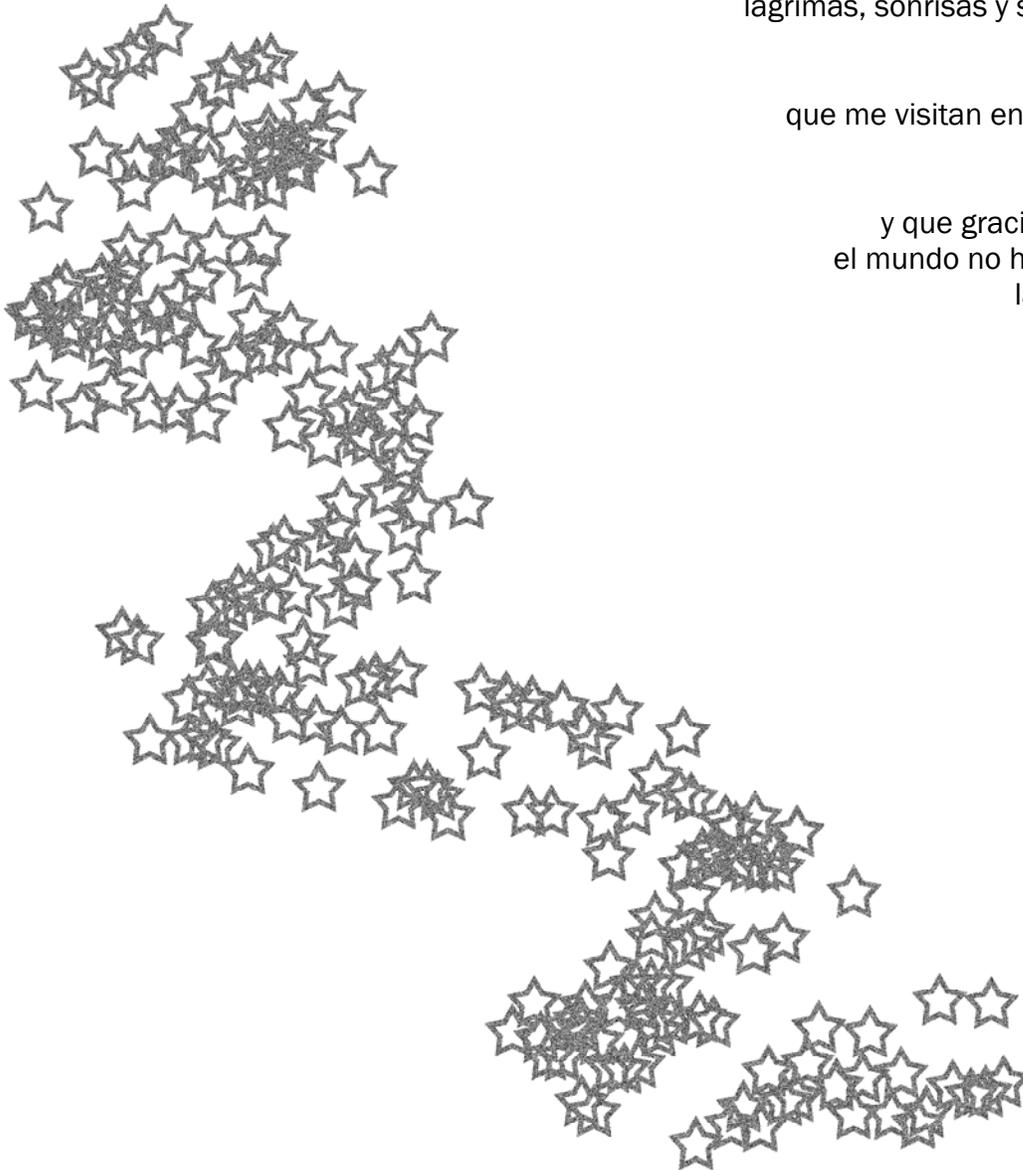
La investigación se realizó con autorización de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (**SEMARNAT**).

A todas aquellas criaturas
que bailan y cantan cobijadas
por el manto azul del mar...

que me han arrancado tantas
lágrimas, sonrisas y suspiros...

que me visitan en sueños...

y que gracias a ellas
el mundo no ha perdido
la magia...



De no haber sido por las personas que a continuación mencionaré Usted, si Usted, no estaría leyendo mi tesis. Sé que quizás olvide mencionar nombres... pero haré un gran esfuerzo y si existieran omisiones... de antemano una disculpa.

Gracias Luis por abrirme las puertas del labo y dejar que cumpliera uno de mis más grandes sueños en esta vida: trabajar con mamíferos marinos. Este trabajo *definitivamente* sin tus enseñanzas, paciencia, consejos, revisiones y apoyo no hubiera sido posible. Gracias por compartir con nosotros, tus alumnos, tu experiencia y conocimiento en esta disciplina. Gracias por ser un gran ejemplo y ayudar a forjar Biólogos, Maestros y Doctores en Ciencia con una gran perspectiva y pasión por lo que hacemos.

Gracias Enrique por las horas de paciencia con mi nunca culminado objetivo del GARP (ahora delegado a una muy buena candidata a terminarlo), por haber sido un excelente miembro de mi comité tutorial, por las aportaciones y revisiones a este trabajo y porque a pesar de que vives muy lejos... eres el ejemplo de que el tráfico y las distancias no merman el sentido del humor de un investigador.

Gracias Víctor por haber sido un gran miembro del comité tutorial, por los comentarios, y revisiones a mi tesis. Gracias por tu disposición, por maravillarte en cada tutorial de los resultados que iba obteniendo y por todos los *¡¡que maravilla, que interesante!!* que me incitaban a saber cada vez mas de mis bichos.

Gracias Lalo por tan acertadas revisiones y *sugerencias* acerca de este trabajo. Gracias por ver a los mamíferos marinos desde otra perspectiva y compartirla tan efusivamente conmigo

Gracias Gerardo por...mmm... mi voto aprobatorio. Gracias por recordarme que *se vale soñar* y que aún a grandes y ocupados investigadores se les enchina la piel y se siguen maravillando con la naturaleza. Gracias por el enorme ejemplo de sencillez y lucha científica por los bichos.

Gracias a Robin Baird y *Bill* Perrin porque aún siendo vacas sagradas se tomaron en tiempo de leer muchos de mis correos e molestarse en enviarme por correo postal tantos artículos que no pude conseguir acá.

Gracias a la Cooperativa Pesquera de Punta de Mita, Nayarit, por tantas y tantas horas de trabajo que compartimos. Gracias Chuy, gracias Manuel y gracias Braulio.

Inmensas gracias a Justino, Don Tiburcio... mi capitán! Ni todas las palabras que escriba aquí acaban de agradecerte tu tiempo, tu sabiduría, tu experiencia, tu hospitalidad, tus pláticas, tus clases de manejo, las salidas a pescar, tu risa, tus abrazos... por tu amor al mar... por cada *jándele morra!*. Eres uno de los pilares de esta tesis.

Infinitas gracias Margarita por tantas sopitas de pasta, por los mejores frijoles de México, por cumplir nuestros caprichos culinarios, por tantas horas de pláticas (en realidad de chismes), por tu hospitalidad, por tantos lonches exquisitos, por todas tus atenciones, por tu amor a las gordas y a los delfines.

Gracias Félix por tantas veces que nos llevaste a torear olas y perseguir gordas. Gracias por deleitarnos con tus largas horas de canciones silbadas a la mitad del mar.

Interminables gracias a la Familia Hernández Cruz. Gerardo, gracias por tantas y tantas horas en el mar, por tantas risas, por tantos momentos inolvidables arriba de la Costeña II, por los clavados apostados y nunca pagados, por TANTAS cervezas y borracheras, por inolvidables pizzas, por fabulosas noches de chisme/cine en tu casa. Juana, gracias por el mejor ceviche y del MUNDO, por enseñarme en a,b,c de cómo tener hijos preciosos, por tus fabulosos camarones, por tantos chismes. Gracias a ambos por su tremenda hospitalidad y atenciones y por cada sonrisa que nos regalan cada vez que nos ven. Brando y Brad... gracias por aceptar ser mis hijos adoptivos (aunque no lo sepan), gracias por dejarme entrar en sus vidas.

Gracias a Justino, Margarita, Gerardo, Juana, Brando y Brad por ser mi *familia adoptiva*.

Perennes gracias a mis hermanitos del labo, otro pilar de esta tesis. Gracias Cheche y Martí, Lore y Pablo, Elia y Axa, Sergio, Axa y Annie, Smith y Gustavo, Hiram y Anidia, Miriam, Maricela, Saben que si me pongo a agradecerles a cada uno... serían más hojas de agradecimientos que de texto científico. Sin Uds. Pompa no sería Pompa y lo saben. Gracias a todos por sus comentarios, experiencia, clases, gestos, risas, lágrimas, apoyo, paciencia, pero sobretodo gracias por su compañerismo... gracias a todos por ser mi *familia científica*.

Estelares gracias a mis tres guías. Gracias mamá por ser un gran ejemplo científico, por tu perseverancia en alcanzar sueños, por ser una de las estrellas principales en mi cielo, por entender que hay veces que perseguir los sueños muchas veces va mas allá de la cama de la casa. Gracias papá por ser otra estrella que me guía y por ser un gran ejemplo de academia, por tu perfeccionismo y por entender que aunque esté a veces muy lejos... en realidad estoy muy cerca. Gracias hermanita por ser la otra mitad de mi sangre, otra estrella que me guía cada que alzo la mirada al cielo. Gracias por tu eterno apoyo y por compartir conmigo tantas cosas. Gracias Vázquez también. A todos, gracias por compartir conmigo esta belleza de profesión que elegí.

Gracias a mi familia por siempre estar ahí, apoyando, impulsando y aplaudiendo. Gracias Mami, Magi, Gabi, Tía Laura, Tío Jesús, Tía Lourdes, Ximena, Diana, Andrea, Tío Chavo, Chiquis, Silvia. Gracias Gordo, Rata, Niña, Leopoldo y Amu.

Gracias Rober por tanto papeleo, inscripciones, sellos, firmas y demás. Gracias por tu apoyo y por compartir muchas veces conmigo este maravilloso mundo de los mamíferos marinos.

Majestuosas gracias a los miembros del H. H. Consejo Interno. Chaparrito, gracias por siempre estar ahí, por ser una especie de *confidente* y principalmente por ser un ejemplo académico a seguir. Gracias por la inclusión en el *International Journal of Cabulation*. Pati, gracias por todas las cábulas, por los consejos futbolísticos y por recordarnos a cada instante que el mundo no debe de ser tan serio. Caballito, gracias por tu sinceridad, tu hospitalidad, por tantos desayunos y comidas, por tantas *molestias*, por haber sido mi compañerito de clase de maestría, por cada memorable mensajito. Muty, gracias por llenar de polvos mágicos esta última fase de la tesis, por transformar mi sitio de trabajo en un lugar más acogedor (...), por el constante recuerdo de que uno no es nadie... hasta que no se hace biólogo. Gracias a todos por todas y cada una de las cervezas bebidas y festejadas. Gracias también a la bandera juebebes, un pequeño pero gran anexo del H. H. C. I.

Entrañables gracias a mis etern@s amig@s del Ciudad. Amara, gracias por compartir conmigo la pasión y amor por el mar. Alina, gracias por ser mi amiga desde hace tanto tiempo, por siempre haber estado ahí. Cris, gracias por siempre interesarte en mis animalitos. Gracias Caro, Julieta, Tania, Jeremias, Guillo, Pocholo, Pedro, Peluches, Negro, Franco, Karen, Marcelo, Vilar, Febe, Coco, ... y tanta pero tanta banda.

Y *last but certainly not least*... a esta majestuosa Universidad que me ha hecho lo que soy ahora y por ello soy su eterna deudora. Gracias por abrirme las puertas cada día un poco más y por cultivar cada segundo gente comprometida, dedicada y preparada. Gracias por cada día recordarme que soy **¡¡ORGULLOSAMENTE HECHA EN C.U!!**

A todos los mencionados... sin ningún orden en particular... los quiero mucho y muchas *muchas* gracias!

Resumen	7
Abstract	8
I. Introducción	9
II. Antecedentes	14
1. Zona de estudio	14
2. Los géneros <i>Kogia</i> y <i>Steno</i>	16
2.1 El género <i>Kogia</i>	17
2.2 <i>Steno bredanensis</i>	19
III. Justificación	21
IV. Objetivos	23
V. Método	24
1. Trabajo de campo	24
2. Trabajo de gabinete	24
3. Análisis de datos	25
VI. Resultados	30
1. Esfuerzo	30
2. Rutas de navegación, # avistamientos y abundancia relativa	31
3. Condiciones de navegación	33
4. Tamaño de grupos, ocurrencia de crías y alimentación	33
5. Fotoidentificación y recapturas	35
6. Vagilidad y filopatría	37
7. Estimación de abundancia absoluta	39
7.1 <i>Steno bredanensis</i>	39
7.2 <i>Kogia sima</i>	44
VII. Discusión	46
1. Tamaño de grupos, ocurrencia de crías y alimentación	46
2. Vagilidad y filopatría	48
3. Estimación de abundancia absoluta	51
3.1 <i>Kogia sima</i>	52
3.2 <i>Steno bredanensis</i>	53
4. Importancia de la zona de estudio y su conservación	56
VII. Conclusiones	59
Figuras (19 a 24)	60
IX. Referencias	66
Anexo 1	70
Anexo 2	71
Anexo 3	74

En la Bahía de Banderas habitan los géneros *Kogia* [con dos especies *K. breviceps* y *K. sima* (cachalote pigmeo y enano respectivamente)] y *Steno* [con una sola especie *S. bredanensis* (delfín de dientes rugosos)]. Al ser especies de las cuales se conoce poco, la estimación de abundancia de estas poblaciones es importante por los diversos intereses como manejo de la población, planes de aprovechamiento y conservación, para lo cual es imperativo un conocimiento amplio de su biología, dinámica poblacional y ecología. Los objetivos de este estudio fueron: 1) determinar la distribución y abundancia espacial y temporal de los géneros *Kogia* y *Steno* en la Bahía de Banderas y aguas adyacentes; 2) determinar la identidad poblacional y la abundancia absoluta de ambos géneros; y 3) analizar la transición pelágico-costera de los géneros *Kogia* y *Steno* en la Bahía de Banderas. Con datos colectados del 2000 al 2005, se logró obtener un total de 27 avistamientos sólo de la especie *K. sima* y 35 de *S. bredanensis*. Para *K. sima* los avistamientos en la temporada de lluvias y secas promediaron dos individuos por avistamiento; para *S. bredanensis* promediaron 13 individuos en temporada de lluvias y 7 en secas. Para *K. sima* se fotografiaron un total de 118 aletas dorsales, se avistó un total de 56 individuos, 14 fueron identificados y se obtuvieron 4 recapturas. Para *S. bredanensis* se fotografiaron en total 550 aletas dorsales, se avistó un total de 284 delfines, se lograron identificar 128 individuos, de los cuales se registraron 32 recapturas. Para ambos géneros se calculó el periodo entre reavistamientos para cada individuo, para *S. bredanensis* éste fue desde 1 hasta 1968 días, con una velocidad media de dispersión de 0.6321 mn por día. En el caso de *K. sima* se registraron reavistamientos desde 40 hasta 1128 días con una velocidad de dispersión de 0.0793 mn por día. En cuanto a la estimación de abundancia absoluta, con 128 individuos identificados de *S. bredanensis*, el valor arrojado por el estimador de Petersen simulado es de 315 individuos, la distribución de capturas fue de 450 individuos y la tasa de aparición de nuevos individuos 440. El resultado obtenido sugiere que dentro de la población existe una fracción de individuos que, por razones desconocidas, tienen una probabilidad de marcaje mayor que el resto de la población. Por otro lado, para *K. sima* el valor del estimador de Petersen simulado es de 15 individuos, la distribución de capturas arroja un valor de 26 individuos y la tasa de aparición de nuevos individuos da un valor de 34. Los datos obtenidos de estos cálculos sugieren que *Steno bredanensis* y *Kogia sima* son filopátricas y tal vez residentes a la Bahía de Banderas.

In Bahía de Banderas we can find the genus *Kogia* [with two species *K. breviceps* and *K. sima* (pygmy and dwarf sperm whale)] and the genus *Steno* [with only one species *S. bredanensis* (rough-toothed dolphin)]. Because we know so little of this species, estimating population abundance is important for several interests which include management and conservation plans. In order to accomplish these plans successfully, we need to have knowledge of the biology, ecology and population dynamics of the species we are interested in. The goals of this study were: 1) determine the spatial and temporal distribution and abundance of both genera *Kogia* and *Steno* in Bahía de Banderas and surrounding waters, 2) determine population identity and absolute abundance of both genera, and 3) analyze the pelagic-costal transition of *Kogia* and *Steno* in Bahía de Banderas. With data collected from 2000 through 2005, we registered a total of 27 sightings for *K. sima* and 35 for *S. bredanensis*. Sightings of *K. sima* in the wet and dry season averaged two individuals per sighting; *S. bredanensis* averaged 13 individuals per sighting in the wet season and seven in the dry season. A total of 118 dorsal fins were photographed for *K. sima*, registering a total of 56 animals of which 14 were identified and 4 were recaptured. 550 dorsal fins were photographed for *S. bredanensis*, registering a total of 284 dolphins identifying 128 individuals and recapturing 32. We calculated the period between sightings for each individual of both genera resulting in 1 to 1968 days for *S. bredanensis*, with a mean dispersion velocity of 0.6321 nm per day. For *K. sima* resightings were registered between 40 and up to 1128 days with a mean dispersion velocity of 0.0793 nm per day. Estimating absolute abundance resulted as follows: with 128 identified individuals for *S. bredanensis*, Petersen's estimator calculated a total of 315 individuals, capture distribution resulted in 450 and the rate of appearance of new individuals estimated 440 individuals. These estimates suggest that a fraction of the population, for unknown reasons, have a higher capture probability than the rest of the population. Absolute abundance estimates for *K. sima* resulted as follows: 15 individuals for Petersen's estimator, 26 for the capture distribution and a total of 34 individuals for the appearance of new individuals. 34. Data resulting suggests that *Steno bredanensis* and *Kogia sima* are phylopatric and may be resident to Bahía de Banderas.

I. Introducción

Los mamíferos marinos se encuentran entre las especies que más se han explotado por el hombre. La captura más intensa se realizó entre los siglos XVIII y XX, registrándose la mayor mortalidad este último siglo en las aguas del Pacífico Noroccidental (Haley, 1978). La abundancia y riqueza de especies atrajo flotas balleneras rusas, inglesas y norteamericanas, que explotaron ballenas, lobos marinos y focas para obtener productos derivados de estos animales (Scammon, 1874). Tal explotación provocó una disminución alarmante en muchas de las poblaciones, dando como resultado la reducción y fragmentación de las áreas de distribución de algunas especies y la extinción de otras (Leatherwood *et al.*, 1983).

Los problemas severos a los que se enfrentaban los mamíferos marinos estimuló a que el gobierno mexicano promulgara la prohibición total de la explotación de todas las especies de mamíferos marinos en aguas patrimoniales desde principios del siglo XX (Berdegué, 1956). Esto, aunado a la creación de convenciones internacionales para su protección, ha propiciado la recuperación de la mayoría de las especies (Gaskin, 1982).

Una parte integral de cualquier estrategia de manejo de poblaciones es el conocimiento del número de individuos en una población y cualquier tendencia en su abundancia. (Taylor y Gerrodette, 1993). La estimación del número de individuos en una población de cetáceos presenta dificultades prácticas debido a que habitan los mares y océanos, tienen amplias distribuciones y pasan la mayor parte del tiempo bajo el agua. De cualquier modo, existen técnicas de estudio con aplicaciones en vida libre que se han desarrollado para animales terrestres y de las cuales varias han sido adoptadas para el estudio de los cetáceos (Hammond, 1987, 1995).

Los métodos de marcaje-recaptura utilizan números de animales marcados y sus proporciones en capturas subsecuentes para estimar diversos parámetros poblacionales como la abundancia absoluta (Seber, 1982). Estos métodos han empezado a utilizarse con datos derivados de registros fotográficos de individuos con marcas naturales (Hammond, 1990). Cuando los supuestos de este método se cumplen, la técnica de marcaje-recaptura puede proveer estimaciones poblacionales menos sesgadas y más precisas que las derivadas de muestreos con la técnica de transectos.

México es un país considerado megadiverso (Dirzo y Sarukhán, 1992), donde se registran 525 especies de mamíferos nativos, representando 193 géneros, 47 familias y 12 órdenes (Ceballos y Oliva, 2005). Los mamíferos marinos están representados por 3 órdenes, 11 familias, 32 géneros y 46 especies, las cuales equivalen al 9% de las especies de mamíferos del país. Entre los mamíferos marinos el orden Cetacea es el mejor representado. Las especies de mamíferos marinos de México representan el 40% del total mundial (Ceballos y Oliva, 2005; Rice, 1998). El esfuerzo de investigación en las regiones tropicales es aún deficiente y la diversidad de mamíferos

marinos en estas zonas apenas se están describiendo y los trabajos de síntesis sobre mamíferos marinos son escasos (Ceballos y Oliva, 2005; Gallo y Rojas, 1986; Aurióles, 1993; Salinas y Ladrón de Guevara, 1993; Torres *et al.*, 1995).

La topografía y la circulación de agua en los mares mexicanos hacen un mosaico heterogéneo y dinámico de ambientes entre los cuales los mamíferos, a diferencia de otros animales marinos, pueden desplazarse de acuerdo a los efectos que las variaciones oceanográficas en espacio y tiempo tienen en ellos directamente y/o en su alimento. En los mares de México viven de 45 a 49 especies de mamíferos de los órdenes Cetacea, Carnivora y Sirenia (Medrano-González, 2006).

México cuenta con 2'500,000 Km² de aguas marinas y es privilegiado por su ubicación geográfica, teniendo aguas el Océano Atlántico como en el Océano Pacífico y cuenta con características oceanográficas propias de regiones templadas y tropicales. Esto nos permite contar con una vasta diversidad biológica en nuestras aguas. Una zona de transición son las aguas de la Boca del Golfo de California en el Pacífico mexicano. La mayoría de los autores coinciden en establecer el límite de la zona de aguas templadas en Bahía Magdalena (24° 40'N) o Cabo San Lucas (23°N). Varios estudios con moluscos (Sheik y Keen, 1936; en Briggs, 1974) y cangrejos (McKay, 1943, Garth, 1955; en Briggs, 1974) utilizan la distribución de estos organismos para demostrar la existencia de fauna de carácter tropical que se extiende a partir de la entrada de Bahía Magdalena. Aparentemente, dicha Bahía es el lugar donde la tasa de cambio de especies a través de gradientes latitudinales es la más elevada (Briggs, 1974).

La boca del Golfo de California constituye una zona de transición entre las regiones biogeográficas del Pacífico Oriental Tropical y el Pacífico Nororiental, presentando elementos tanto tropicales como templados (Meave *et al.*, 2001). Por esta razón, en esta región se reflejan cambios ecológicos a escala de toda la cuenca del Pacífico Norte. Particularmente en esta zona se desarrollan muchas actividades humanas que afectan a los mamíferos marinos y que representan problemas importantes de conservación en México. Tal es el caso de la interacción entre los mamíferos marinos y las pesquerías las cuales representan una parte considerable de la economía regional y nacional.

La boca del Golfo de California tiene un relieve submarino complejo que consta de planicies, laderas, montañas y depresiones que es el reflejo de la complejidad del territorio mexicano con cinco placas litosféricas cuyos movimientos han originado el ascenso de cadenas montañosas, la presencia de fosas continentales y oceánicas, la separación de bloques, movimientos de la línea de costa además de actividad sísmica y volcánica (García *et al.*, 2004).

Dentro de esta misma zona, se ha reportado la existencia de varias masas de agua frente a la boca del Golfo de California, que son transportadas por un sistema de corrientes que presentan movimientos estacionales como respuesta a cambios igualmente estacionales de la meteorología a macroescala de todo el Océano Pacífico (García *et al.*, 2004).

Desde el punto de vista oceanográfico, resulta de particular importancia conocer las alteraciones que el fenómeno originó en las condiciones hidrográficas del Pacífico Mexicano, concretamente en temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, los cuales a su vez indican el espesor y ubicación de la capa de mezcla y la termoclina. Las características de estas estructuras son determinantes de la productividad oceánica, así como de la distribución y abundancia de las comunidades planctónicas y las poblaciones pelágicas, incluyendo aquellas que constituyen pesquerías de importancia (Falkowski y Woodhead, 1992).

Asimismo el Pacífico Mexicano cuenta con un rasgo casi único en el mundo, que es la existencia de una capa de agua donde el oxígeno disuelto está casi agotado (Libes, 1992); justamente frente a nuestras costas se localiza la región hipóxica más extensa del océano mundial. La existencia de esta capa, que se extiende aproximadamente entre los 100 y los 1000 metros de profundidad (Levitus y Boyer, 1994), tiene efectos de gran importancia tanto en la distribución de organismos, como en la existencia de procesos químicos en ella que no tienen lugar en el resto del océano como lo son la desnitrificación y la reducción de la remineralización de materia orgánica.

Dentro de la Boca del Golfo de California, una zona considerada en nuestro país por la Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) como una área marina prioritaria^a es la Bahía de Banderas (Figuras 1 y 2). En ella encontramos una riqueza biológica excepcional para la región y representa un hábitat importante para los mamíferos marinos (Salinas y Burillón, 1988). En sus aguas se registran 18 especies de cetáceos (consultar el anexo 3) y se han realizado estudios específicos sobre *Megaptera novaeangliae*, *Tursiops truncatus*, *Stenella* sp. Se cuenta con evidencia de poblaciones residentes en la Bahía de Banderas para *Tursiops truncatus* y *Stenella attenuata* dado que se observan todo el año; en el caso de *Tursiops truncatus* existen reavistamientos de individuos fotoidentificados en diferentes etapas del año y en diferentes años.

Dentro de las 13 especies de odontocetos registrados para las aguas de la Bahía de Banderas encontramos los géneros *Kogia* (con dos especies *K. breviceps* y *K. sima* (cachalote pigmeo y enano respectivamente)) y *Steno* (con una sola especie *S. bredanensis* (delfín de dientes rugosos)). Ambos géneros son de carácter oceánico, se localizan pocas veces y se desconoce mucho de ellos. Poco se sabe de su distribución en aguas nacionales (Figura 3); parecen vivir en aguas cálidas, con temperaturas superiores a los 25° C y parecen evitar las aguas superficiales y las corrientes frías. Se les ve en aguas profundas y alejadas de la costa, por lo general más allá de la plataforma continental (Carwardine, 1995).

^a considerando criterios ambientales, económicos y de amenazas, la Bahía de Banderas alberga una alta diversidad biológica, es un área usada por varios y diversos sectores y que presenta amenazas a su biodiversidad.



Figura 1. Mapa de México con la localización de Bahía de Banderas (Generado con Google Earth 2005).



Figura 2. Mapa de la Bahía de Banderas (Generado con Google Earth 2005)

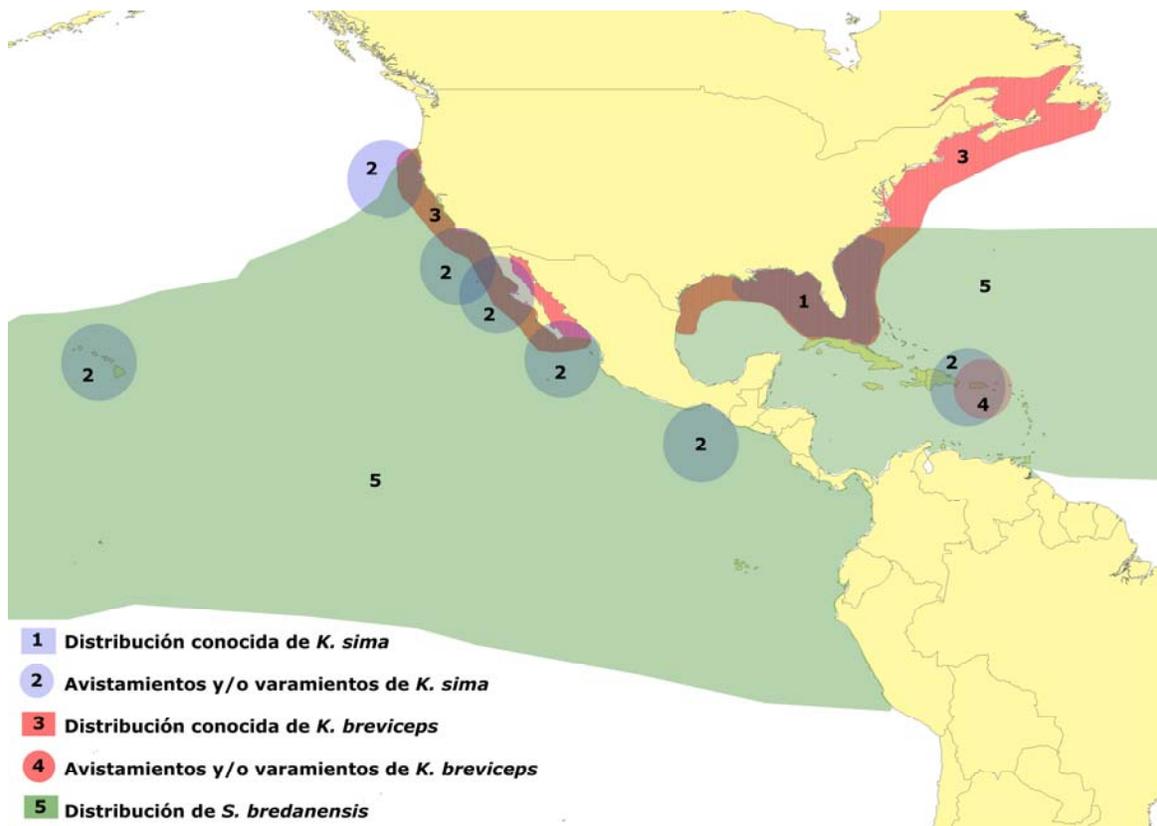


Figura 3. Mapa de las distribuciones de los géneros *Kogia* y *Steno* en las aguas adyacentes a México (Modificado de Carwardine, 1995).

II. Antecedentes

1. Zona de Estudio

La Bahía de Banderas es una de las más grandes en el litoral mexicano. Tiene una extensión en su boca de 23.4 mn^b, un ancho máximo de 17 mn y una longitud este-oeste de 21 mn. Se ubica en las coordenadas 20° 15' a 20° 47' N y entre los meridianos 105° 15' y 105° 42' W. La bahía se delimita al norte por Punta Mita, Nayarit, al sur por Cabo Corrientes, Jalisco, y al este por la línea de costa de Puerto Vallarta, Jalisco. Fuera de la bahía se encuentra el Archipiélago de las Islas Marietas que consta de tres pequeñas islas, rocas y bajos situadas en la entrada norte de la bahía. Los Arcos son tres rocas que se encuentran cerca de la costa sur de la Bahía, a aprox. 4.5 mn al SW de la desembocadura del Río Real. La costa entre los Arcos y Cabo Corrientes es acantilada y está respaldada por montañas de 675 a 1000 m de altura. La temperatura media anual es variable, se considera que en la parte norte es de 26°C a 28°C y en la parte sur de 24°C a 26°C. La precipitación total anual varía de 1000 a 2000 mm siendo menor al norte y mayor en las zonas montañosas. (Secretaría de Marina, 1975). El área total de la bahía se ha calculado varias veces siendo de aproximadamente 987 Km² (Secretaría de Marina, 1975).

La bahía se divide casi a la mitad por la isobata de los 200 m que cruza delimitando una porción somera y una porción sur de aguas profundas. En esta última, la profundidad se incrementa gradualmente hacia el sureste hasta alcanzar un máximo en la fosa localizada frente a las costas de Quimixto y Yelapa con poco más de 1,400 m. Este cañón puede estar relacionado con la Cordillera Neovolcánica. El cambio en la profundidad en la mayor parte de la costa sur es abrupto, se pueden encontrar profundidades de 1,200 m a una distancia de apenas 0.25 mn de la costa. El ancho de la plataforma continental en la boca del Golfo de California, desde Mazatlán hasta Punta Mita, es en promedio de 18 mn, encontramos zonas de 55 mn alrededor de las Islas Marías e Isabel, 7.5 millas al sur de Punta Mita, 4.5 de la Cruz de Huanacastle hasta Puerto Vallarta y de 1.5 mn frente a Cabo Corrientes (Figura 4) (García *et al.*, 2004 y Juárez-Salas, 2001). La costa sur de la bahía entra dentro de la clasificación tectónica de acuerdo con Inman y Nordstron (1971) como costa de colisión continental de tipo primaria formada por movimientos diastróficos, con fallas o costas de escarpes de falla. La costa norte de acuerdo a estos mismos autores está dentro de la clasificación de costa de arrastre de *neo-eje*.

^b mn: milla náutica = 1.853 kilómetros

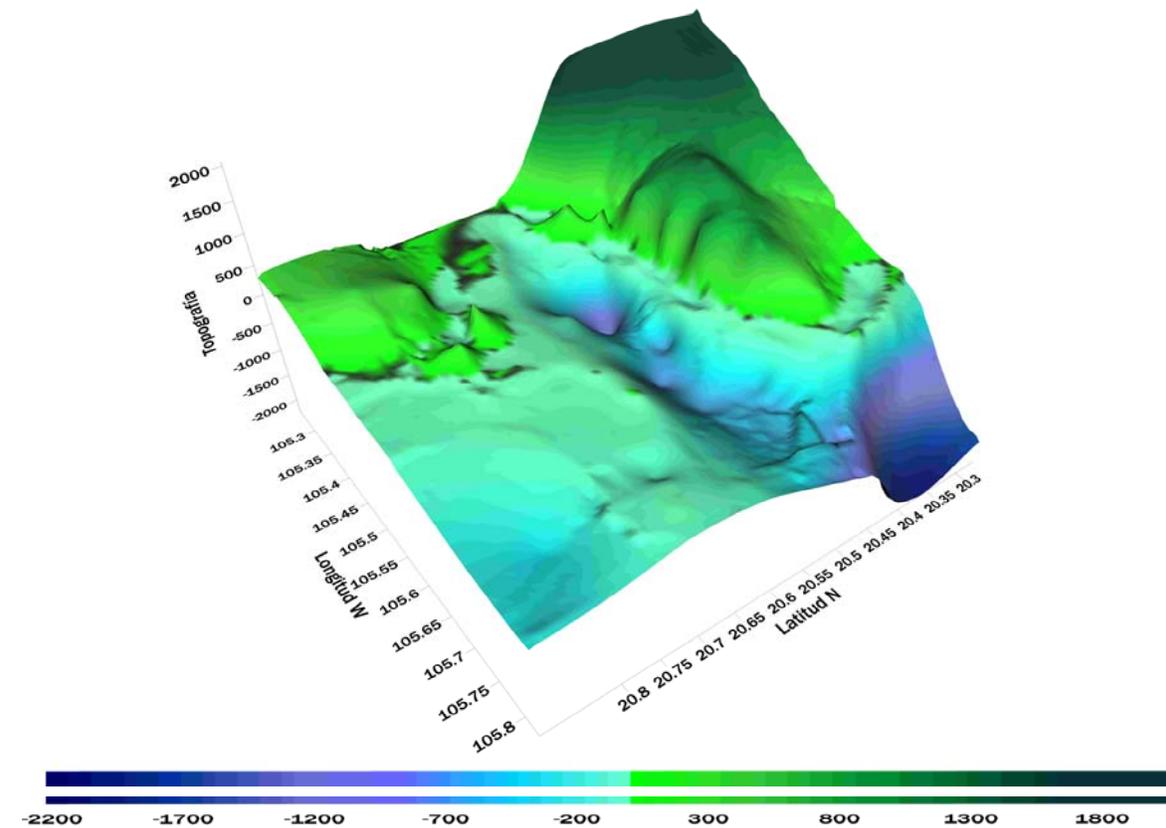


Figura 4. Mapa topográfico de la Bahía de Banderas (generado en Surfer v8.0 con datos obtenidos del Scripps Institution of Oceanography^c, de la Universidad de San Diego).

La Bahía de Banderas pertenece a la provincia oceanográfica denominada Boca del Golfo de California. Esta es una zona de transición importante por presentar una estructura termohalina muy complicada, caracterizada por frentes, remolinos e intrusiones que pueden estar ligados a la confluencia de tres distintas masas de agua: 1) el flujo saliente del Golfo de California que acarrea agua caliente y de alta salinidad (18°C y 35‰) hacia el sur; 2) la Corriente de California que transporta agua fría y de baja salinidad (15 a 20°C y 36‰) hacia el noroeste y 3) la Corriente de Costa Rica. El patrón de circulación de estas corrientes se relaciona con la presencia de vientos locales, los cuales se dirigen norte-sur en invierno y sur-norte en verano. Durante el invierno, la temperatura promedio del agua es de 23.7°C, 26.7° en la primavera, 27° en verano y 26.9° en el otoño (Juárez-Salas, 2001; Ladrón de Guevara, 1995 y Salinas y Burillón, 1988).

El estudio realizado por García *et al.* (2004) en la Bahía de Banderas registró para cuatro estaciones localizadas en la costa sur (una exactamente en la fosa frente a Yelapa) valores de temperatura superficial del agua de 24.1 a 26.4 en el mes de mayo. Al irse incrementando la profundidad en las cuatro estaciones se registraron descensos en la temperatura con un promedio de 19° C a 10 m de profundidad y hasta 3.6° C a 1300 m. La salinidad en las cuatro estaciones mostró valores que

^c http://topex.ucsd.edu/cgi-bin/get_data.cgi

fueron de 34.3 a 34.9 ups teniendo su valor máximo en promedio alrededor de los 100 m de profundidad y fue disminuyendo conforme aumentaba la profundidad. La densidad del agua fue aumentando mientras aumentaba la profundidad con valores de entre 22 y 28 kg/m³. En cuanto al oxígeno disuelto, éste fue disminuyendo conforme el muestreo se alejó de la costa y conforme aumentó la profundidad con un promedio de 0.2 mL/L presentando dos estaciones (una en la desembocadura del río Ameca y la otra frente a la Boca de Tomatlán) las concentraciones más bajas de todo el estudio con <0.02 mL/L; esto debido a la estrecha correlación de la temperatura con el oxígeno disuelto.

2. Los géneros *Kogia* y *Steno*

Dentro de la Bahía de Banderas y sus aguas adyacentes se han realizado diversos estudios acerca de la mastofauna marina. Para los géneros *Kogia* y *Steno* (Figura 5) se han realizado muy pocos e insuficientes estudios en México y la mayoría son trabajos realizados en el Golfo de México (Delgado-Estrella, 1994 y 2001). Para Hawaii existen los trabajos básicamente descriptivos de Tomich (1969), Norris (1974) y el trabajo sobre avistamientos de Baird (2005). Para las costas de California existe el trabajo descriptivo de Perrin y Walker (1975) y el de Brownell (1969) en el Golfo de California. Dentro de la Bahía de Banderas, Salinas y Burillón (1988) reportan tres avistamientos de los géneros propuestos para este trabajo.

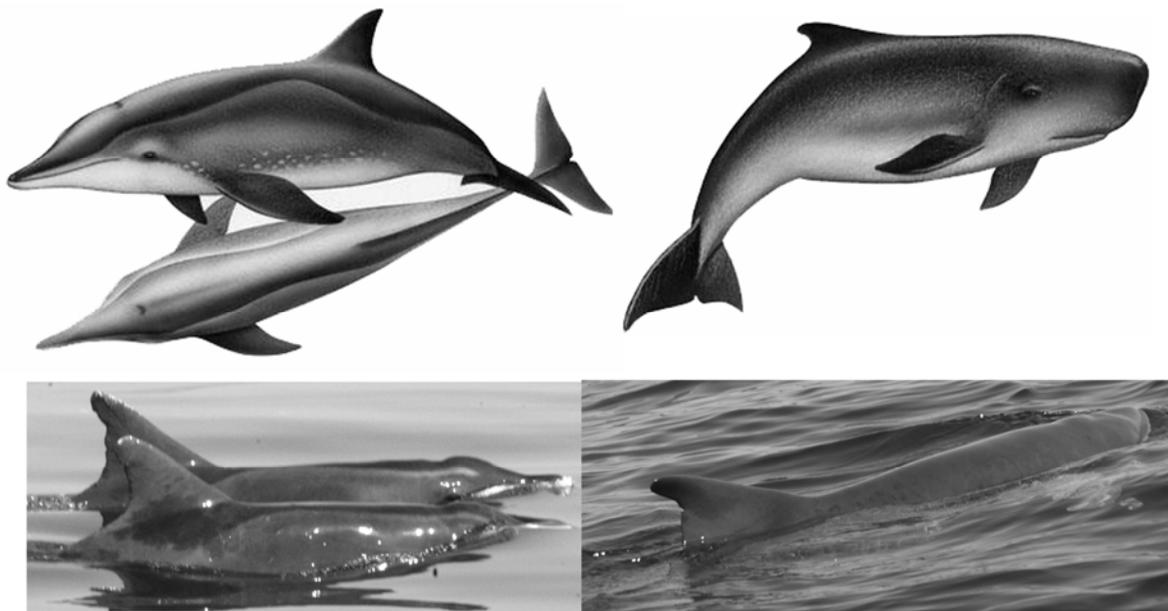


Figura 5. Arriba izquierda: dibujo de *Steno bredanensis* (modificado de internet); arriba derecha: dibujo de *Kogia sima* (modificado de internet); abajo izquierda: *S. bredanensis* en la Bahía de Banderas (fotografía de Sandra Pompa); y abajo derecha: *Kogia sima* en la Bahía de Banderas (foto de Juan M. Sánchez).

Los géneros *Kogia* y *Steno* se han reportado en la literatura como organismos de aguas profundas, pero los registros de Bahía de Banderas existentes los muestran

como organismos que en su mayoría han sido avistados cerca de la costa. Hubbs (1960) menciona que la costa oeste de Baja California es faunísticamente un área compleja en donde los patrones de distribución de las temperaturas y de organismos se han visto marcadamente influenciados por cambios biogeográficos que se vieron latitudinalmente acentuados desde el Pleistoceno. Esto ha hecho que los márgenes de aguas tropicales y templadas se hayan modificado y por lo tanto se permita un cambio de especies de zonas tropicales a zonas templadas y viceversa. Muchas especies tropicales se extienden hacia el norte en distancias considerables, encontrando condiciones adecuadas en las aguas poco profundas, protegidas por bahías, ensenadas o esteros, mientras otras especies de aguas templadas encuentran áreas óptimas en aguas lejanas a la costa. La mayoría de las especies tropicales que irrumpen en aguas templadas son de hábitos oceánicos, mientras que las costeras son más específicas a ciertos factores tanto físicos como químicos y tienen mejor capacidad de dispersión (Medrano-González, 2006). Varias especies costeras se han adaptado a condiciones pelágicas y por lo tanto se dispersan en los océanos. En varios géneros de odontocetos se han establecido formas costeras y pelágicas con base en diferencias de patrones de coloración, morfometrías, contenidos estomacales, etc.

Esta transición de organismos de aguas profundas a poco profundas se presenta para los géneros *Kogia* y *Steno* y pudiera ser el resultado de la combinación de factores como la temperatura, la dirección de las corrientes, la división cercana de las aguas tropicales y templadas, la búsqueda de alimento y establecimiento de zonas de reproducción, entre otras. Quizá estos géneros pudieran representar una población con un grado de continuidad desconocido con las demás poblaciones del Pacífico y que se encuentran en proceso de transición entre aguas profundas y poco profundas.

2.1 Género *Kogia*

Muy parecidos, el cachalote pigmeo (*K. breviceps*) y el enano (*K. sima*) descubiertos por primera vez por Henry Marie Ducrotay de Blainville en 1838 y Sir Owen en 1866 respectivamente. Estas especies fueron consideradas una misma hasta 1966, cuando Handley, un investigador del Instituto Smithsonian en Washington publicó una descripción que distinguía a las dos especies (Cardona y Mignucci, 1999). Ambas especies tienen un órgano de espermaceti, característica que comparten con los grandes cachalotes (*Physeter macrocephalus*). A diferencia de los fisetéridos, *Kogia* presenta un saco en la parte final del intestino lleno de aproximadamente 12 litros de un líquido jaraboso rojo-café oscuro que expulsan al agua en momentos de estrés o peligro como estrategia evasiva. Ambas especies son muy parecidas, con un cuerpo pequeño y extremadamente robusto con un decrecimiento leve y gradual hacia la aleta dorsal y caudal. La forma de la cabeza va cambiando con el tiempo, haciéndose más cuadrada y chata en el rostro mientras más avanzada es la edad del animal. El cachalote pigmeo tiene de 12 a 16 (ocasionalmente 10-11) pares de dientes delgados, filosos, sin esmalte y curvados hacia atrás en la mandíbula. El cachalote enano presenta de 7 a 12 (hasta 13) pares de dientes en la mandíbula y ocasionalmente hasta tres pares en la maxila. En cuanto a tamaño corporal, el cachalote enano es 45 cm en promedio más pequeño que el pigmeo quien llega a medir 3.5 m y *K. sima*

presenta una cabeza mas pequeña y cuadrada. Existen diferencias en el tamaño, posición y forma de la aleta dorsal entre especies que ayudan en su identificación en el campo. La aleta dorsal es usualmente más prominente y erecta (>5% del tamaño total del cuerpo) y posicionada un poco mas adelante de la línea media corporal en el dorso en el cachalote enano mientras que para el cachalote pigmeo su aleta dorsal está posicionada por detrás de la línea media corporal y es relativamente baja (<5% de la longitud total del cuerpo) (Willis y Baird, 1998; McAlpine, 2002; Reeves, 2002).

Los avistamientos de ambas especies de cachalotes en vida libre son poco comunes. Sólo en pocas áreas geográficas, como parte de las Bahamas (MacLeod *et al.*, 2004) han sido identificadas como zonas donde las condiciones son propicias para realizar trabajos de investigación acerca de estas especies desde pequeñas embarcaciones. (Baird, 2005). Alrededor del archipiélago hawaiano existen pocos registros de la presencia de estas especies y la mayoría de estos datos provienen de varamientos, los cuales sugieren que *K. breviceps* es más abundante alrededor de las principales islas hawaianas. Censos aéreos de mamíferos marinos en el archipiélago a lo largo de tres años dieron como resultado sólo dos avistamientos de *Kogia* (Mobley *et al.*, 2000). Un ejemplo de lo poco que se conoce de estas especies es que para la región del Caribe no existía ningún tipo de información de estas especies hasta 1987 cuando se registró al primer individuo de *K. breviceps* y en 1993 al primer individuo de *K. sima* (Cardona y Mignucci, 1999).

En cuanto a su distribución, se piensa que el cachalote pigmeo reside en la plataforma continental, mientras que el cachalote enano parece ser más de hábitos costeros. No existe evidencia de migración en estas especies (Reeves, 2002).

Conductualmente se sabe muy poco acerca de la organización social del género, pero parecen no ser animales gregarios, observándose la mayoría de las veces como solitarios o en pequeños grupos de hasta seis (*K. breviceps*) o diez (*K. sima*). Sus movimientos son relativamente lentos y casi nunca tienen despliegues fuera del agua y al realizar la inmersión no muestran la aleta caudal. El soplo es generalmente leve o invisible y son muy asustadizos (Reeves, 2002).

El periodo de gestación para ambas especies se piensa que es alrededor de un año y es usual que las hembras estén preñadas y lactando. El periodo de reproducción y cuidado de crías para los cachalotes pigmeos es de cerca de siete meses, abarcando desde el otoño hasta la primavera; mientras que para el cachalote enano, al menos en el sur de África, parece dar a luz a sus crías desde diciembre hasta marzo. El destete probablemente ocurre alrededor del año de edad de la cría (Reeves, 2002).

Ambas especies se alimentan de cefalópodos, crustáceos y peces. Algunas de sus presas realizan migraciones verticales en un periodo de 24 horas, así es que *Kogia* podría estarse alimentando en aguas profundas durante el día e irse desplazando hacia arriba en la columna de agua hasta llegar la noche. Se cree que en algún momento del día el forrajeo de este odontoceto se lleva al cabo cerca del suelo oceánico dada la estructura de la cabeza de estos odontocetos que incluye una

mandíbula en posición ventral así como la presencia de peces bentónicos y cangrejos encontrados en el fondo marino (Reeves, 2002).

Los cachalotes enano y pigmeo no han sido sujetos de una la caza intensiva, aunque en el siglo XIX algunos balleneros llegaron a arponearlos. Recientemente han estado sujetos a la caza en Indonesia, las Antillas menores y Japón. Algunas veces caen en redes de pesca, aunque la escala de mortalidad de estos sucesos no parece ser un riesgo para las poblaciones. Ninguna de ambas especies se considera abundante pero la incidencia de varamientos en ciertas áreas como Florida y Sudáfrica es lo suficientemente frecuente para sugerir que son bastante comunes en estas aguas. Las poblacionales de cachalote enano en el Pacífico Oriental Tropical se estiman alrededor de los 11,000 individuos y unos cuantos cientos en el Golfo de México. La distribución un poco más costera del cachalote enano puede hacer a esta especie más vulnerable a los riesgos que presenta ante la pesca y otras actividades humanas (Reeves, 2002).

En el antiguo Japón a estos odontocetos se les llamaba *uki-kujira* o “ballenas flotantes” dada su tendencia a permanecer sin movimiento en la superficie oceánica. El nombre del género tiene un origen incierto, puede ser una variante del término inglés “codger” o pudo haber sido en honor del turco Cogia Effendi quien observó cetáceos en el Mediterráneo (Reeves, 2002).

2.2 *Steno bredanensis*

El delfín de dientes rugosos se encuentra en el océano en latitudes tropicales, se les ve raras veces ceca de las costas excepto alrededor de islas con paredes profundas cerca del continente. *Steno bredanensis* es raramente el sujeto de estudios de campo pero es comúnmente mencionado por algunos registros. Aunque está presente en casi todas las regiones tropicales y subtropicales, los registros de avistamientos sugieren que *S. bredanensis* no es particularmente común en ningún área (Gannier y West, 2005). En el Océano Pacífico el delfín de dientes rugosos se encuentra principalmente en zonas de océano abierto y alrededor de algunas islas oceánicas en los trópicos y sub-trópicos con una baja presencia de surgencias (Jefferson, 2002). El nombre de esta especie hace referencia a la textura de sus dientes que presentan varias rizaduras longitudinales (Reeves, 2002).

S. bredanensis se distingue de otros delfines de rostro largo por la forma de la cabeza, en particular del melón. A diferencia de los demás delfines, el delfín de dientes rugosos presenta un melón casi recto desde el orificio nasal hasta la punta del rostro. La aleta dorsal es alta, erecta y posicionada detrás del punto medio del dorso además de ser poco falcada. Las aletas pectorales son relativamente largas. Presentan de 19 a 26 pares de dientes en el maxilar y de 19 a 28 pares en la mandíbula. Una característica muy particular de la especie es la presencia de una mancha rosada-blanca a lo largo de las comisuras de la boca y a la que se llama comúnmente mancha de leche (Reeves, 2002).

Se sabe que *S. bredanensis* es residente anual de muchas áreas como Hawaii, el norte del Golfo de México y el Mediterráneo. No se le conocen patrones migratorios (Reeves, 2002). Esta es una especie de la cual se conoce muy poco y lo que se conoce deriva de varamientos o de censos enfocados en distribución y/o abundancias relativas; Son pocos los estudios que implementan la fotoidentificación en esta especie, como el presente, el de Baird *et al.* (en prensa) y el de Mayr y Ritter (2005) mientras que otros consideran factible la técnica (Flores y Ximenez, 1997). Los estudios sobre estructura poblacional en esta especie son muy escasos.

El delfín de dientes rugosos usualmente forma grupos estables de 10 a 20 individuos, siendo rara vez de más de 50 aunque pueden llegar a formar agrupaciones dispersas de hasta varios cientos de individuos. Son difíciles de seguir en el mar, se les considera nadadores de grandes profundidades que pueden permanecer sumergidos hasta 15 minutos. Esta especie tiende a vararse en grandes grupos. De la reproducción de esta especie se sabe muy poco. Su dieta consiste principalmente en peces y cefalópodos. (Reeves, 2002).

Esta especie es cosmopolita y común en aguas tropicales, pero no tan abundante como otros delfines tropicales. Algunos estiman unos 150,000 individuos en el Pacífico Oriental Tropical y cerca de 850 en el norte del Golfo de México. Se han desarrollado mapas de distribución para esta especie (Wade y Gerrodette, 1993; Au y Perryman, 1985; Hewitt, 1985) en el Pacífico Oriental Tropical los cuales indican que la presencia de *S. bredanensis* es relativamente baja comparada con otras especies de delfínidos en esta área (Gannier y West, 2005). No es frecuente que caigan en redes de pesca y su consumo es bajo principalmente en Japón, Islas Salomón, África Occidental y las Antillas menores.

III. Justificación

La vastedad de los ecosistemas marinos es una de las principales razones por las que su conocimiento e información son, frecuentemente, escasos y fragmentados. Sin embargo, la intrincada dependencia del hombre con los recursos y la conciencia de que estos recursos están siendo fuertemente impactados por las mismas actividades humanas, ha planteado la necesidad de incrementar el conocimiento sobre el medio marino, a todos los niveles, para emprender acciones que conlleven a su mantenimiento, conservación, recuperación o restauración (Arriaga-Cabrera, et al., 1998).

Muchos de los problemas que surgen en la ecología requieren que se lleven al cabo inferencias de las relaciones que existen entre la composición de la comunidad y el hábitat en el que se encuentran. Realizar estudios en los ecosistemas marinos nos puede ayudar a elaborar una aproximación integrada de las relaciones que existen entre los procesos físicos y biológicos a pequeña y gran escala y a entender cómo éstas relaciones afectan la distribución y abundancia de las poblaciones para así poder determinar y evaluar los efectos que las actividades humanas pueden tener sobre la evolución de los ecosistemas para elaborar hipótesis acerca de las dinámicas subyacentes a la evolución de los organismos y de los ecosistemas.

Los mamíferos marinos en general tienen un alto nivel trófico y por tanto, el estado de sus poblaciones refleja el estado general de su hábitat. Comúnmente, las poblaciones de mamíferos marinos se distribuyen en regiones amplias que abarcan varios países. A pesar entonces de los intereses oscuros que pueda haber en torno suyo, la conservación de los mamíferos marinos tiene la potencialidad de proteger integralmente los ecosistemas marinos y de promover la colaboración internacional en esta labor. En los últimos años, se ha descubierto una gran riqueza de mamíferos marinos en México que interactúan con los humanos en formas diversas desde hace varios siglos. Se ha descubierto también que muchos mamíferos de los mares mexicanos tienen relevancia en escala global ya sea por la reproducción, la abundancia y/o por los procesos de dispersión/fragmentación que determinan la estructura de las poblaciones y las comunidades (Medrano-González, 2006).

Aunque las distribuciones de varios odontocetos se han estudiado a lo largo del Pacífico Oriental Tropical y esto permite inferir preferencias de hábitat asociadas a condiciones oceanográficas de gran escala, estudios a pequeña escala acerca de las distribuciones de varias especies son necesarios ya que brindan una mayor resolución al estudio en espacio y tiempo y en el conocimiento ecológico generado, ayudan a identificar hábitats críticos y permiten ver con mayor detalle las relaciones que se establecen con las condiciones biológicas y físicas.

El conocimiento de la distribución, la abundancia y la subdivisión, en términos de la reproducción, de las poblaciones a través del tiempo es fundamental para cualquier consideración a la evolución o conservación de las especies. Es crucial asimismo

determinar cómo es que las poblaciones cambian en relación con el ambiente y la biología propia de los organismos, esto es, el conjunto de las reglas de cambio o dinámica (Medrano-González, 2006). La estimación de abundancia de una población es importante no sólo por los intereses ecológicos sino también por los intereses de manejo de la población. Debe tomarse en consideración que para cualquiera de las formas en la que se desee realizar un plan de aprovechamiento, conservación y explotación de las especies en nuestras aguas, es imperativo un conocimiento amplio de la biología, dinámica poblacional y ecología. Dadas las características tan especiales de la zona de estudio, las frecuentes asociaciones de los géneros propuestos a zonas cercanas a la costa y la falta de conocimientos acerca de estos géneros en la bahía, es importante el desarrollo de este trabajo para poder analizar biogeográficamente los patrones de distribución que presentan los géneros *Steno* y *Kogia* en la Bahía de Banderas y aguas adyacentes. Es importante conocer la ecología de las especies para ser capaces de identificar formas costeras y pelágicas y las características que las llevan a escoger ciertos ecosistemas.

Sobre los géneros *Kogia* y *Steno* existe poca información sobre su biología; su presencia en la Bahía de Banderas nos brinda una gran oportunidad de generar conocimientos acerca de estas especies de hábitos oceánicos en un ambiente muy propicio para su estudio. Pienso que los datos generados en esta investigación enriquecen la poca información que se tiene hasta ahora sobre estos dos géneros en el mundo y nos ayudan a determinar su estado de conservación en nuestro país.

La boca del Golfo de California es una zona que presenta una gran diversidad de especies debido a sus características oceanográficas y a que es una zona de transición entre el Pacífico Norte y el Pacífico Oriental Tropical, por lo tanto, tiene influencia de la Corriente de California (aguas frías) y de la corriente de Costa Rica (aguas tropicales). El flujo histórico entre estas zonas vuelve necesario realizar estudios a cerca de las relaciones entre las variables oceanográficas y los patrones de distribución de la mastofauna marina en la Boca del Golfo de California para tener un mejor entendimiento de los requerimientos del hábitat en estos organismos. Es imperante entender cómo es la dinámica que rige las variaciones en los patrones de distribución y abundancia y cómo cambian éstos con variaciones en el ambiente para así estar en posición de proponer estrategias de conservación a corto y largo plazo y a tener un mejor entendimiento acerca de la conformación y la biogeografía de la comunidad de mamíferos marinos en el Pacífico Mexicano.

IV. Objetivos

- ↳ Determinar la distribución y abundancia espacial y temporal de los géneros *Kogia* y *Steno* en la Bahía de Banderas y aguas adyacentes.

- ↳ Determinar la identidad poblacional y la abundancia absoluta de ambos géneros.

- ↳ Analizar la transición pelágico-costera de los géneros *Kogia* y *Steno* en la Bahía de Banderas.

V. Método

1. Trabajo de campo

Se visitó la Bahía de Banderas durante el periodo de octubre 2004 a febrero 2006. Se realizaron navegaciones en pangas con motor fuera de borda. Se procuró recorrer toda la extensión de la bahía y sus aguas adyacentes, particularmente al NW, intentando realizar el mismo esfuerzo en cada zona.

Para cada recorrido se llevó el registro de la ruta de navegación y de los avistamientos, anotando la fecha, ubicación con un sistema de posicionamiento global (GPS), número de individuos, presencia de crías y observaciones de conducta. Para cada avistamiento, se registraron características de los animales como tamaño aproximado, conducta, coloración, señas particulares y robustez. Se registraron parámetros físicos y químicos del agua como lo son la temperatura superficial, pH, y salinidad. Se registraron también condiciones del clima como la nubosidad, el estado del mar en escala Beaufort (Anexo 1) y la visibilidad.

Se tomaron fotografías de las aletas dorsales de los individuos para identificarlos y aplicar el método de captura-recaptura. Estas fotografías se tomaron con cámaras réflex con lentes telefoto de 70-300 mm de distancia focal. Se usaron cámaras digitales con resolución de 6.1 megapíxeles y cámaras con película blanco y negro T-MAX ISO 400.

2. Trabajo de gabinete

Una vez revelados los rollos, se escanearon los negativos para obtener imágenes tanto digitales como en papel. A las fotografías se les asignó un código que contempló el lugar de avistamiento, la especie, la fecha y el número de fotografía (Figura 6). Además de los datos y fotografías de este estudio, se integraron los materiales contenidos previamente en los acervos fotográfico y de datos del Grupo de Mastozoología Marina. Se catalogaron y seleccionaron las mejores fotografías de cada individuo y toda la información se capturó en bases de datos digitales.



Figura 6. Dos aletas dorsales de los individuos 42 y 90 de *Steno bredanensis* (Sbr-BB-17-OCT-2004 y Sbr-BB-22-ABR-2005) y una dorsal del individuo 3 de *Kogia sima* (Ksi-BB-10-MAR-2005).

3. Análisis de datos

a) *Esfuerzo y abundancia relativa*

El esfuerzo de observación se definió como el tiempo total de navegación con observación y la abundancia relativa se definió como el número de animales adultos observados por hora de navegación con observación (Medrano-González, 2000 y 2001).

b) *Partición estacional*

Se dividió el año en estación de secas (enero-junio) y lluvias (julio-diciembre) de acuerdo a la precipitación media anual en la zona de estudio (Secretaría de Marina, 1975).

c) *Tamaño de grupo y ocurrencia de crías*

Para ambas especies en las dos estaciones del año, se determinó el tamaño de grupo promedio y la ocurrencia de crías como la fracción de avistamientos en donde se observaron animales de esta clase.

d) *Vagilidad y filopatría*

Se examinó la distancia y el tiempo entre las recapturas calculando la velocidad media entre ellas como un indicador de vagilidad. Con base en las fechas, tiempo y velocidad de las capturas y recapturas, se definieron medidas de filopatría de los animales así como del grado de dispersión con lo que se identificaron las recapturas como pertenecientes a muestreos distintos para el análisis de abundancia absoluta.

Para ambas especies se determinó que una recaptura sería equivalente al reavistamiento de un mismo individuo con un intervalo mayor a 30 días entre avistamientos debido a que rebasando los 30 días el intervalo entre avistamientos se triplicó y la velocidad de dispersión disminuyó.

e) *Abundancia absoluta*

Con las recapturas de muestreos diferentes determinadas como se anotó en la sección c), se construyeron bases de datos con los perfiles de acumulación de nuevos individuos entre muestreos así como la distribución estadística del número de capturas. Con estos datos se examinaron los siguientes estimadores de abundancia absoluta (para ver la descripción en detalle de cada estimador ver el Anexo 2):

- i) La modificación de Bailey (1951) al estimador fundamental de Petersen.
- ii) La modificación de Buckland (1980) al modelo de Jolly-Seber.
- iii) La distribución del número de capturas (Darling y Morowitz 1986).
- iv) El perfil de acumulación de nuevos individuos con respecto a la acumulación de identificaciones (Darling y Morowitz 1986).

Se hicieron estas estimaciones mediante sus formulaciones. En el caso del estimador de Petersen-Bailey, se usó la siguiente fórmula:

$$N_i = \frac{M_i(n_i + 1)}{(m_i + 1)}$$

donde N_i es el estimado del tamaño de la población, M_i es el número de individuos marcados, n_i es el tamaño de la muestra y m_i el número de marcas recapturadas.

La estimación del tamaño poblacional por el método de Jolly-Seber, bajo el supuesto de poblaciones abiertas, se hizo como sigue:

$$N_i = \frac{(n_i + 1)}{(m_i + 1)} \left[\frac{z_i(s_i + 1)}{r_i + 1} + n_i \right]$$

donde z_i es el número de animales marcados antes de la captura i que no se capturaron en i pero si después y s_i es el número de individuos marcados y liberados en el día i capturados subsecuentemente.

En el caso de la distribución del número de capturas y del perfil de acumulación de nuevos individuos, para distintos valores propuestos de N se construyeron curvas de error entre los datos reales y los valores esperados en las formulaciones de Darling y Morowitz (1986). Los valores esperados del perfil de acumulación de nuevos individuos se calcularon con la siguiente fórmula:

$$Y = N[1 - (1 - 1/N)^x]$$

donde Y es el número esperado de animales capturados, N es el número en prueba de individuos en la población y $1 - (1 - 1/N)^x$ es la probabilidad de recaptura después de x muestreos.

Para calcular los valores esperados de la distribución del número de capturas (o distribución de Bernoulli) se utilizó la siguiente fórmula:

$$Y_i = Np(i) = \frac{Nn!}{(n-i)!i!} (1/N)^{i-1} (1 - 1/N)^{n-i}$$

donde $p(i)$ es la probabilidad de obtener i éxitos (aparición en una fotografía) en n ensayos.

Los valores reales (Yr) y esperados (Ye) del perfil de acumulación de nuevos individuos y de la distribución de capturas se compararon, en cada caso, para elegir el mejor valor de N por el criterio de mínimos cuadrados como sigue:

$$\text{Difsq} = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k (Yr_i - Ye_i)^2$$

donde k es el número de datos del perfil de acumulación de nuevos individuos o de la distribución del número de capturas.

Se hizo esta estimación entre muestreos sucesivos i calculando un índice de bondad (B) en cada ocasión como sigue:

$$B = \frac{-\sum i^k (X_{ne_i} - X_{real_i})^2}{u}$$

Tanto para la tasa de acumulación de nuevos individuos como la distribución de capturas el estimador se determina eligiendo, el tamaño poblacional (ne) que mejor ajusta a los valores producidos por las formulas para la aparición de nuevos individuos y la distribución del número de capturas. En cada caso, los datos del número de individuos diferentes o del número de individuos capturados i veces obtenidos en la realidad (X_{real_i}) se contrastan con los valores esperados para el tamaño poblacional en prueba (X_{ne_i}) para obtener la medida global de la bondad de ajuste (B) donde i es cada dato de individuos diferentes o número de capturas y u es el total de datos.

Para los estimadores del perfil de acumulación de nuevos individuos y la distribución de capturas, también se calcularon valores esperados mediante simulaciones (100 repeticiones por cada valor de N en examen) del esfuerzo real de captura sobre un modelo específico de distribución de las marcabilidades. Esto se hizo con el programa Fidfid3b que analiza las capturas de un experimento de marcaje para determinar un modelo poblacional de abundancia absoluta y los parámetros de un modelo *ad hoc* de filopatria. FidFid3b se basa en simular el esfuerzo real de las capturas y en examinar hipótesis explícitas de la estructura y/o cambio poblacional para generar estimadores congruentes entre sí y con menor grado de error. En el caso de *Steno bredanensis* se examinó el modelo de una población parcial con un cierto grado de filopatria diferencial entre los individuos que se modeló con una distribución potencial de la marcabilidad como sigue:

$$f = \frac{1}{m^\alpha}$$

donde f es la fracción de individuos con marcabilidad m . Alfa es un parámetro que indica qué tan desigual es la marcabilidad de los individuos. Si $\alpha=0$, todos los

individuos tienen la misma marcabilidad. La variabilidad de la marcabilidad crece con α . Con el fin de establecer el tipo de distribución de marcabilidades que presenta en particular la población de *Steno bredanensis* en la Bahía de Banderas, se probaron distintos valores de alfa para los cuales se examinó el error de ajuste de las simulaciones (*Difsq*) y la congruencia entre los estimadores de Darling y Morowitz (1986). La congruencia entre estos dos estimadores ($C_{Dc,-ldi}$) se calculó como sigue

$$C_{Dc-ldi} = 1 - \frac{2(N_{Dc} - N_{ldi})}{N_{Dc} + N_{ldi}}$$

donde N_{Dc} es el estimador de la distribución del número de capturas y N_{ldi} es el estimador del perfil de acumulación de nuevos individuos. Se eligió como mejor estimador del parámetro α aquel en el que la congruencia fuese alta y los valores *Difsq* pequeños. Con excepción del estimador de Jolly-Seber que se implementó en Excel, todos los cálculos y simulaciones para el análisis de abundancia absoluta se hicieron empleando el programa FidFid3b desarrollado por L. Medrano.

f) *Vagilidad* (un modelo *ad hoc*)

La velocidad media V entre las capturas es una función alométrica descendiente con respecto al tiempo t en virtud de que la distancia máxima de dispersión D es casi constante, esto es:

$$V_t = V_1 t^{-k}$$

Donde V_1 es la distancia recorrida en una unidad de tiempo (un día) y k define inversamente la distancia máxima de dispersión que puede calcularse como sigue:

$$D_t = \int dD = V_1 \int t^{-k} dt = V_1 t^{1-k} \ln(t) + c$$

g) *Errabundez o vagabundez*

Si analizamos la fórmula anterior, el término t^{1-k} representa la “errabundez o vagabundez” de los individuos, mientras que el $\ln(t)$ estaría reflejando la probable residencia. En la fórmula

$$D_t = V_1 (t^{1-k} \ln(t) + 1)$$

si k tuviera valores de uno, la fórmula quedaría de la siguiente manera:

$$D_t = V_1 (\ln(t) + 1)$$

donde V_1 sería un parámetro de vagilidad donde valores de $k \geq 1$ reflejarían patrones de residencia y $k \leq 1$ sugerirían “errabundez o vagabundez”. Además podemos suponer que si $k < 1$ entonces el área de distribución estaría en incremento, si $k = 1$ el área permanece constante y entonces si $k > 1$ el área de dispersión estaría en contracción.

VI. Resultados

1. Esfuerzo

Se realizaron las siguientes salidas al campo a partir del inicio de esta tesis:

Tabla 1. Días, tiempo de navegación y esfuerzo.

Fecha	Días navegados	Tiempo total de navegación (horas)	Esfuerzo total (horas)	Esfuerzo particular ^a (horas)
16 al 23 Octubre 2004	7	43	7	2
16 al 21 Noviembre 2004	4	72	7	1
2 al 7 Diciembre 2004	6	111	45	1
17 Enero al 23 Marzo 2005	43	287	130	4
2 y3 Febrero 2005	2	21	0	0
16 al 22 Febrero 2005	7	48	10	0
19 al 22 Abril 2005	4	57	12	2
20 y 21 Abril 2005	2	13	1	0
27 Junio al 4 de Julio 2005	8	55	3	0
22 al 25 Noviembre 2005	4	51	13	4
30 Enero al 8 Febrero 2006	10	63	35	0
23 al 26 Febrero 2006	4	87	41	0
14 al 17 Marzo 2006	4	66	29	0
Total	105	973	332	15

El tiempo empleado en el avistaje de varias especies representa 34.25% del tiempo total de navegación, mientras que el tiempo dedicado específicamente a los géneros *Kogia* y *Steno* representa sólo el 1.52% del total de tiempo navegado (Figura 7). Dentro del 34.25% del esfuerzo, la mayor parte de este tiempo deriva de avistamientos de *Megaptera novaeangliae* (ballena jorobada).

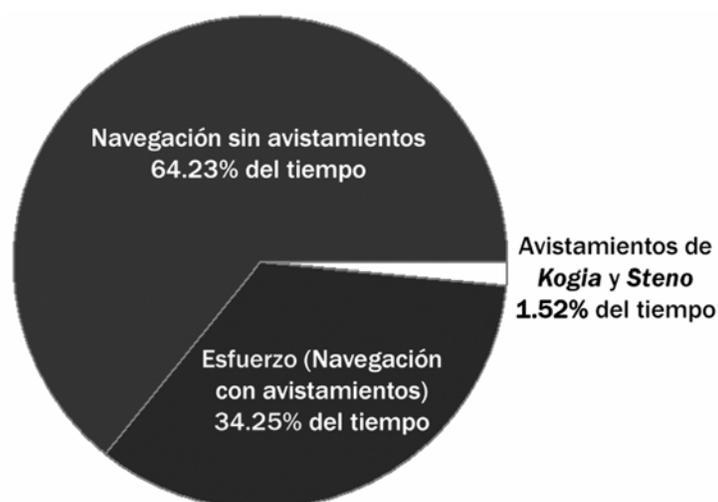


Figura 7. Gráfico porcentual del tiempo total de navegación y esfuerzos.

^a Tiempo dedicado a la observación de individuos de los géneros *Kogia* y *Steno*.

2. Rutas de navegación realizadas, número de avistamientos y abundancia relativa

Debido a que los datos de los años 2000 y 2001 no cumplían con el registro de las posiciones de cambio de rumbo necesarias para el conteo de millas náuticas navegadas, dicho dato se obtuvo para el periodo 2002 - 2005 (tabla 2 y figura 8).

Tabla 2. Millas náuticas navegadas y su porcentaje dentro de la Bahía de Banderas del 2002 al 2005.

Sector	Nav secas (mn)	Nav lluvias (mn)	Total (mn)	Nav secas (%)	Nav lluvias (%)	Total (%)
1	631.877	453.318	1,085.195	8.06	13.70	9.74
2	414.394	254.557	668.951	5.29	7.69	6.00
3	4,276.051	1,350.964	5,627.015	54.56	40.82	50.48
4	1,191.240	430.308	1,621.548	15.20	13.00	14.55
5	897.357	611.678	1,509.035	11.45	18.48	13.54
6	426.107	208.382	634.489	5.44	6.30	5.69
Total	7,837.026	3,309.207	11,146.233			

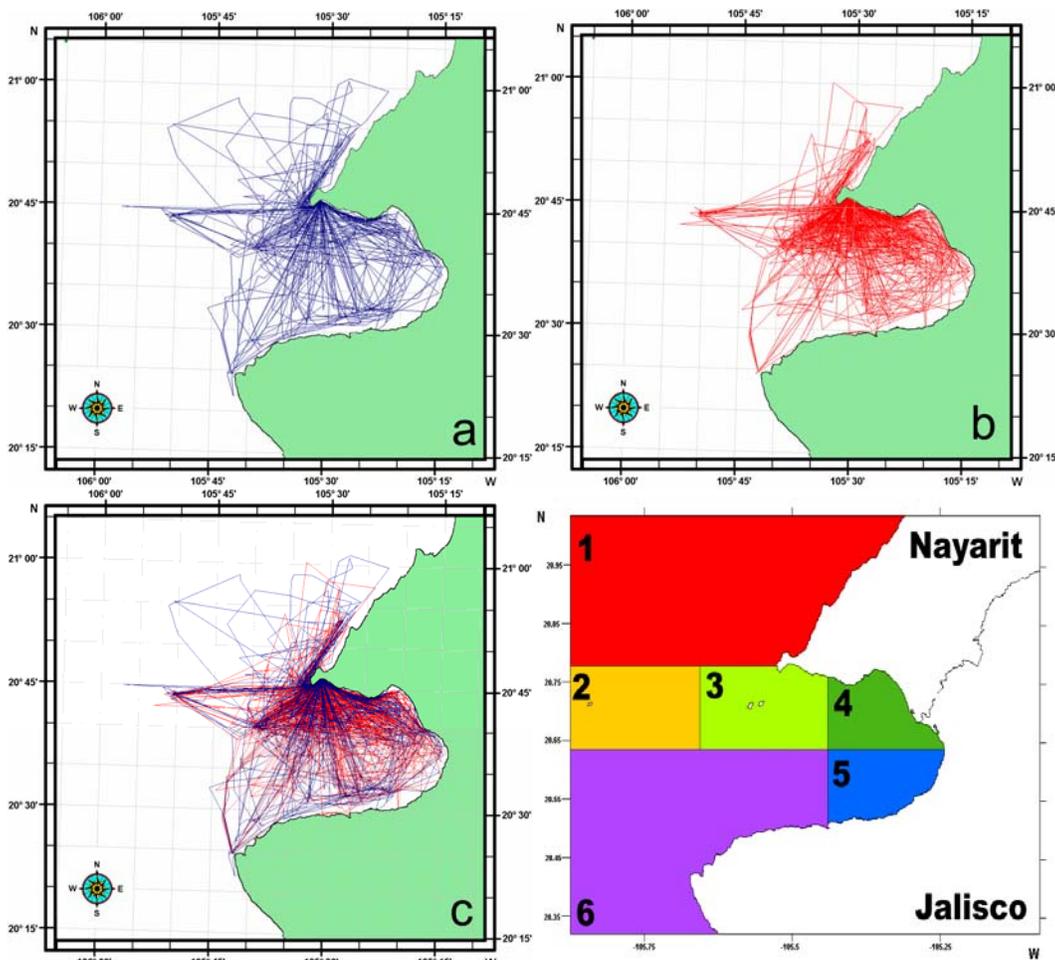


Figura 8. Mapas de las navegaciones realizadas dentro de la Bahía de Banderas en temporada de lluvias (a) secas (b) y en total (c) durante el periodo 2002-2005. El mapa inferior derecho representa los 6 sectores a las que hace referencia la tabla 2.

El hecho de que el 34.25% del esfuerzo de navegación se emplea específicamente en el registro de datos de ballena jorobada repercute también en la cobertura espacial de la bahía. Este rorcual migratorio se distribuye preferentemente en la zona norte de la Bahía de Banderas (sector 3 de la figura 8) en su temporada reproductiva y es por eso que existe un mayor tránsito en esa zona.

Con la totalidad de datos recaudados de avistamientos de ambos géneros a partir del año 2000, se generaron las figuras 19 y 20 con las posiciones de los avistamientos y las tablas 3 y 4 con lo siguiente:

Tabla 3. Tiempos de navegación, avistamientos, individuos, abundancia relativa e individuos por avistamiento para el género *Kogia* en la Bahía de Banderas y aguas adyacentes.

Género <i>Kogia</i> (2000 a 2005)	Horas navegadas	# Avistamientos	# Individuos	Abundancia relativa (individuos/hora)	Individuos por avistamiento
Secas	1,702	11	24	0.014 promedio	2.18 promedio
Lluvias	738	16	32	0.043 promedio	2 promedio
Total	2440	26	56		

Tabla 4. Tiempos de navegación, avistamientos, individuos, abundancia relativa e individuos por avistamiento para *Steno bredanensis* en la Bahía de Banderas y aguas adyacentes.

<i>Steno bredanensis</i> (2000 a 2005)	Horas navegadas	# Avistamientos	# Individuos	Abundancia relativa (individuos/hora)	Individuos por avistamiento
Secas	1,702	25	164	0.096 promedio	6.56 promedio
Lluvias	738	10	120	0.162 promedio	12 promedio
Total	2440	35	284		

Las tablas 3 y 4 muestran para ambos géneros una distribución inhomogénea del esfuerzo con un tiempo de navegación mayor en la temporada de secas (69.75% de enero a junio) en comparación con la temporada de lluvias (30.25% de julio a diciembre).

Se encontraron diferencias en los promedios de abundancias relativas entre temporadas para ambos géneros, por lo que se realizó una prueba *T*. Para *Kogia sima* no se encontraron diferencias significativas ($p=0.0819$) en abundancia relativa entre temporadas, pero para *Steno bredanensis* el patrón de agregación resultó significativamente diferente ($p=0.0006$).

3. Condiciones de navegación

Con los datos obtenidos de las navegaciones realizadas se realizó una prueba *T* con el fin de encontrar si existen diferencias significativas entre temporadas para las condiciones de navegación registradas (tabla 5).

Tabla 5. Promedios, desviaciones estándar y valores de *p* para cuatro condiciones ambientales donde todas resultaron significativamente diferentes ($p < 0.05$).

	Beaufort	Nubosidad (%)	Visibilidad (mn)	Temperatura
Promedio Lluvias	0.761	30.419	7.143	27.833
DE Lluvias	0.514	25.402	3.072	2.231
Promedio Secas	0.510	47.503	4.285	24.688
DE Secas	0.585	35.101	6.764	1.361
<i>p</i> (prueba <i>T</i>)	0.000	0.000	0.033	0.000

4. Tamaño de grupo, ocurrencia de crías y alimentación

En el caso de *Kogia sima* los avistamientos en temporada de lluvias fueron de uno hasta siete individuos dispersos (con un promedio de dos individuos por avistamiento) y en temporada de secas se observó casi el mismo patrón encontrando desde individuos solitarios hasta grupos de 6 (con el mismo promedio para esta temporada) (tabla 3).

Aunque las condiciones ambientales en las que se observó a *K. sima* cambian entre temporadas, como la temperatura superficial del agua (tabla 6), la profundidad promedio en la que se encontraron prácticamente no varió.

Tabla 6. Condiciones promedio y profundidad por estación en las que se registraron avistamientos de *Kogia sima* del 2001 al 2005.

<i>K. sima</i>	Beaufort	Nubosidad (%)	Visibilidad (mn)	Temperatura superficial (°C)	Profundidad (mts)
Promedio lluvias	0.3	25	6	27.9	-724
Desviación estándar	0.4	17	2	2.8	-400
Promedio secas	0.8	25	9	26.2	-712
Desviación estándar	1.0	28	6	1.7	-326

Por otro lado, a *Steno bredanensis* se le registró en grupos de entre 3 y 20 individuos en temporada de lluvias (12 individuos en promedio por avistamiento) y en secas se le registró solitario y hasta en grupos de 20 (6.5 individuos en promedio) (tabla 4). La abundancia relativa es ligeramente mayor en temporada de lluvias, pero en el patrón de agregación se observa un aumento y la cifra casi se duplica entre temporadas.

Tabla 7. Presencia de crías/juveniles de *Steno bredanensis* en temporada de lluvias y secas en la Bahía de Banderas del año 2000 al 2005.

Crías	# Total Avistamientos	# Avistamientos con crías	% de avistamientos con presencia de crías
Secas	25	4	16 %
Lluvias	10	5	50 %

Se registraron crías/juveniles de *S. bredanensis* en los meses de febrero, marzo, abril, julio, octubre y noviembre (figura 21). Los datos de la tabla 7 muestran una mayor ocurrencia de crías en temporada de lluvias que en secas. En cuanto a las condiciones ambientales en las que se registraron los avistamientos de *S. bredanensis* (tabla 8), en la temporada de lluvias la temperatura superficial del agua es mayor que en secas, y la profundidad promedio de los avistamientos también varía.

Tabla 8. Condiciones promedio y profundidad por estación en las que se registraron avistamientos de *Steno bredanensis* del 2000 al 2005.

<i>S. bredanensis</i>	Beaufort	Nubosidad (%)	Visibilidad (mn)	Temperatura superficial (°C)	Profundidad (mts)
Promedio lluvias	0.6	28	7	27.7	-534
Desviación estándar	0.7	24	4	2.7	-297
Promedio secas	0.5	36	6	25.7	-344
Desviación estándar	0.6	31	3	1.3	-392

A *S. bredanensis* se le observó alimentándose dentro de la Bahía en los meses de enero [de huachinangos (*Lutjanus griseus*)], febrero [al parecer de dorado (*Coryphaena hippurus*)], marzo, abril [de agujones (*Strongylura timucu*)], octubre, noviembre y diciembre (Figura 22). El porcentaje de avistamientos en los que esta especie se le ha observado alimentándose no parece variar entre temporadas (Tabla 9).

Tabla 9. Avistamientos de *Steno bredanensis* alimentándose en temporada de lluvias y secas en la Bahía de Banderas del año 2000 al 2005.

Alimentación	# Total Avistamientos	# Avistamientos Alimentándose	% de avistamientos con evidencia de alimentación
Secas	25	8	32 %
Lluvias	10	4	40 %

5. Fotoidentificación y Recapturas

Se compararon las aletas de los individuos contenidos en el catálogo fotográfico del Grupo de Mastozoología Marina y se actualizó la base de datos de los individuos fotografiados.

Para *Kogia sima* se fotografiaron un total de 118 aletas dorsales, se avistó un total de 56 individuos y finalmente 14 fueron identificados. De estos 14 individuos, 4 se han recapturado una vez (figuras 9 y 11). La tabla 10 muestra los 4 individuos recapturados de *Kogia sima* y su distribución espacial en la figura 25. Todos los individuos identificados pertenecen a la especie *Kogia sima*. Cabe mencionar que el único estudio anterior a este que ha usado la técnica de fotoidentificación en esta especie lo hizo sin obtener recapturas (Baird, 2005).

Tabla 10. Recapturas por individuo registradas para *Kogia sima*.

Individuo	Fecha primer avistamiento	Fechas Recapturas
2	10-mar-2005	19-abr-2005
4	4-dic-2004	24-nov-2005
8	23-oct-2001	23-oct-2003
11	23-oct-2001	24-nov-2005

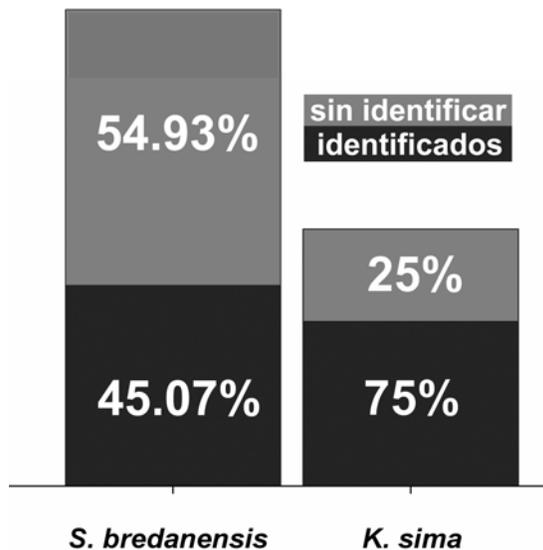


Figura 9. Porcentaje de animales identificados para cada género.

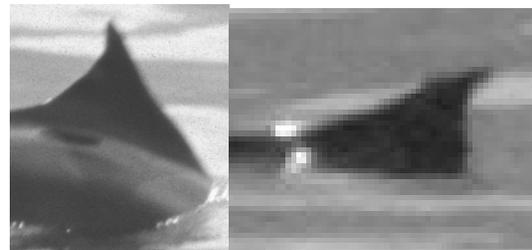


Figura 10. Recaptura del individuo 11 de *Kogia sima*. La fotografía de la izquierda fue tomada el día 23-oct-2001 y la recaptura (derecha) el 24-nov-2005.

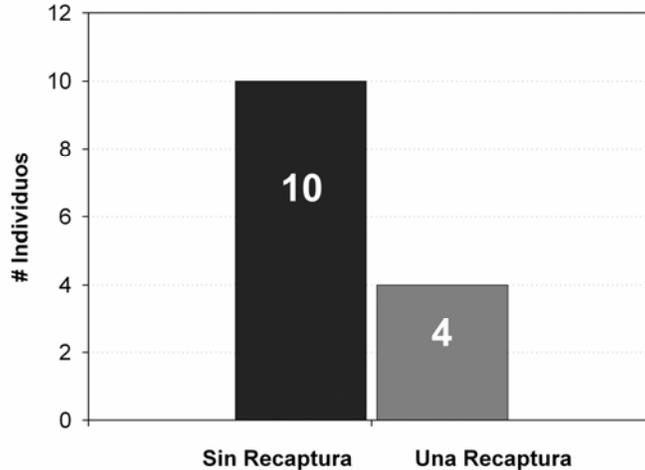


Figura 11. Número de individuos capturados y recapturados una sola vez para *Kogia sima*.

Para *Steno bredanensis* se fotografiaron en total 550 aletas dorsales, se avistó un total de 284 delfines y se lograron identificar 128 individuos, representando el 45.07% del total avistado. De los 128 individuos identificados, 105 se han visto una sola vez, 17 dos veces, 4 tres veces, un individuo se ha visto cuatro veces y otro cinco veces. El total de recapturas suma 32 (figuras 9 y 12). La tabla 11 muestra los 22 individuos recapturados de *S. bredanensis*; la distribución geográfica de las recapturas se puede observar en la figura 23.

Tabla 11. Recapturas por individuo registradas para el *Steno bredanensis*.

Individuo	Fecha primer avistamiento	Recapturas
2	23-ene-2003	12-mar-2003
3	23-ene-2003	12-mar-2003, 22-nov-2005
4	23-ene-2003	10-feb-2003, 12-mar-2003, 28-feb-2005, 22-nov-2005
5	23-ene-2003	12-mar-2003, 24-nov-2005
10	18-feb-2003	17-oct-2004, 28-feb-2005, 22-nov-2005
13	18-feb-2003	22-nov-2005
14	18-feb-2003	17-oct-2004, 28-feb-2005
22	3-dic-2003	22-nov-2005
31	29-mar-2004	20-nov-2004, 22-nov-2005
36	31-mar-2004	24-nov-2005
37	31-mar-2004	17-oct-2004, 22-nov-2005, 24-nov-2005
39	17-oct-2004	24-nov-2005
45	5-jul-2000	20-nov-2004
57	26-feb-2005	24-nov-2005
61	28-feb-2005	24-nov-2005
69	21-abr-2005	24-nov-2005
70	21-abr-2005	22-abr-2005
79	22-abr-2005	24-nov-2005
87	22-abr-2005	24-nov-2005
108	5-jul-2000	24-nov-2005
110	5-jul-2000	24-nov-2005
113	5-jul-2000	22-nov-2005

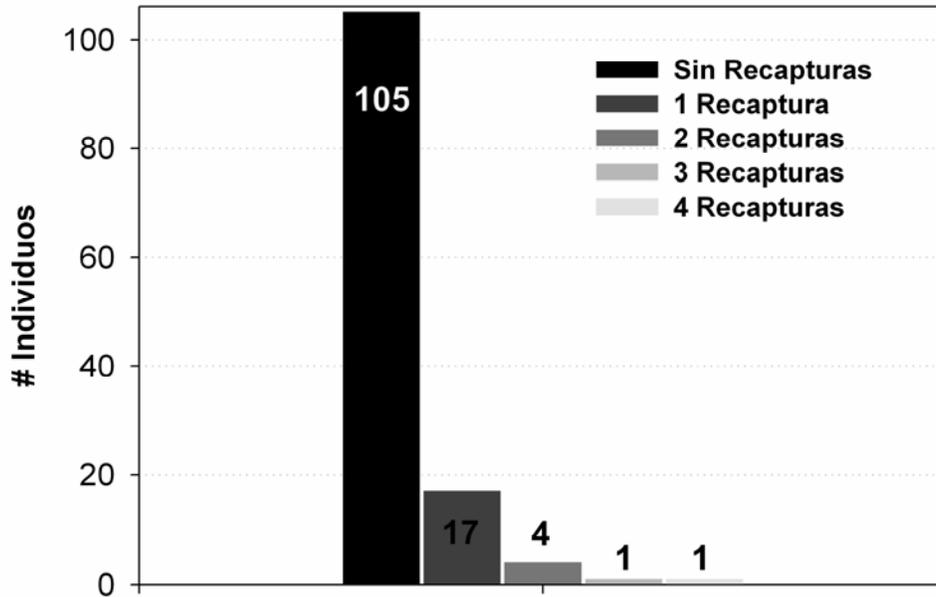


Figura 12. Número de individuos capturados y recapturados hasta cuatro veces para *Steno bredanensis*.



Figura 13. Recapturas del individuo 4 de *S. bredanensis*. De izquierda a derecha las fechas de recaptura: 28-FEB-2005, 23-ENE-2003, 10-FEB-2003, 12-MAR-2003 y 22-NOV-2005.

6. Vagilidad y filopatría

Para el delfín de dientes rugosos se calculó el periodo entre reavistamientos para cada individuo, éste fue desde 1 hasta 1968 días (5.39 años), siendo esta la recaptura con mayor tiempo entre avistamientos (registrada para los individuos 108 y 110). Las distancias entre recapturas fueron desde 1.47 hasta 30.26 mn, presentando una velocidad media de dispersión de 0.6321 mn por día.

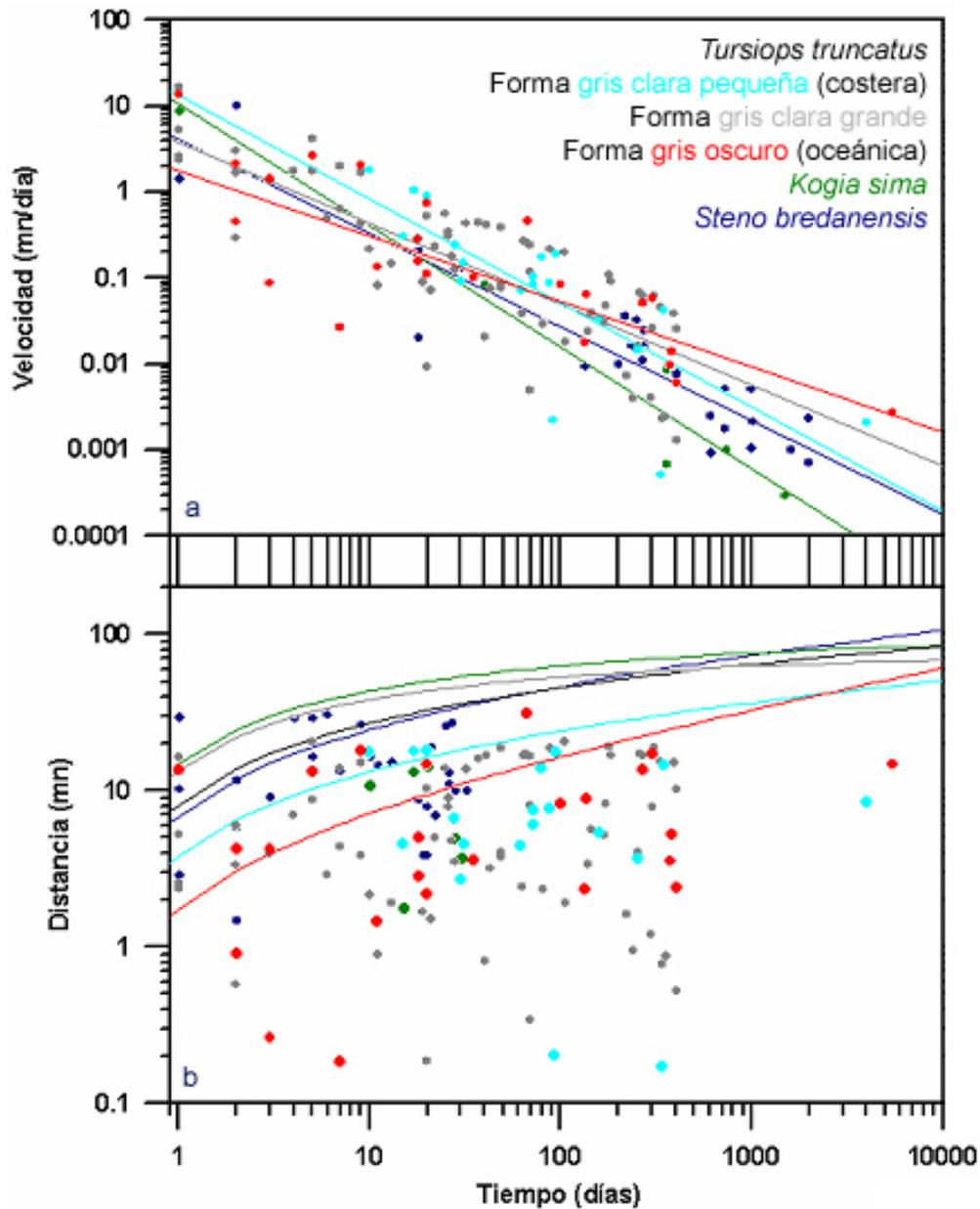


Figura 14. Patrones de dispersión para tres especies. **a)** Velocidad media de dispersión y **b)** distancia media de dispersión para *S. bredanensis* y *K. sima* comparada con los datos obtenidos por Viloría-Gómora (2007) para tres probables formas de *Tursiops truncatus* (delfín nariz de botella) en la Bahía de Banderas. La línea negra en el gráfico b) representa el valor ideal de $k=1$.

La velocidad de dispersión de *S. bredanensis* en un periodo de 1 a 10 días se ve rebasado por *K. sima* y dos formas de tursiión, siendo el más *lento* el tursiión de forma oceánica. Con el paso del tiempo el delfín de dientes rugosos se dispersa más velozmente que *K. sima* y se ve rebasado por las tres formas de *T. truncatus* (figura 14a). También podemos observar que *K. sima* es la especie que más distancia recorre en un día, seguida por la forma de tursiión gris clara grande y después *S. bredanensis* quien conforme pasa el tiempo es el delfín que más distancia recorre seguido de *K. sima* (figura 14b).

Para *S. bredanensis* los periodos entre avistamientos, el alto porcentaje de animales identificados y la disminución en la velocidad de dispersión dentro de los primeros 30 días entre avistamientos (Figura 14) sugiere que esta especie es filopátrica y tal vez residente a esta zona.

En el caso de *Kogia sima* se registraron reavistamientos que fueron desde 40 hasta 1128 días (3.09 años). La velocidad de dispersión de esta especie es muy baja (0.0793 mn por día en promedio) y la distancia entre recapturas no rebasa las 14.14 mn.

7. Estimación de abundancia absoluta

7.1 *Steno bredanensis*

Con 128 individuos identificados de *Steno bredanensis*, el estimador modificado de Petersen arrojó un estimado poblacional final de 244 individuos (EE=41.890). El estimador de Jolly-Seber arrojó un resultado de 414 individuos (EE=433.641). Con este modelo no fue posible estimar el tamaño de la población en cinco años de muestreo, debido a que el número de recapturas de varios individuos fue cero y esto afecta el denominador de la fórmula (Tabla 12). De las dos técnicas propuestas por Darling y Morowitz (1986), la tasa de aparición de nuevos individuos estima una población de 340 individuos, mientras que la distribución binomial de Bernoulli estima una población de 570 individuos.

Tabla 12. Valores obtenidos de los estimadores de Petersen-Bailey y Jolly-Seber para *S. bredanensis*.

Salidas	N Petersen-Bailey	EE Petersen-Bailey	N Jolly-Seber	EE Jolly-Seber
Jul-00				
Ene-03	96	63.498		
Feb-03	104.5	54.573	143	66.616
Mar-03	61.6	18.573	25.666	-
Dic-03	340	228.078	123.333	-
Mar-04	344	227.534	114.666	-
Abr-04	100	50	5.666	-
Oct-04	127.5	44.167	30.277	27.606
Nov-04	95	30.041	8.787	-
Feb-05	309.75	124.635	119.625	96.298
Abr-05	1026	570	414	433.641
Nov-05	244.526	41.890		

7.1.1 Modelo 2 o Población con marcabilidad distribuida como $1/f^\alpha$

Utilizando el programa FidFid3b se realizó el análisis aplicando el modelo de marcabilidad diferencial $f=1/m^\alpha$ para poblaciones de tamaño variable (hasta de 4000 individuos) y se obtuvo que el valor de α que presentó mayor congruencia entre estimadores simulados y menores Difsq fue $\alpha=0.42$ (Figura 15 y Tabla 13).

Tabla 13. Datos arrojados por el programa FidFid3b para *Steno bredanensis*.

Modelo	2
Parámetro $1/f^\alpha$	0.420
Mejor Petersen Analítico	237
Error Petersen Analítico	39
Petersen Simulado	315
Error Petersen Simulado	66
Distribución Capturas Analítico	570
Difsq Distribución Capturas Analítico	9.917
Distribución Capturas Simulado	450
Difsq Distribución Capturas Simulado	2.283
Tasa de Aparición de Individuos Nuevos Analítico	340
Difsq Tasa de Aparición de Individuos Nuevos Analítico	5.183
Tasa de Aparición de Individuos Nuevos Simulado	440
Difsq Tasa de Aparición de Individuos Nuevos Simulado	5.199
Congruencia entre Estimadores Analíticos	0.437
Congruencia entre Estimadores Simulados	0.977
Congruencia entre Estimadores Analíticos y Simulados	0.989

El valor de α obtenido sugiere que dentro de la población de *Steno bredanensis* existe una fracción de individuos que presentan una mayor marcabilidad que el resto de los individuos. Esto quiere decir que un grupo de individuos, por razones desconocidas, tienen una probabilidad de marcaje mayor que el resto de la población.

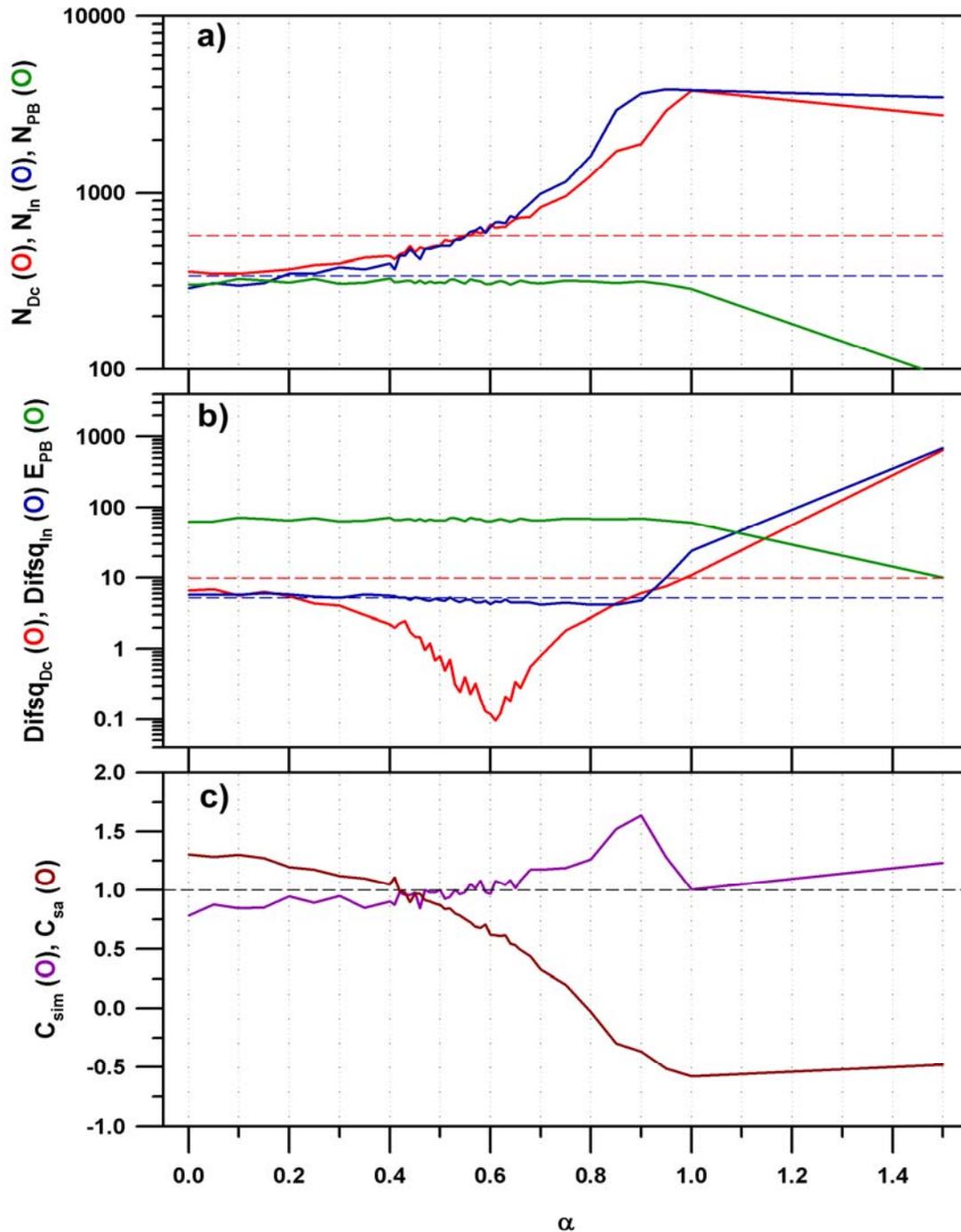


Figura 15. (a) Resultados obtenidos para N por el programa FidFid3b para la distribución de capturas (Dc), la tasa de aparición de nuevos individuos (In) y el estimado de Petersen (PB). (b) Diferencias al cuadrado (Difsq) para la distribución de capturas (Dc), la tasa de aparición de nuevos individuos (In) y el error (E) del estimador de Petersen (PB). (c) Congruencia de los estimadores simulados y analíticos alcanzan la unidad cuando α muestra valores cercanos a 0.42. Para las gráficas (a) y (b) la línea punteada representa los valores analíticos y para la gráfica (c) representa el valor óptimo de congruencia entre estimadores.

Los resultados obtenidos para el tamaño poblacional (N) después de la simulación por medio del modelo de marcabilidad diferencial se presentan en la figura 15. La línea punteada tanto roja como azul indican el valor de N analítico. En cuanto a la N para la distribución de capturas simulada observamos que el valor simulado alcanza al valor analítico cuando α alcanza valores alrededor de 0.5 y para la tasa de aparición de nuevos individuos este valor de intersección se da cuando α se acerca a 0.2. Observamos también que aunque aumente el valor de α , el valor de N para el estimador de Petersen se mantiene constante hasta que α toma valores cercanos a la unidad y entonces el número poblacional comienza a decrecer.

En la figura 15b se muestran las diferencias al cuadrado (Difsq) obtenidas con FidFid3b para la distribución de capturas y la tasa de aparición de nuevos individuos así como el error calculado para el estimador de Petersen. Observamos de nuevo que el error en el estimador de Petersen se mantiene constante mientras aumenta el valor de α hasta que alcanza valores cercanos a uno y comienza a disminuir. Las diferencias al cuadrado analíticas (línea punteada roja) para la distribución de capturas se intersectan con las simuladas cuando $\alpha = 1$, mientras que esto mismo sucede para la tasa de aparición de nuevos individuos cuando de nuevo α toma valores cercanos a 3. Las Difsq para la tasa de aparición de nuevos individuos parecen permanecer constante hasta que α toma valores cercanos a 0.9. Este no es el caso de las Difsq para la distribución de capturas donde los valores casi llegan a cero alrededor de valores de α cercanos a 6 y conforme aumenta el valor de α a partir de este punto, los valores de Difsq se disparan. Podemos observar también que los valores de Difsq para la distribución de capturas se mantienen iguales o por debajo de los valores de la tasa de aparición de nuevos individuos.

Para la gráfica c) podemos ver que los valores de las congruencias entre estimadores simulados y los analíticos y simulados se intersectan alrededor de valores de α de 4.2 donde alcanzan la unidad en los valores de congruencia considerados como óptimos.

Con el fin de obtener un valor óptimo de α , se realizó el siguiente cálculo:

$$O_{\text{Total}} = O_{\text{Dc}} * O_{\text{Idi}} * O_{\text{Cong}}$$

donde para cada valor de α se calculó un valor óptimo para la distribución de capturas (O_{Dc}) y para la tasa de aparición de nuevos individuos (O_{Idi}) de la siguiente forma:

$$O_{\text{Dc-Idi}} = 1 - \frac{\text{Difsq}}{\text{DifsqMAX}}$$

y el valor óptimo de congruencia (O_{Cong}) se obtuvo modificando la fórmula original (p. 24) de la siguiente forma:

$$C_{\text{Dc-Idi}} = 1 - \frac{2[\text{ABS}(N_{\text{Dc}} - N_{\text{Idi}})]}{N_{\text{Dc}} + N_{\text{Idi}}}$$

El valor calculado de óptimo total que más se acercó a la unidad fue de 0.7896, donde el valor de $\alpha = 0.6$. Dado que las diferencias con el valor de α previamente seleccionado ($\alpha = 0.42$) son de sólo 0.185 en su valor óptimo total y siendo $\alpha = 0.42$ el valor con mayor proximidad a los valores óptimos para las congruencias calculadas (figura 15c) se consideró que éste es el mejor valor para el parámetro.

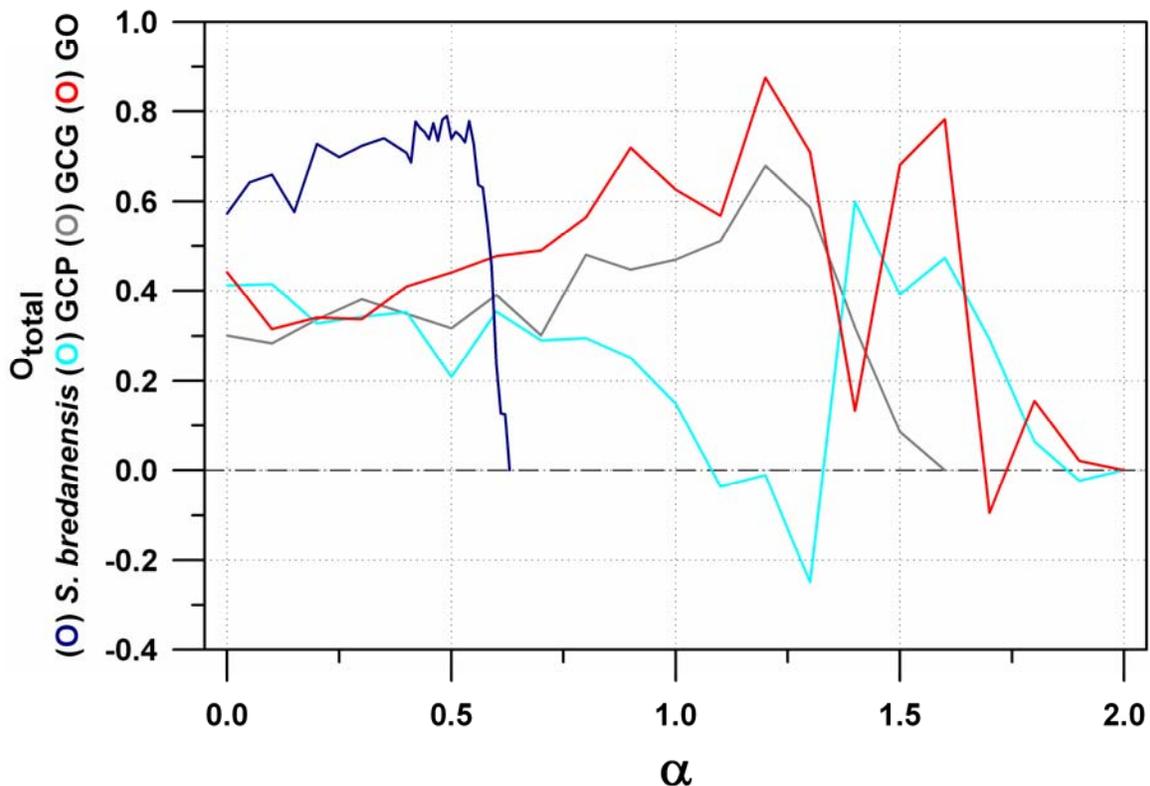


Figura 16. Óptimos totales calculados para *S. bredanensis* y las tres probables formas de toninas en la Bahía de Banderas.

En la figura 16 podemos observar que la comparación del valor óptimo total entre *S. bredanensis* y las tres probables formas de *Tursiops truncatus* para cada valor de α ; donde es evidente que el parámetro en cuestión presenta valores óptimos muy diferentes, sugiriendo dinámicas poblacionales diferentes tanto inter como intra específicas. Para *S. bredanensis* se observa una serie de óptimos totales alrededor de valores de α que van de 0.42 hasta 0.6. En el caso de las toninas, cabe mencionar que cuando la diferencia entre estimadores es mayor al estimador las congruencias resultan negativas.

7.2 Kogia sima

El estimador de Petersen para esta especie estimó una población de 14 individuos, mientras que el estimador de Jolly-Seber no pudo aplicarse a esta especie (tabla 14). En cuanto a los modelos de Darling y Morowitz (1986), la tasa de aparición de nuevos individuos estima una población de 51 individuos, mientras que la distribución binomial de Bernoulli estima una población de 33 individuos.

Tabla 14. Resumen de los valores obtenidos de los estimadores de Petersen-Bailey y Jolly-Seber para *K. sima*.

Salidas	N Petersen-Bailey	EE Petersen-Bailey	N Jolly-Seber	EE Jolly-Seber
Oct-01				
Oct-03	12	4	-	-
Oct-04	18	9	5	-
Dic-04	10	-	4.2	2.039
Mar-05	26	13	4.4	-
Abr-05	14	-	1.333	-
Nov-05	14	-	2	-

7.2.1 Modelo 0 (nulo) o Población de tamaño constante y distribución uniforme de marcabilidad.

Para *K. sima* se probó el modelo nulo con una población de hasta 100 individuos, el cual mostró los siguientes resultados:

Tabla 15. Datos arrojados por el programa FidFid3b para *Kogia sima*.

Modelo	0
Parámetro $1/f^{\alpha}$	0.00
Mejor Petersen Analítico	12
Error Petersen Analítico	4
Petersen Simulado	15
Error Petersen Simulado	6
Distribución Capturas Analítico	33
Difsq Distribución Capturas Analítico	1.607
Distribución Capturas Simulado	26
Difsq Distribución Capturas Simulado	0.352
Tasa de Aparición de Individuos Nuevos Analítico	51
Difsq Tasa de Aparición de Individuos Nuevos Analítico	0.460
Tasa de Aparición de Individuos Nuevos Simulado	34
Difsq Tasa de Aparición de Individuos Nuevos Simulado	0.368
Congruencia entre Estimadores Analíticos	0.577
Congruencia entre Estimadores Simulados	0.651
Congruencia entre Estimadores Analíticos y Simulados	0.695

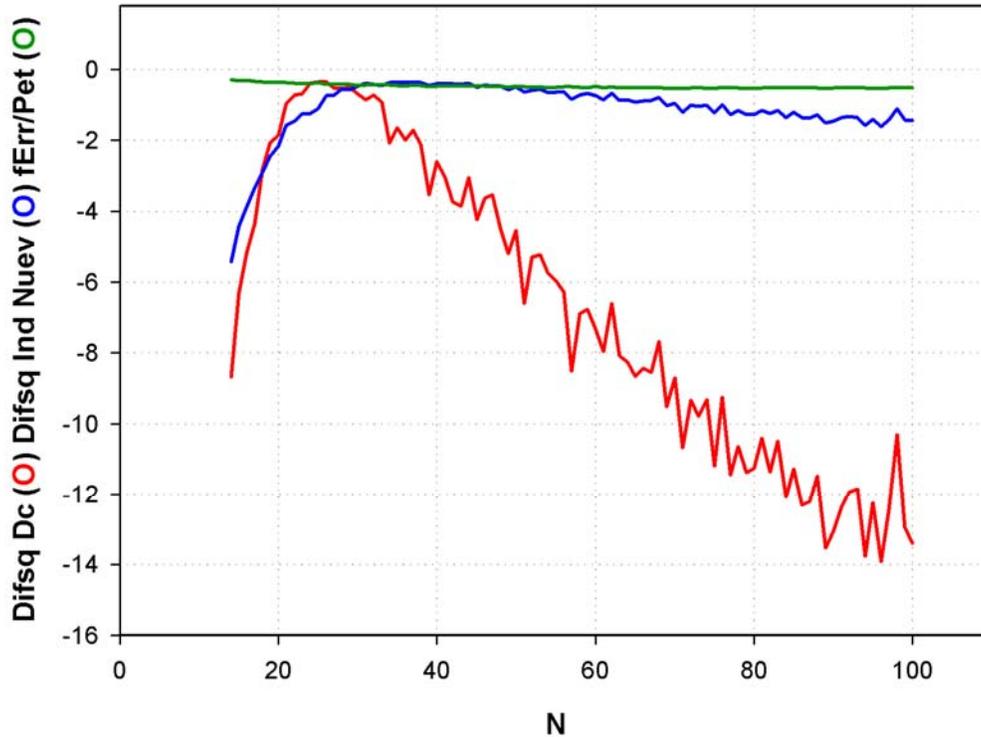


Figura 17. Modelo nulo para *Kogia sima* generado con FidFid3b.

En la figura 17 podemos observar claramente que las diferencias al cuadrado tanto para el estimador de la distribución de capturas como el de la tasa de aparición de nuevos individuos tienden a cero mostrando un valor óptimo antes de llegar a los 40 individuos, como lo muestra la tabla 15. Esto apunta a que la población de *Kogia sima* en la Bahía de Banderas es de alrededor de 30 individuos.

La distribución de capturas tiene su punto óptimo en 26 individuos y sigue la distribución de Bernoulli, lo que quiere decir que un gran número de individuos se capturan al inicio del estudio. Por otro lado, la tasa de aparición de nuevos individuos se hace asintótica muy al inicio del eje X lo cual es evidencia de un número poblacional reducido. El error del estimador de Petersen derivado del programa FidFid3b casi no muestra fluctuaciones.

Los datos recabados sugieren que la población de *Kogia sima* en la Bahía de Banderas es pequeña y sin poder establecer claros patrones de residencia por falta de recapturas, sí presenta un grado de filopatía.

VII. Discusión

Existen muchos factores que pueden influenciar la distribución espacial y temporal de los cetáceos (Hastie *et al.*, 2004). Estos factores incluyen características fisio e hidrográficas, distribución de presas, zonas de alimentación y reproducción y la depredación (Davis *et al.*, 2002).

Para muchas especies de vertebrados, la conducta que exhiben los individuos entre diferentes hábitats indica claramente la función ecológica que proveen esas áreas. Para los cetáceos determinar este valor funcional de los diferentes hábitats es casi siempre más difícil que en animales terrestres (Hastie *et al.*, 2004). Por otro lado, las características fisio e hidrográficas no pueden explicar por sí solas la distribución de los cetáceos, en cambio, esta distribución puede ser explicada de una mejor manera por la abundancia de presas, la cual es afectada de manera secundaria por características hidrográficas (Davis *et al.*, 2002). Las correlaciones de características ambientales y la biomasa de zooplancton con los registros de avistamiento pueden ayudarnos a comprender mejor la ecología de los cetáceos y a indicarnos cómo diferentes variables oceanográficas físicas o biológicas influyen la distribución de los cetáceos.

En particular, para los géneros *Kogia* y *Steno* en la Bahía de Banderas una de las características poblacionales que se puede ver directamente influenciada por este conjunto de diversas variables es el:

1. Tamaño de grupo, ocurrencia de crías y alimentación

En el caso de *K. sima*, el número total de individuos registrados aumenta ligeramente en la temporada de lluvias, así como sus niveles de agregación. La asociación de este sutil aumento tanto en número como en patrón de agregación de individuos con periodos de alimentación/reproducción es aún indefinible en este estudio ya que hasta el último muestreo registrado se reportó sólo un avistamiento de cría de cachalote enano en el mes de marzo del 2002 y es particularmente difícil observar a esta especie alimentándose. En la tabla 6 pudimos observar que la temperatura superficial del agua a la que se registraron los avistamientos de *K. sima* cambia entre temporadas mientras que la profundidad promedio en la que se encontraron prácticamente no varió. Esto sugiere que las condiciones ambientales como la temperatura superficial no tienen una incidencia directa en el patrón de agregación y que la profundidad si parece ser un factor determinante en su distribución.

Para *Steno bredanensis*, el trabajo de Gannier y West (2005) en las Islas de la Polinesia Francesa mostró un promedio de 10.8 individuos por avistamiento manteniéndose este promedio constante durante todo el año. En el estudio de Baird *et al.* (en prensa) en el archipiélago hawaiano, el tamaño de grupo promedio varió entre

7.7 y 31 individuos dependiendo del tiempo dedicado al avistamiento. El tamaño de grupo también varió entre islas (con medianas de 11 para Kaua'i/Ni'ihau y 6 para Hawaii). En este estudio el número de individuos por hora para esta especie es ligeramente mayor en la temporada de lluvias, pero el patrón de agregación aumenta hasta que la cifra casi se duplica entre temporadas. Esto puede interpretarse como la misma cantidad de individuos en las dos temporadas, pero en la temporada de lluvias los animales parecen estar más agregados. Esto podría sugerir periodos de alimentación/reproducción en esta especie o una mayor incidencia de depredadores.

En cuanto a la presencia de crías/juveniles, detectamos una mayor ocurrencia de crías en temporada de lluvias lo cual podría aludir una temporada de crianza entre julio a diciembre. Un factor que puede estar incidiendo en la preferencia de esta temporada para el cuidado y desarrollo de las crías es la temperatura superficial del agua. En temporada de lluvias la temperatura es mayor que en secas, proveyendo a las crías de aguas más cálidas (Tabla 8).

Muchos cetáceos, particularmente los delfines, viven aparentemente en subpoblaciones locales que pueden residir lejos unas de otras. En ese caso, supondríamos que las diferencias (genéticas, morfológicas, ecológicas y etológicas) entre estas poblaciones crecerían conforme aumenta la distancia espacial entre poblaciones. Existen estudios (eg. Fullard *et al.*, 2000; Hoydal y Lastein, 1993; Gowans y Whitehead, 1995) donde la estructura poblacional y distribución de las especies están altamente relacionadas con la temperatura superficial del agua. Más que el relieve del suelo marino, la distancia entre hábitats o que otras variables consideradas. Dada la diferencia tan marcada en el patrón de agregación para *S. bredanensis* entre temporadas, debemos siempre tomar en cuenta que quizás el promedio de temperatura superficial del agua, al ser un factor ecológico que modifica el hábitat, puede generar diferentes respuestas y moldear la estructura y dinámica poblacional de la especie en esta zona particularmente.

Otra explicación a esta tendencia a agruparse más en temporada de lluvias pudiera ser que esta especie presente una estructura social cooperativa en presencia de crías en la agrupación. Según Mayr y Ritter (2005) los delfines de dientes rugosos de las Islas Canarias muestran una composición intra e inter grupal fluida indicando la existencia de un tipo de organización del tipo fisión-fusión en la población, como se ha observado en otros cetáceos (Connor *et al.*, 2000; Bruno *et al.*, 2004). Los patrones de asociación muestran que esta especie no sólo presenta fuertes lazos sociales entre la madre y la cría/juvenil sino que también entre individuos de diferentes categorías de edad; estos lazos pueden durar por varios años.

El aumento en abundancia relativa en la temporada de lluvias en la Bahía de Banderas pudiera derivar de un periodo de alimentación establecido ya que, como en varias otras especies de delfines, la caza de presas y alimentación se lleva al cabo en conjunto (Pryor y Norris, 1991). Además, en los mamíferos en general, el periodo de mayor demanda energética es el de la crianza y en diversas especies está sincronizado con una alta disponibilidad de alimento. En la figura 22, podemos ver que los puntos donde se registró *Steno bredanensis* alimentándose en temporada de lluvias están

cerca de las zonas donde desembocan dos de los ríos mas importantes de la zona. Esto pudiera estar evidenciando una preferencia hacia ciertas zonas de la bahía en esta temporada del año. Siendo esta temporada la de mayor aporte fluvial y dadas sus consecuencias arriba mencionadas, quizás la presencia de alimento sea espacio-temporalmente predecible y de ahí la preferencia por estas zonas en esta temporada.

Un tercer supuesto al aumento en los patrones de agregación podría ser la incidencia de depredadores en la zona. La presencia de depredadores probablemente llevaría a que los animales se congregaran. En la Bahía de Banderas se reporta la presencia de orcas a lo largo del año, no es sino hasta mediados de 1990 que estos depredadores parecen tener una ocurrencia mayor en el invierno, coincidiendo con la presencia de crías de ballena jorobada en la zona.

Cabe mencionar que la distribución inhomogénea del esfuerzo tanto temporal (tablas 3 y 4) como espacialmente (figura 8) puede estar teniendo un efecto en la interpretación de los patrones de agregación y de abundancia relativa en ambas especies. Como se mencionó anteriormente, el 69.75% del tiempo navegado se realizó en temporada de secas, por lo que el restante 30.25% navegado en temporada de lluvias hace a la abundancia relativa (o el número de individuos por hora de navegación) mas sensible al número total de avistamientos registrados incluidos los de crías y los de individuos alimentándose.

2. Vagilidad y filopatría

Steno bredanensis y *Kogia sima* se observan todo el año en la Bahía de Banderas y puede preguntarse si estas especies, a pesar de sus hábitos pelágicos, pueden formar poblaciones residentes en la zona como ocurre con *Stenella attenuata* a juzgar por el patrón de fragmentación costera observado con análisis genéticos (Escorza-Treviño, et al., 2002).

La comparación que se muestra en la figura 14 de *Steno bredanensis* con tres posibles formas de *Tursiops truncatus* (Viloria-Gómora, 2007), es particularmente interesante ya que ambas especies son reportadas como de carácter oceánico y presentan patrones de distribución similares dentro de la bahía a diferencia de las otras dos formas de toninas costeras.

Tabla 16. Datos de distancia máxima de dispersión obtenidos para las tres formas de tursiión y *S. bredanensis*.

Distancia (mn)				
	Distancia: 1 día	Distancia: 10,000 días	-k	r ²
GCG	3.82	65	0.94	0.67
GCP (costero)	13.5	32	1.21	0.64
GO (oceánico)	1.75	150	0.76	0.61
<i>S. bredanensis</i>	6.94	156	0.91	0.85
<i>Kogia sima</i>	15	44	1.17	0.95

Como podemos observar en la tabla 16, los valores obtenidos de k en ninguno de los cuatro casos es igual a la unidad. El valor para *Kogia sima* es $k \geq 1$ lo cual refleja patrones de residencia, mientras que los valores de para *S. bredanensis* $k \leq 1$ sugiriendo “errabundez o vagabundez”.

Con la figura 14 y los datos de la tabla 16 podemos ver que conforme el tiempo de muestreo aumenta, la velocidad y distancia de dispersión de *S. bredanensis* se asemeja más a la forma oceánica del tursión, sugiriendo que el tursión oceánico y el delfín de dientes rugosos posiblemente ocupan una misma área pero éste último se desplaza más rápidamente. Esta velocidad de desplazamiento que presenta *S. bredanensis* puede sugerir que al desplazarse rápidamente, el recambio de individuos en la zona es alto. En la figura 18 podemos ver esta situación para *S. bredanensis*, donde el número de individuos identificados crece notablemente mientras aumenta el número de individuos avistados, es decir, mientras más individuos se registren se lograrán más identificaciones. La relevancia de esto es que en un sitio de estudio relativamente pequeño se observan una gran cantidad de individuos conforme el tiempo de muestreo aumenta. Esto apunta a que existe una constante dispersión de una fracción de la población que genera una alta tasa de recambio de individuos dentro de la Bahía de Banderas permitiendo que un alto porcentaje de los individuos registrados puedan ser identificados.

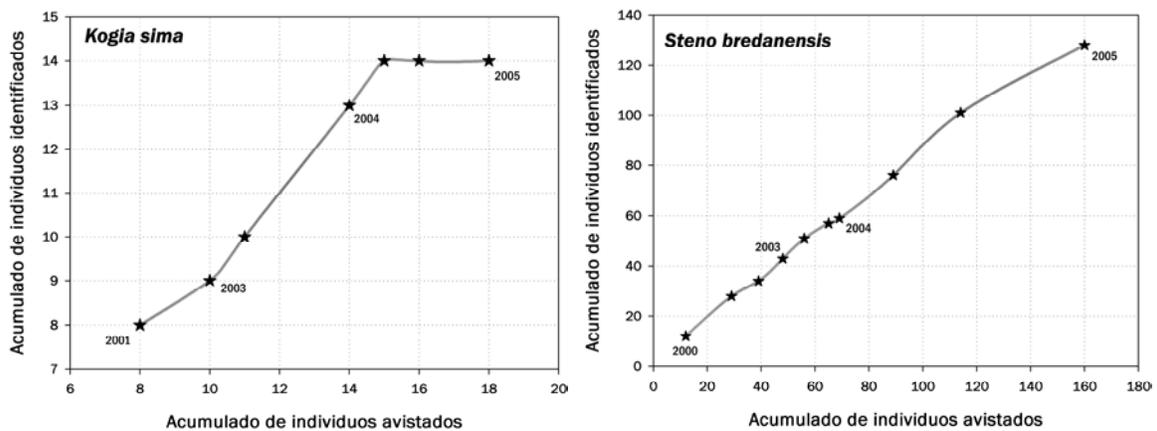


Figura 18. Curvas de identificación de nuevos individuos que muestran el número acumulado de individuos identificados contra el número acumulado de individuos avistados para *Kogia sima* (izquierda) y *Steno bredanensis* (derecha) durante el periodo de estudio.

Por otro lado, *Kogia sima* con una velocidad promedio de dispersión de 0.079 mn/día, el hecho que la mayor distancia entre recapturas registrada no rebasó las 14 mn, la localización de los avistamientos en una zona específica de la bahía y un número poblacional reducido, sugieren que esta especie es al menos filopátrica y muy probablemente residente en la Bahía de Banderas. La figura 18 muestra también que la curva de individuos avistados contra individuos identificados parece hacerse asintótica con el paso del tiempo. La dificultad de observar a estos animales en el campo, una distribución temporalmente heterogénea del esfuerzo y las dificultades arriba mencionadas en el trabajo de fotoidentificación en particular con esta especie

pueden estar influyendo en el número de individuos registrados y/o identificados. De cualquier modo, dado que el estimado del número poblacional es de cerca de 30 individuos, es probable que si se continúa con el trabajo de fotoidentificación se identifiquen a todos los individuos en un tiempo relativamente corto.

Por otro lado, el hecho de que en este estudio sólo se registró un avistamiento de cría de esta especie no nos permitió establecer una temporada de crianza así como tampoco se pudieron registrar individuos alimentándose y por lo tanto no se pudieron determinar ni zonas ni temporadas de alimentación.

Con los datos obtenidos en este estudio no nos fue posible determinar patrones de residencia debido a que los periodos entre recapturas fueron muy grandes como para establecer una temporalidad o al menos una presencia anual de varios individuos en la bahía. Además, el porcentaje de tiempo de navegación en las dos temporadas propuestas en este estudio fue desigual y esto impidió la determinación de estas temporalidades en las recapturas con el fin de establecer patrones de residencia.

El estudio realizado por Cardona y Mignucci (1999) para la región del Caribe reporta a *K. sima* y a *K. breviceps* presentes todo el año, lo cual los lleva a concluir que estas especies son residentes en dicha zona. Mencionan que los huecos en los registros a lo largo de la costa de Centro América entre Panamá y Belice, así como en otras islas del Caribe probablemente reflejan la falta de mastozoólogos marinos en la zona y no tanto un hueco en la distribución de las especies. Los datos registrados en este trabajo también permitieron determinar que en la zona del Caribe el género *Kogia* da a luz y cría a su descendencia. Esto mismo pudiera estar sucediendo en la Bahía de Banderas, donde quizás el esfuerzo heterogéneo nos impide determinar los patrones de residencia para *K. sima* mas no afecta el hecho de que sin lugar a dudas esta especie es filopátrica a esta bahía.

La filopatría, es decir, la tendencia de un individuo a regresar a una zona previamente ocupada, el permanecer en una zona por largos periodos o la probabilidad de reavistar a un mismo individuo dentro de una zona determinada ha sido documentada para varios taxa (moluscos, insectos, peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos (Switzer, 1993)). Una especie con una marcada filopatría a zonas de alimentación y reproducción es la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*) (Calambokidis et al., 2001), las ballenas de Minke (*Balaenoptera acutorostrata*) (Dorsey, 1990) y varias poblaciones de delfines, como *Tursiops truncatus* (toninas) costeros y de aguas no profundas, los cuales habitan áreas de menos de 100 km² y aparentemente tienen zonas de permanencia/residencia (Gubbins, 2002; Shane et al., 1986 y Wells, 1991). Las toninas se alimentan típicamente de una diversidad de animales bentónicos y peces pequeños que forman escuelas y en áreas donde la productividad primaria es suficientemente alta como para sostener a un número de individuos. Probablemente estos delfines se benefician al quedarse dentro de un rango hogareño pequeño al aprender a localizar el alimento espacialmente predecible.

Encontrar evidencia de filopatría en la Bahía de Banderas para este tipo de cetáceos no era de esperarse dada su documentada distribución oceánica. Mientras las aguas

en el Pacífico Tropical son generalmente oligotróficas, la Bahía de Banderas es una zona de transición importante por presentar una estructura termohalina particular que presenta frentes, remolinos e intrusiones que están ligados a la confluencia de tres distintas masas de agua a lo largo del año. El estudio de Davis *et al.* (2002) asocia a los géneros *Kogia* y *Steno* en la zona norte del Golfo de México con valores de salinidad altos (35.6 ups) mientras que los valores de salinidad promedio anuales para la Bahía de Banderas fueron similares [34.3 a 34.9 ups (García *et al.*, 2004)]. El patrón de circulación de los vientos juega también un papel importante en el movimiento de las masas de agua dentro de la bahía, teniendo estas influencia en el cambio en la temperatura superficial del mar (Juárez-Salas, 2001). Es por estas condiciones, la presencia de una zona profunda dentro de la Bahía, la ventaja que confiere habitar una bahía en cuanto a evasión de depredadores y un probable aumento en la predicción espacio-temporal de las presas que *S. bredanensis* y *K. sima* hayan podido desarrollar esta filopatria en la Bahía de Banderas.

Se han realizado estudios de filopatria para varias especies de cetáceos como *Hyperoodon ampullatus* que habita las profundas aguas de los cañones en la costa este de Canadá (Hooker *et al.*, 2002; Wimmer y Whitehead, 2005). Esta especie realiza inmersiones profundas y se cree que se alimenta de organismos bentónicos (Hooker y Baird, 1999). Para *Steno bredanensis* existen dos estudios anteriores (Baird *et al.*, en prep., y Mayr y Ritter, 2005) en Hawaii y en las Islas Canarias que sugieren estos mismos patrones de filopatria basándose en reavistamientos derivados de fotoidentificaciones. Poco se conoce de las actividades de buceo de *Steno bredanensis*, pero un estudio con dos animales varados, rehabilitados, marcados y posteriormente liberados sugiere que esta especie permanece básicamente en aguas cercanas a la superficie (Wells y Gannon, 2005). Otros estudios basados en el contenido estomacal y observaciones de alimentación (Miyazaki y Perrin, 1994; y Pitman y Stinchcomb, 2002) muestran poca evidencia de consumo de presas de aguas profundas.

3. Estimación de abundancia absoluta

Es complicado determinar el tamaño poblacional de mamíferos marinos en vida libre debido a que al realizar el estudio en un área determinada resulta difícil satisfacer todos los supuestos de los estimadores (Buckland, 1980). De todos los métodos de marcaje y recaptura debemos considerar que todos están basados en el supuesto de que el muestreo es aleatorio y que el esfuerzo realizado es suficiente para ser representativo. El hecho de que se violen estos supuestos hace que los estimadores poblacionales tradicionales (ej. Petersen-Bailey y Jolly-Seber) tengan un sesgo hacia números poblacionales mayores. Otro supuesto de los estimadores tradicionales es que todos los individuos tienen la misma posibilidad de recaptura y que un animal marcado será reconocido con certeza si es recapturado, este supuesto tiende a violarse en estudios de marcaje-recaptura de cetáceos debido, entre otras cosas, a diferencias inherentes a la conducta de los individuos. Preferencias individuales a ciertas áreas pueden afectar la probabilidad de encontrarse con un animal y las diferencias individuales en las tasas de ventilación, actividad en superficie

y conductas de evasión de embarcaciones pueden afectar la probabilidad de obtener una fotografía útil. La violación al supuesto de igual probabilidad de captura deriva en una subestimación del tamaño poblacional (Wilson *et al.*, 1999).

Los odontocetos en general son altamente sociales y las asociaciones entre los individuos no son azarosas. En los análisis de los datos de marcaje-recaptura, casi siempre se asume que las “capturas” de los individuos son eventos independientes pero, para las poblaciones que forman grupos cohesivos con movi­lidades y/o ámbitos hogareños heterogéneos, este supuesto no es válido y puede resultar en inexactitudes considerables de las estimaciones de abundancia. El efecto de inexactitud por la heterogeneidad en las probabilidades de captura de los individuos depende del tipo de estructura social, la fluidez de las asociaciones entre los individuos y la proporción de la población que se captura en cada evento de muestreo. Si la especie presenta una estructura social fija (ej. *Orcinus orca*), entonces aumentaría probabilidad de recaptura y se tendería a subestimar tamaño poblacional. La influencia de la conducta social en los estimadores derivados de los métodos de marcaje-recaptura es un tema complejo que debe desarrollarse aún mucho más (Wilson *et al.*, 1999). El hecho de que no se cumplen varios supuestos que establecen los métodos tradicionales de estimación de abundancia poblacional por el método de marcaje-recaptura, genera incongruencia entre diferentes estimadores y esto llevó a desarrollar un método de estimación y modelación de la abundancia poblacional basado en proponer esquemas de marcabilidad diferencial que generasen congruencia entre diferentes estimadores sin menoscabo de su confianza estadística. Este método está implementado en el programa Fidfid3b (Medrano González, en prep.), Dos supuestos particularmente importantes y casi siempre violados son el de que la marcabilidad de los individuos es uniforme y el de que los muestreos son aleatorios y representativos y lo que hace Fidfid3b es simular el esfuerzo real de captura en poblaciones con marcabilidades construidas por hipótesis explícitas sobre la población definidas por un parámetro. En el caso de esta investigación, se consideró tratar a los organismos estudiados como fracciones de poblaciones con distribución más amplia que la zona de estudio y en las que se observa con mayor probabilidad a ciertos individuos que se encuentran en el sitio de estudio durante su realización sin que en este periodo se mezclen homogéneamente en toda la población como suponen casi todos los métodos de estimación de abundancia por el método de marcaje-recaptura. Esta mayor marcabilidad de los individuos registrados deriva de alguna combinación de filopatria y vagilidad limitada que se define con el parámetro α ya descrito en la sección de análisis de datos. En este trabajo y en el de Viloría-Gómora (2007), el uso de este método permitió establecer hipótesis conjuntas para tres especies de odontocetos en la Bahía de Banderas sobre patrones de vagilidad, distribución y filopatria.

3.1 *Kogia sima*

El estimador de abundancia poblacional de Petersen-Bailey (1951) arrojó un estimado poblacional final de 14 individuos y el modelo Jolly-Seber no fue aplicable (Tabla 13). Para esta especie, dados los pocos datos registrados y sin tener indicios de la

estructura poblacional, se aplicó el modelo nulo en las simulaciones realizadas con el programa FidFid3b.

Cabe mencionar que la mayoría de las veces que se registra un avistamiento de cachalote enano es a una distancia considerable de la embarcación y, aún con los lentes de acercamiento empleados en la toma de fotografías, muchas de las fotografías pueden resultar inservibles para el análisis al capturar solo fragmentos de una aleta dorsal lejana y borrosa. Además, esta especie no presenta aletas dorsales con marcas o muescas conspicuas como lo presentan otras especies con las que se realizan trabajos de fotoidentificación (ballena jorobada, delfín mular, delfín de dientes rugosos, entre otros), por lo que mucho del trabajo de fotoidentificación en este estudio se realizó identificando diferentes formas de la aleta dorsal (altura, ancho en la base, curvatura, etc).

Los estimadores propuestos por Darling y Morowitz (1986) para esta especie registran valores de 51 individuos para la tasa de aparición de nuevos individuos y 33 para la distribución de capturas, esto podría interpretarse como una probabilidad inhomogénea de captura de individuos.

3.2 *Steno bredanensis*

3.2.1 *Modelo 2 o Población con marcabilidad distribuida como $1/f^\alpha$*

Algunos ecólogos de poblaciones han realizado sus estudios de dinámica de especies en el laboratorio con el fin de escapar las incertidumbres de un ambiente fluctuante en la naturaleza. Un estudio controlado en un laboratorio sigue siendo una simplificación del mundo real (Lawton, 1995 y Morin y Lawler 1996). De cualquier modo, el poder predictivo de la teoría de la dinámica de poblaciones permanecerá siendo un misterio hasta que los efectos estocásticos de los procesos ambientales sean comprendidos (Roughgarden, 1975 y Halley 1996).

Los efectos de diferentes niveles de variabilidad (varianza) en el ambiente en la dinámica de poblaciones han sido intensamente investigados (Leigh, 1981; Goodman, 1987; Pimm, 1991 y Lande, 1993). Es cierto que los modelos empleados para predecir el número mínimo de individuos vivos, los niveles máximos de cosecha o el tamaño de las reservas (por dar tres ejemplos) incorporan varios niveles de varianza ambiental. En el ámbito de las biomatemáticas el *ruido blanco* (el cual no asume ninguna correlación, mantiene una varianza constante en el tiempo, no tiene ninguna periodicidad ni patrón reconocible) ha sido el elegido tradicionalmente para modelar la variabilidad (May 1973; Halley, 1996 y Miramontes, 1999). Variables terrestres y marinas reales muestran un aumento en la varianza a lo largo del tiempo y auto-correlaciones temporales en una multitud de escalas. Esto nos desplaza dentro del espectro fuera del ruido blanco y quiere decir que la variación ambiental se describe mejor como ruido del tipo $1/f^\alpha$ o *ruido rosa* (Halley, 1996). En este modelo, el poder de la amplitud de las fluctuaciones es proporcional al recíproco de su frecuencia. Diariamente, eventos de alta frecuencia tienen bajas amplitudes, eventos anuales o de décadas con bajas frecuencias tienen amplitudes mayores y eventos muy raros

presentan amplitudes enormes. Al contrario del *ruido blanco*, el ruido $1/f^\alpha$ ha “enrojecido” el espectro en donde predominan las longitudes de onda largas. Este modelo tiene como característica importante de que la varianza aumenta con el tiempo, aproximando de manera cercana las correlaciones temporales observadas en ambientes reales (Mandelbrot y Wallis, 1969).

La importancia de la distinción entre el ruido $1/f^\alpha$ y el *ruido blanco* se hace evidente cuando uno considera el efecto de la incertidumbre natural de los ambientes en la persistencia de las poblaciones de animales. Mientras que las densidades poblacionales son influenciadas por fluctuaciones ambientales (Pimm y Redfearn 1988; Ariño y Pimm, 1995), el empleo del *ruido blanco* en modelos poblacionales ignora el problema real de que las poblaciones encuentran eventos desfavorables con una mayor probabilidad mientras más persistan (Lawton, 1988). El uso del *ruido blanco* en vez del ruido $1/f^\alpha$ tenderá a subestimar el tamaño poblacional requerido para la persistencia a largo plazo de acuerdo con algunas teorías de dinámica poblacional.

El valor de α obtenido en este estudio (0.42) se encuentra entre el espectro del ruido blanco (0) y el rosa (1). En este caso α se aleja de las características del ruido blanco (todas las frecuencias con igual representación, sin correlación, con varianza constante, sin periodicidad ni patrón) y se va combinando con un aumento en varianza y cambios en frecuencia y amplitud. Esto hace evidente que las frecuencias no están actuando de manera incoherente o incoordinada, sino que existen cambios en el espectro que reflejan una varianza cambiante y factores que modifican las frecuencias. Mientras se vaya alejando α del valor de cero y tendiendo a la unidad las manifestaciones comunes en la naturaleza, con gran cantidad de fenómenos disímiles se hacen evidentes. Estas manifestaciones deben ser independientes de la composición de los fenómenos y mas bien dependen de procesos que surgen entre los componentes de los sistemas y no de su naturaleza.

En este estudio se aplicó el modelo $1/f^\alpha$ debido a que el estimador modificado de Petersen resultó un modelo muy sensible al número de recapturas en cada periodo y por lo mismo cambia considerablemente el número poblacional arrojando un estimado poblacional final de 244 individuos (EE=41.890). El modelo de Jolly-Seber estima 414 individuos (EE=433.641). Supuestamente, la población de *Steno bredanensis* es abierta pero el periodo de estudio en comparación a su ciclo de vida, tasas de reproducción, reclutamiento y mortalidad, aproxima la población a considerarse cerrada. Los estimadores de la distribución del número de capturas y la tasa de aparición de nuevos individuos examinados mediante las formulaciones de Darling y Morowitz (1986) y el programa FidFid3b indican un tamaño poblacional entre 440 y 450 individuos. Los estimadores de Darling y Morowitz (1986) se han criticado por no presentar límites de confianza y porque generalmente sobreestiman el tamaño poblacional calculado con otros métodos (Baker y Herman, 1987). La estimación del tamaño poblacional obtenida mediante los métodos de Darling y Morowitz (1986) se encuentra dentro del intervalo calculado con los modelos de Petersen-Bailey y Jolly-Seber.

Los resultados de los estimadores propuestos por Darling y Morowitz (1986) y el programa FidFid3b muestran una incongruencia entre la tasa de aparición de individuos diferentes y la distribución del número de capturas demostrando efectivamente que las probabilidades de captura de *S. bredanensis* no son homogéneas.

El uso del programa Fidfid3 para analizar los datos obtenidos de *S. bredanensis* bajo el modelo de una población con marcabilidad distribuida uniformemente indica que la distribución inhomogénea del esfuerzo afecta la estimación de abundancia absoluta pero aún así se observa incongruencia entre los diferentes estimadores. Esto deriva de que la probabilidad de captura de los individuos es heterogénea, es decir, hay una fracción de la población que presenta una marcabilidad mayor al resto de la población.

Una interpretación fenomenológica del modelo de distribución de marcabilidades $F=1/m^\alpha$ es la de estar observando sólo una parte de una población con filopatria parcial al sitio de estudio. Un escenario similar es el de *Tursiops truncatus* alrededor de la Isla de Cocos en Costa Rica (Acevedo-Gutierrez, 1999) donde un gran número de individuos fueron registrados con pocas o sin recapturas, posiblemente reflejando que las islas, o en este caso la Bahía de Banderas, constituyen una zona de estancia dentro de una zona más grande de distribución para esta población.

4. Importancia de la zona de estudio y su conservación.

Aunque los mamíferos marinos se observen a lo largo de los vastos océanos del mundo y diversos cuerpos de agua, su distribución es en forma de parches para varias especies y algunas áreas se utilizan más frecuentemente que otras. Estas áreas preferidas por diversas especies son probablemente de importancia para la supervivencia y reproducción por lo que cambios en estas áreas muy probablemente afecten la distribución y abundancia de estos animales. Enfocarse en los requerimientos de una especie en especial no parece ser una estrategia apropiada para establecer áreas protegidas, por el contrario, una mejor idea apoyada por varios conservacionistas (ej. Christensen *et al.*, 1996, Noss, 1996; Schwartz, 1999; Sherman y Duda, 1999), es la de conservar un mosaico de ecosistemas (Ray y McCormik-Ray, 1995).

La extensión y arreglo espacial de los hábitats críticos requeridos por una especie o por una población de una especie determinarán la abundancia de la especie o de la población. Entonces, una unidad ecológica se puede identificar si provee de un hábitat crítico a la población y si al cambiar las características de dicha unidad éstas afectan la supervivencia, fecundidad o las tasas de movimiento de la población resultando en un cambio en el tamaño poblacional. Para que una unidad ecológica provea un hábitat crítico debe aportar los recursos que determinan la abundancia de una especie a través de efectos de densidad-dependencia o efectos Allee. Harwood y Rohani (1996) revisaron varios factores que limitan la abundancia de los mamíferos marinos y concluyeron que los más importantes eran la disponibilidad de áreas seguras para la crianza y para la alimentación. Entonces, para el caso de los mamíferos marinos, un hábitat crítico puede definirse en términos de las unidades ecológicas que provean estos dos recursos (Harwood, 2001).

Para *Kogia* y *Steno*, dada su alta abundancia con respecto al océano, el hecho de que se les registró alimentándose y con presencia de crías y el grado de filopatría y probable residencia, la Bahía de Banderas puede ser una unidad ecológica que provee de un hábitat adecuado en términos de proveer recursos que determinan su abundancia y les brinda un área segura para la crianza y para la alimentación. Dadas las características oceánicas que se les atribuyen a estas especies, la oportunidad de encontrarlas dentro de la Bahía de Banderas nos brinda una gran oportunidad de generar conocimiento en varias disciplinas (ecología, etología, biología, etc.) de especies poco conocidas. Esta bahía funciona como una pequeña ventana con una visión local (micro escala) que nos ayuda a inferir procesos y patrones que pudieran estar sucediendo a mayores escalas.

Anteriormente, existía muy poca información en torno al hecho de que poblaciones de mamíferos marinos podrían verse limitadas por la abundancia de alimento. Con el tiempo se ha ido recabando evidencia que apunta a que los mamíferos marinos quizás requieran de zonas relativamente predecibles y ricas en abundancia de alimento para poder desarrollar técnicas de forrajeo eficientes (Harwood, 2001). En el caso de *Steno*

bredanensis, uno de los beneficios que pudiera estarle brindando la Bahía de Banderas es que al habitar un rango de distribución relativamente pequeño a comparación del vasto océano, esta especie haya aprendido a localizar el alimento espacialmente predecible, explicando un poco más el carácter filopátrico que refleja esta especie a esta bahía en particular. Muy probablemente si se viera afectada la abundancia del alimento que consume *S. bredanensis* esto tendría repercusiones en la abundancia y distribución de este delfín dentro de la zona.

Dos de las especies que se registraron como presas del delfín de dientes rugosos, el huachinango (*Lutjanus griseus*) y el dorado (*Coryphaena hippurus*) son peces sujetos a una intensa actividad pesquera en esta zona dada la alta demanda turística que esta zona presenta y a que la mayoría de los asentamientos locales son pueblos que se dedican a la pesca. La sobre-explotación irracional de este tipo de recursos por parte de la comunidad pesquera local, lo cual parece estar sucediendo desde hace ya varias décadas, puede tener efectos negativos en las poblaciones de mamíferos marinos de la zona al disminuir la cantidad de presas disponibles para la alimentación. Esta disminución en abundancia de alimento puede llevar al desplazamiento obligado de las especies con el fin de encontrar zonas de alimentación donde el recurso sea más abundante.

Un factor que parece estar contribuyendo a la pérdida y degradación del hábitat es el cambio climático. Las temperaturas promedio se han incrementado durante todo el siglo XX y esa tendencia parece que continuará en el presente siglo. El ambiente marino ofrece pocas barreras de desplazamiento particularmente para los mamíferos marinos. Las especies marinas pueden, en teoría, compensar por la pérdida de un área particular de su hábitat crítico migrando a zonas que encuentran más adecuadas. Los efectos de estas migraciones pueden ser detectables sólo en una escala espacial fina y este tipo de datos se conoce para muy pocas especies de mamíferos marinos. Un caso bien conocido es el de los delfines de río (*Platanista gangetica*, *P. minor*, *Inia geoffrensis*, *Lipotes vexillifer*^a y *Sotalia fluviatilis*) donde la pérdida del hábitat es severa e intensa y claramente detectable (Harwood, 2001).

La pérdida o degradación del hábitat en el ambiente marino es difícil de cuantificar. La extracción de minerales, petróleo y gas del suelo marino puede resultar en la completa destrucción de zonas de hábitat críticos. El efecto de las pesquerías en los mamíferos y el uso continuo de instrumentos de pesca móviles pueden transformar áreas de hábitat bentónico grandes y con ello destruir parches de hábitat de mamíferos marinos. Las tasas de supervivencia y fecundidad de las poblaciones pueden decrecer por enmallamientos en redes de pesca o por basura derivada de dicha industria, también por exposición a ciertos químicos que reducen las funciones del sistema inmunológico o disminuyen el potencial reproductivo (O'Shea y Tanabe, 1999) así como la exposición a nuevos patógenos. Además, los animales pueden ser excluidos de áreas en particular por varios factores de perturbación, como la contaminación por ruido (Harwood, 2001). Los mamíferos marinos responden a este aumento de ruido alejándose de esta fuente o cambiando los patrones de vocalización y actividad en superficie (Richardson et al., 1995). De cualquier modo, las implicaciones de estas

^a Especie declarada "funcionalmente extinta" a finales del 2006

respuestas en la supervivencia y reproducción son inciertas. El efecto que puede tener este tipo de perturbación en el hábitat puede ir más allá de una re-distribución, los animales bajo perturbación pueden forrajear menos eficientemente y pueden ser más vulnerables a la contaminación y enfermedades debido a este incremento de estrés (O'Shea y Tanabe, 1999).

En el caso particular de la Bahía de Banderas la degradación del hábitat parece ser el efecto con más influencia en las poblaciones de mamíferos marinos. Esta degradación ha aumentado de manera considerable debido al paralelo aumento de actividades turísticas en la zona. Además del ya mencionado caso de la situación pesquera, esta bahía recibe la afluencia de varios ríos. El valle de la Bahía de Banderas es una zona agrícola muy importante donde se produce una gran variedad de cultivos. El hecho de que exista una gran actividad agrícola en la zona lleva sus consecuencias, como lo son el uso de insecticidas y herbicidas que contienen agentes orgánicos tóxicos (como los bifenilos policlorados o PCBs por sus siglas en inglés) que son lavados por las lluvias o el riego de los cultivos y que invariablemente tienen como fin el mar. Estos componentes afectan el desempeño y desarrollo de una cadena de organismos y que de manera directa o indirecta llegan de manera acumulada a los mamíferos marinos de la bahía. Aunque hace varias décadas la producción y desecho de estos agentes no tuvo control alguno, ahora la legislación ha promovido su uso restringido, lo cual no quiere decir que estos tóxicos ya no se empleen, sino que su uso es supuestamente monitoreado y vigilado. La detección de los efectos negativos que puedan tener estos contaminantes en la fauna marina, y en particular en los mamíferos marinos, puede llevarnos décadas.

Por otro lado, se ha registrado un incremento considerable en la construcción y establecimiento de varias zonas hoteleras a lo largo de toda la costa de la Bahía de Banderas además de un pronunciado incremento en la actividad turística de observación de ballenas con efectos negativos en las poblaciones de mamíferos marinos (Salazar-Bernal, 2005 y Díaz-Gamboa, 2005). Los desechos tóxicos derivados de estos grandes complejos turísticos que van a dar al mar pueden estar teniendo efectos negativos en la fauna marina de la bahía con resultados aún imperceptibles a simple vista. El ruido generado por el incesante tránsito de embarcaciones menores y mayores en toda la bahía es una fuente de ruido submarino considerable que también puede ser importante en la distribución y elección de hábitat de varias especies de mamíferos marinos que son especialmente susceptibles a este tipo de contaminación.

La Bahía de Banderas provee un hábitat adecuado para un gran número de especies, en particular de mamíferos marinos. Dadas sus características oceanográficas y el importante papel ecológico que juega en el desarrollo, reproducción y alimentación de la mastofauna marina que ahí se registra, son imperantes los estudios de impacto ambiental ya que el desarrollo de actividades humanas ha crecido de manera pronunciada y sus consecuencias aún no se conocen.

VIII. Conclusiones

- ↪ *Steno bredanensis* al igual que *Kogia sima* son filopátricos y algunos tal vez residentes en la Bahía de Banderas.

- ↪ De las dos especies del género *Kogia*, en la Bahía de Banderas durante este estudio sólo se registró la especie *K. sima*.

- ↪ La técnica de fotoidentificación es aplicable para el estudio poblacional del delfín de dientes rugosos y el cachalote enano.

- ↪ Con base en esta técnica es posible estimar el tamaño poblacional de estas dos especies.

- ↪ Basado en los resultados obtenidos de diversos estimadores de abundancia absoluta, el número poblacional para *Steno bredanensis* es aproximadamente de 315 individuos.

- ↪ *Steno bredanensis* ocurre como una población con marcabilidad diferencial en la Bahía de Banderas.

- ↪ El valor de k en los análisis de vagilidad obtenidos para *S. bredanensis* muestra una población transeúnte con grado de residencia variable para algunos individuos.

- ↪ Para *Kogia sima* los estimadores de abundancia calculan una población de alrededor de 30 individuos en la Bahía de Banderas.

- ↪ El valor de k obtenido en los análisis de vagilidad para *K. sima* muestran una población con patrones de residencia a la zona de estudio.

- ↪ La Bahía de Banderas representa una zona ecológica importante en la dinámica poblacional de ambas especies.

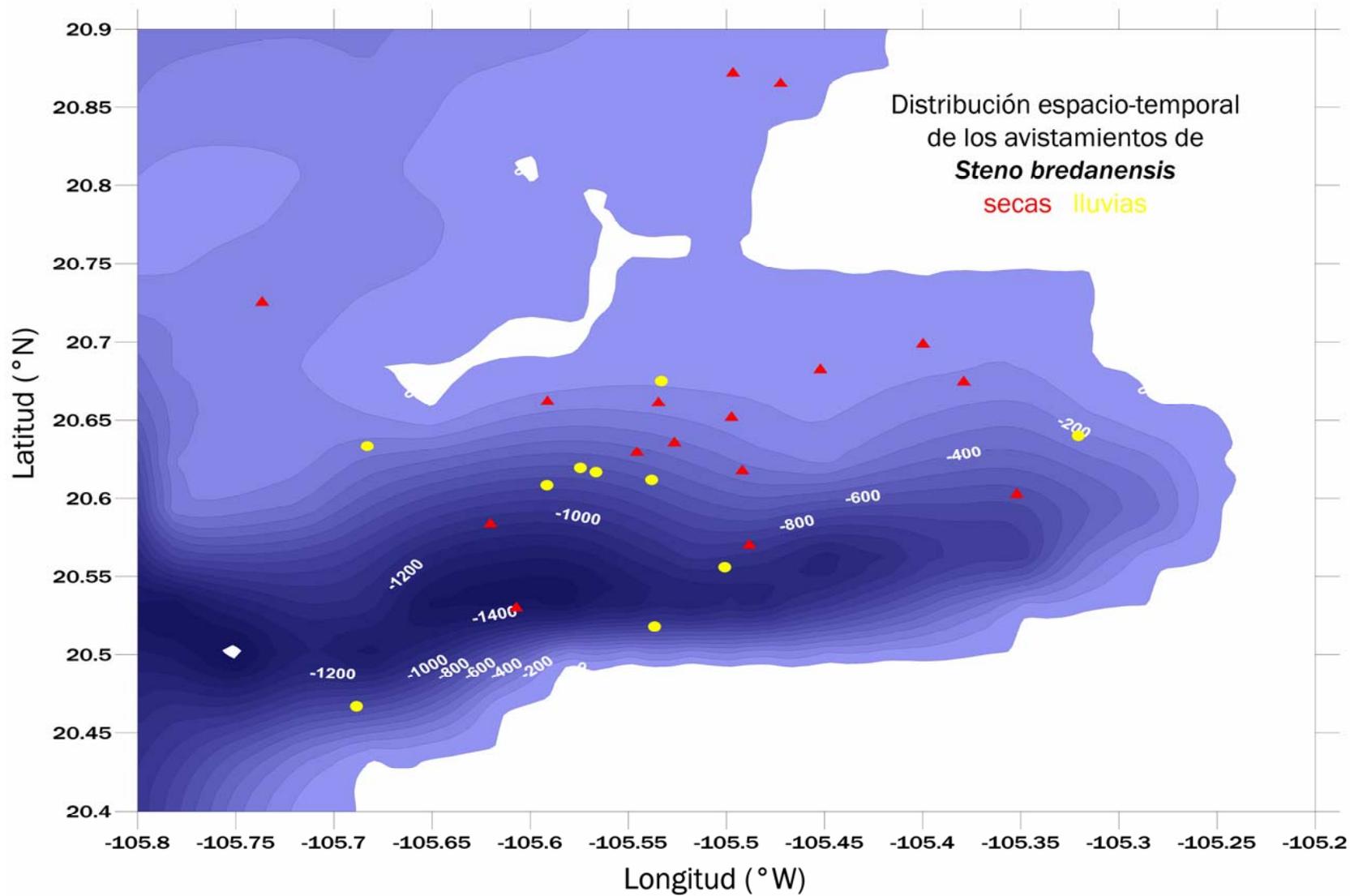


Figura 19. Mapa con los puntos georeferenciados de los avistamientos de *Steno bredanensis* en la Bahía de Banderas del 2000 al 2005. (generado en Surfer v8.0).

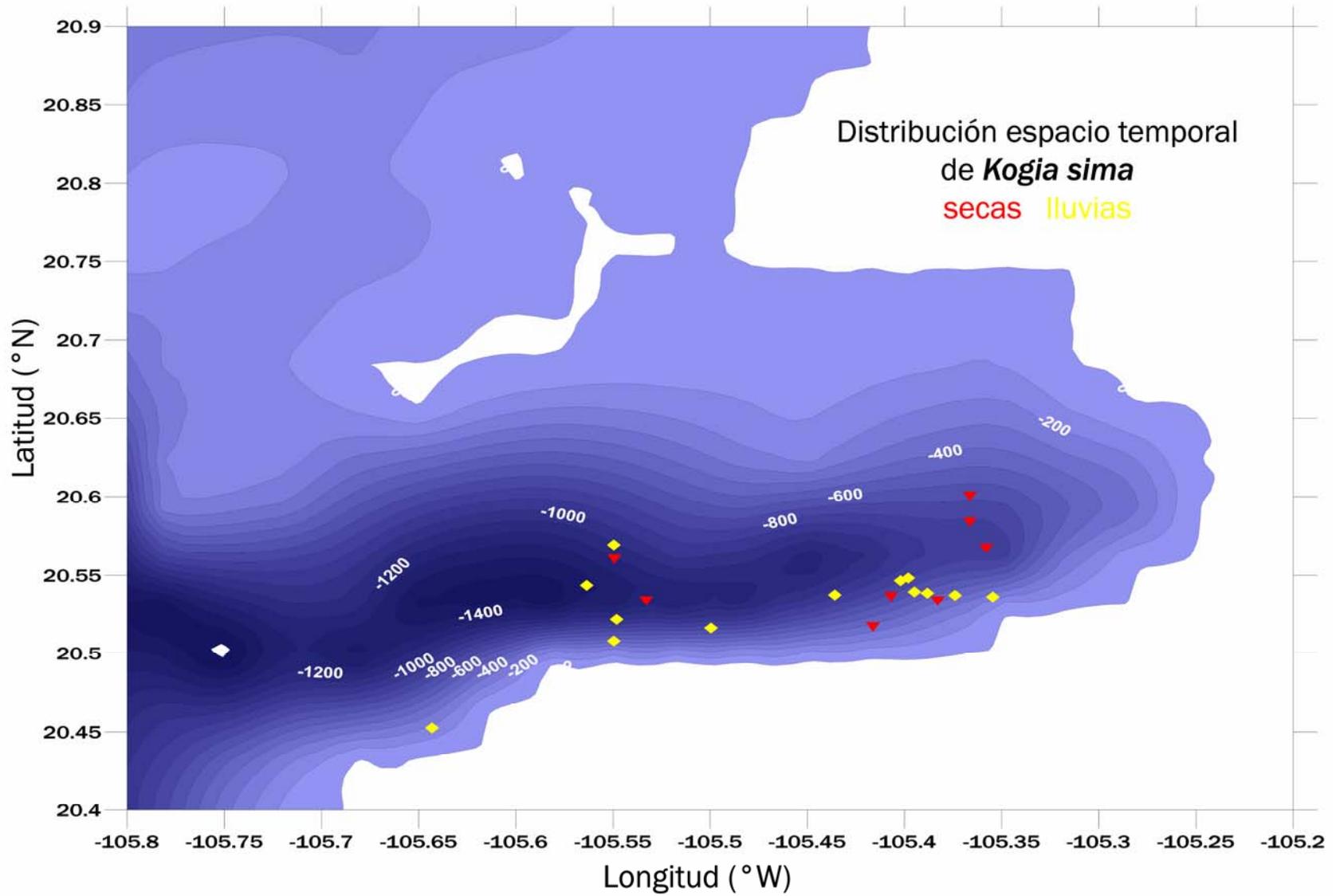


Figura 20. Mapa con los puntos georeferenciados de los avistamientos de *Kogia sima* en la Bahía de Banderas del 2000 al 2005. (generado en Surfer v8.0).

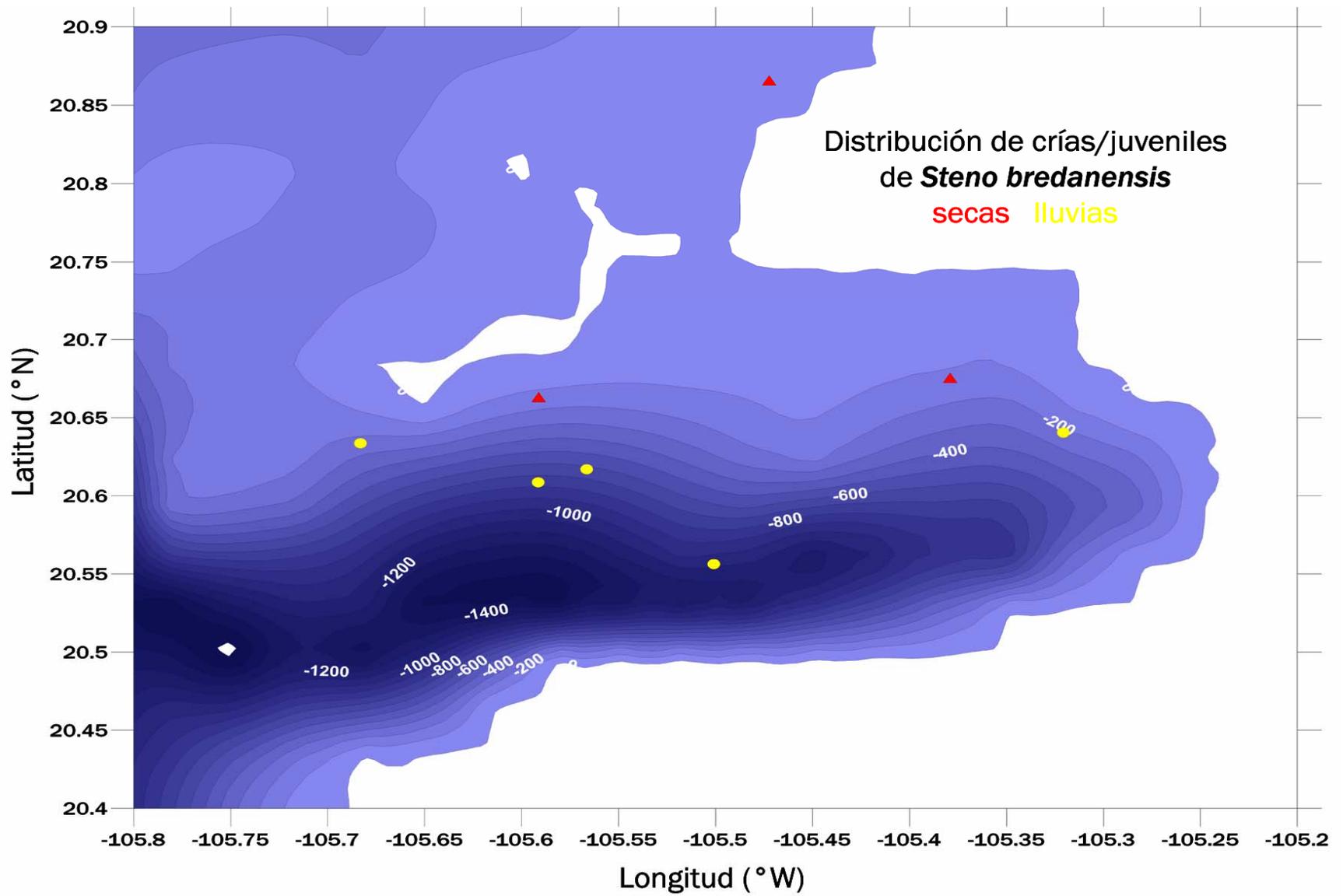


Figura 21. Posición de avistamientos de crías y/o juveniles de *Steno bredanensis* del 2000 al 2005 en la Bahía de Banderas (generado en Surfer v8.0).

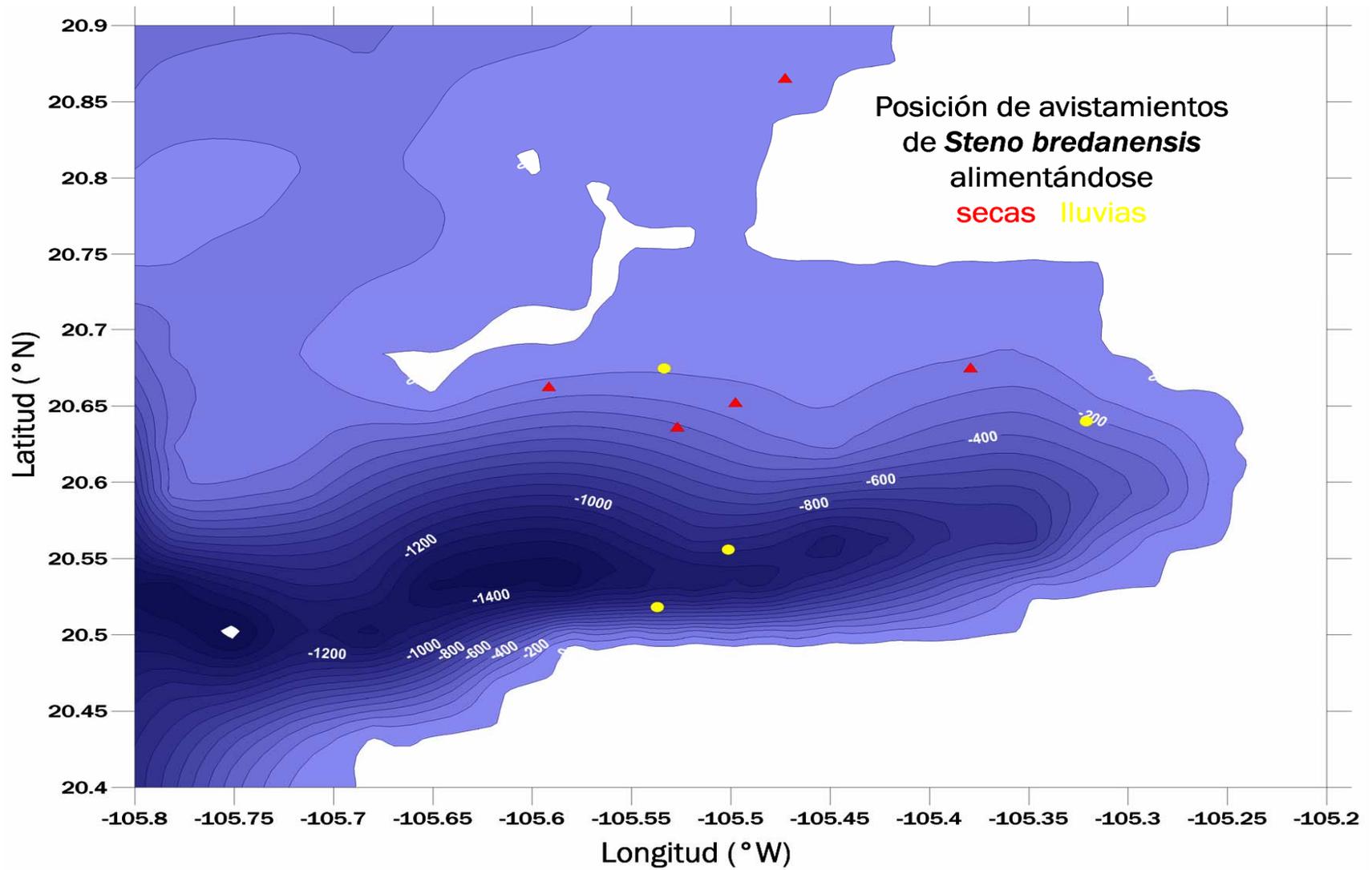


Figura 22. Posición de avistamientos donde se observó a *Steno bredanensis* alimentándose dentro de la Bahía de Banderas del 2000 al 2005 (generado en Surfer v8.0).

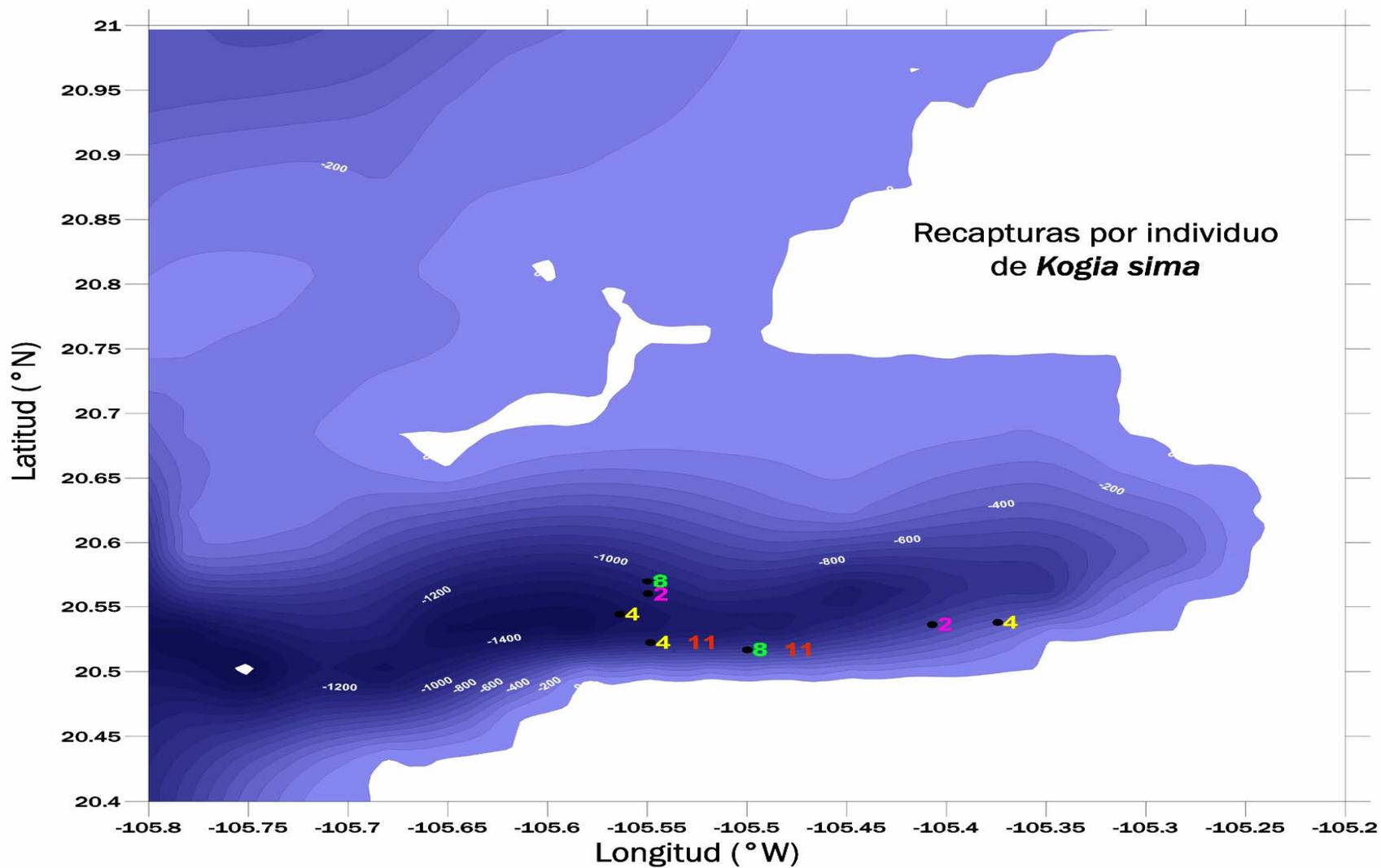


Figura 24. Posición de los individuos recapturados de *Kogia sima* en la Bahía de Banderas del 2000 al 2005 (generado en Surfer v8.0).

IX. Referencias

- Acevedo-Gutierrez, A. 1999. Aerial behavior is not a facilitator in bottlenose dolphins hunting in small groups. *J. Mammal.* **80**: 768-776.
- Arinño, A. y Pimm, S. L. 1995. On the nature of population extremes. *Evol. Ecol.* **9**: 429-443.
- Arriaga Cabrera, L., E. Vázquez Domínguez, J. González Cano, R. Jiménez Rosenberg, E. Muñoz López, V. Aguilar Sierra (coordinadores). 1998. *Regiones marinas prioritarias de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México.
- Au, D. W. K. y W. L. Perryman. 1985. Dolphin habitats in the eastern tropical Pacific. *Fish. Bull.* **83**: 623-643.
- Aurioles, G. D. 1993. Biodiversidad y estado actual de los mamíferos marinos de México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. Volumen especial, **44**: 397-412.
- Bailey, N. T. J. 1951. On estimating the size of mobile populations from capture-recapture data. *Biometrika.* **38**: 293-306.
- Baird, R. W. 2005. Sightings of Dwarf (*Kogia sima*) and Pygmy (*K. breviceps*) Sperm Whales from the Main Hawaiian Islands. *Pacific Science.* **59 (3)**: 461-466.
- Baker, S. y L. M. Herman. 1987. Alternative population estimates of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in Hawaiian waters. *Canadian Journal of Zoology*, **65 (11)**: 2818-2821.
- Berdegue, J. 1956. *La foca fina, el elefante marino y la ballena gris en Baja California, y el problema de su conservación*. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México, D. F. 28 pp.
- Briggs, J. 1974. *Marine Zoogeography*. McGraw Hill, Estados Unidos. 475 pp.
- Brownell, R. L. 1969. Pygmy sperm whale in the Gulf of California. *Jour. Mammal.* **50**: 356-457.
- Bruno, S., E. Politi y G. Bearzi. 2004. Social organisation of a common dolphin community in the eastern Ionian Sea: evidence of a fluid fission-fusion society. *European Research on Cetaceans.* **15**: 49-51.
- Buckland, S. T. 1980. A modified analysis of the Jolly-Seber capture-recapture model. *Biometrics* **36**: 419-435.
- Calambokidis, J., Steiger, G.H., Straley, J.M., Herman, L.M., Cerchio, S., Salden, D.R., Urbán J., Jacobsen, J.K., von Ziegeler, O., Balcomb, K.C., Gabriele, C.M., Dahlheim, M.E., Uchida, S., Ellis, G., Miyamura, Y., Ladrón de Guevara P., P., Yamaguchi, M., Sato, F., Mizroch, S.A., Schlender, L., Rasmussen, K., Barlow J., and Quinn II, T.J. 2001. Movements and population structure of humpback whales in the North Pacific. *Mar. Mamm. Sci.* **17**: 769-794.
- Cardona M. A y A. Mignucci. 1999. Pygmy and Dwarf Sperm Whales in Puerto Rico and the Virgen Islands, with a Review of *Kogia* in the Caribbean. *Caribbean Journal of Science*, **35 (1-2)**: 29-37.
- Carwardine, M. 1995. *Ballenas, delfines y marsopas*. Ediciones Omega. Barcelona. 255 p.
- Ceballos, G. G. y Oliva, G. 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. CONABIO - Fondo de Cultura Económica. Mexico. 986 pp.
- Christensen, N. et al. 1996. The report of the ecological society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* **6**: 665-691.
- Connor, R. C., R. S. Wells, J. Mann y A. J. Read. 2000. The bottlenose dolphin: social relationships in a fission-fusion society. En *Cetacean Societies*, editado por J. Mann, R. C. Connor, P. L. Tyack y H. Whitehead. University of Chicago Press. Chicago, EUA. p. 91-126.
- Darling, J. D. y H. Morowitz. 1986. Census of hawaiian humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) by individual identification. *Can. Jour. Zool.* **64**:105-111.
- Davis, R. W., J. G. Ortega-Ortiz, C. A. Ribic, W. E. Evans, D. C. Biggs, P. H. Ressler, R. B. Cady, R. R. Leben, K. D. Mullin y B. Würsig. 2002. Cetacean habitat in the northern oceanic Gulf of Mexico. *Deep Sea Research*, **49**: 121-142.
- Delgado-Estrella, A. 1994. Presencia del delfín de dientes rugosos o esteno (*Steno bredanensis*), en la costa de Tabasco, México. *Anales Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México, Ser. Zool.* **65 (2)**: 303-305.
- Delgado-Estrella, A. 2001. Notes on the live stranding of a rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*) on the coast of Yucatan, México. *Anales Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México, Ser. Zool.* **72 (2)**: 291-295.
- Díaz-Gamboa, I. C. 2005. Hábitos de la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*) en interacción con la actividad turística en la costa sur de Nayarit y norte de Jalisco. *Tesis de Licenciatura*. Facultad de Ciencias, UNAM. México.
- Dirzo, R. y J. Sarukhán. 1992. *México ante los retos de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F. 343 pp.
- Dorsey, E.M., Stern, S.J., Hoelzel, A.R., and Jacobsen, J. 1990. Minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) from the west coast of North America: individual recognition and small-scale site fidelity. *Rep. Int. Whal. Commn Spec. Iss.* **12**: 357-368.
- Escorza-Treviño, S., A. Lang y A. E. Dizon. 2002. Genetic differentiation and intraspecific structure of eastern tropical Pacific spotted dolphins, *Stenella attenuata*, revealed by mitochondrial and microsatellite DNA analyses. *Admin. Rep. LJ-02-38*. NOAA-SWFSC. La Jolla, California. EUA.

- Falkowski, P. G. y A. D. Woodhead. 1992. Primary Productivity and Biogeochemical Cycles in the Sea. *Plenum Press*. Nueva York. 550 pp.
- Flores, P. A. D. C. y A. Ximinez. 1997. Observations on the rouge-toothed dolphin *Steno bredanensis* off Santa Catarina Island, southern Brazil coast. *Biotemas*. **10**: 71-79.
- Fullard, K. J., G. Early, M. P. Heide-Jorgensen, D. Bloch, A. Rosing-Asvid y W. Amos. 2000. Population Structure of long-finned pilot whales in the North Atlantic: a correlation with sea surface temperature? *Molecular Ecology*, **9**: 949-958.
- Gallo, J. P. y L. Rojas. 1986. Nombres científicos y comunes de los mamíferos marinos de México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM. Serie Zoología*, **3**: 1043-1056.
- Gannier, A. y K. I. West. 2005. Distribution of the Rough-Toothed Dolphin (*Steno bredanensis*) around the Winward Islands (French Polynesia). *Pacific Science*, **59**: 17-24.
- García, J. A., G. Expósito D., S. Castillo S., A. Pérez M., E. Ramírez Z., editores. 2004. Estudio Prospectivo Oceanográfico Frente a las Costas del Pacífico Central Mexicano. Métodos de Muestreo en la Investigación Oceanográfica: *Informe de Campaña Oceanográfica PROCEAM I*. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, U. N. A. M. México, D. F.
- Gaskin, D. E. 1982. *The ecology of whales and dolphins*. Heinemann. Londres, Gran Bretaña. 450 pp.
- Goodman, D. 1987. The demography of chance extinction. En *Viable populations for conservation*. (M. E. Soule ed.) p. 11-34. Cambridge University Press.
- Gowans, S. y H. Whitehead. 1995. Distribution and habitat partition by small odontocetes in the Gully, a submarine canyon in the Scotian shelf. *Can. Jour. Zool.* **73**: 1599-1608.
- Gubbins, C. 2002. Use of home ranges by resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a South Carolina estuary. *J. Mammal.* **83**: 178-187.
- Haley, D. 1978. *Marine Mammals*. Pacific Search Press. Washington, EUA. 255 pp.
- Halley, J. M. 1996. Ecology, evolution and 1/f-noise. *TREE*. **11 (1)**: 33-37.
- Hammond, P. S. 1987. Techniques for estimating the size of whale populations. *Symposio de la Zoological Society de Londres*. **58**: 225-245.
- Hammond, P. S. 1990. Capturing whales on film-estimating cetacean population parameters from individual recognition data. *Mammal review*. **20**: 17-22.
- Hammond, P. S. 1995. Estimating abundance of marine mammals: a North Atlantic prespective. p 1-12 en A. S. Blix, L. Walloe y O. Ulltang. Whales, seales, fish and man. *Developments in Marine Biology*. **4**: 1-12.
- Harwood, J. 2001. Marine mammals and their environment in the twenty-first century. *Jour. Mammal.*, **82 (3)**: 630-640.
- Harwood, J. y P. Rohani. 1996. The population biology of marine mammals, en *Frontiers of population ecology* (R. B. Floyd, A. W. Sheppard y P. J. de Barro eds.). CSIRO, Melbourne, Australia. p. 174-190.
- Hastie, G. D., B. Wilson, L. J. Wilson, K. M. Parsons y P. M. Thompson. 2004. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. *Marine Biology* **144**: 397-403.
- Hewitt, R. P. 1985. Reaction of dolphins to a survey vessel effects on census data. *Fish. Bull.* **83**: 187-193.
- Hooker, S.K. y R. W. Baird. 1999. Deep-diving behaviour of the northern bottlenose whale, *Hyperoodon ampullatus* (Cetacea: Ziiphidae). *Proc. Roy. Soc. Lond. B.* **266**: 671-676.
- Hooker, S.K., H. Whitehead, S. Gowans y R. W. Baird. 2002. Fluctuations in distribution and patterns of individual range use of northern bottlenose whales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **225**: 287-297.
- Hoydal, K. y L. Lastein. 1993. Analysis of Faroese catches of pilot whales (1709-1992), in relation to environmental variations. *Rep. Int. Whal. Comm. Special Issue*, **14**: 391-406.
- Hubbs, C. L. 1960. The biogeography of Baja California and adjacent seas. Part II. Marine Biotas. The Marine Vertebrates of the Outer Coast. *Systematic Zoology* **4**: 134-147.
- Inman, D. L. y C. E. Nordstrom. 1971. On the tectonic and morphologic classification of coast. *Journal of Geology*. **79 (1)**: 1-21.
- Jefferson, T. A. y K. Van Waerebeek. 2002. The taxonomic status of the nominal dolphin species *Delphinus delphis*, Van Bree, 1971. *Mar. Mamm. Sci.*, **18 (4)**: 787-818.
- Juárez-Salas, S. R. 2001. Tasas de nacimiento e intervalos entre partos del rorcual jorobado (*Megaptera novaeangliae*) en el Pacífico mexicano. *Tesis de Licenciatura*, Facultad de Ciencias, UNAM. México.
- Ladrón de Guevara P., P. 1995. La ballena jorobada, *Megaptera novaeangliae* (Borowski 1781) en la Bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco, México. (Cetacea: Balaenopteridae). *Tesis de Licenciatura*. Facultad de Ciencias, UNAM. 181 pp.
- Lande, R. 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *Am. Nat.* **142**: 911-922.
- Lawton, J. H. 1988. More time means more variation. *Nature*. **334**: 563.
- Lawton, J. H. 1995. Ecological experiments with models systems. *Science*. **269**: 328-331.
- Leatherwood, S., R. R. Reeves y L. Foster. 1983. *Whales and Dolphins*. Sierra Club Books. San Francisco, EUA. 262 pp.
- Leigh, E. G. J. 1981. The average lifetime of a population in a varying environment. *J.Theor. Biol.* **90**: 213-239.

- Levitus, S., y T. P. Boyer. 1994. World Ocean Atlas 1994. Vol. 2: Oxygen. NOAA, Washington D.C. 186 pp.
- Libes, S. L. 1992. An introduction to Marine Biogeochemistry. *John Wiley & Sons Inc.* USA.
- MacLeod, C. D., N. Hauser y H. Peckham. 2004. Diversity, relative density and structure of cetacean community in summer months east of Great Abaco, the Bahamas. *J. Mar. Biol. Assoc. Reino Unido.* **84**: 469-474.
- Mandelbrot, B. B. y Wallis, J. R. 1969. Some long-run properties of geophysical records. *Water Resources Res.* **5**: 321-340.
- May, R. M. 1973. *Stability and complexity in model ecosystems.* Princeton University Press. EUA.
- Mayr, I y F. Ritter. Photo-Identification of rough-toothed dolphins off La Gomera (Canary Islands) with new insights into social organisation. Poster presentado en la Annual Conference of the ECS, La Rochelle, Francia. Abril 2005.
- McAlpine, D. F. 2002. Pygmy and dwarf sperm whales *Kogia breviceps* and *K. sima*. p. 1007-1009 en W. F. Perrin, B. Wursig y J. G. M. Thewissen, eds. *Encyclopedia of Marine Mammals.* Academic Press. San Diego, Estados Unidos.
- Meave del C., M. E., J. Aké, M. E. Zamudio y S. L. Guerra. 2001. Registro de diatomeas planctónicas marinas de las costas del estado de Nayarit, México (Julio, 1999). *Scientiae Naturae* **3 (2)**: 5-23.
- Medrano-González, L. 2006. Hacia una dinámica de la mastofauna marina mexicana: análisis de composición funcional y de algunas estructuras genéticas poblacionales. En *Genética y mamíferos mexicanos: presente y futuro*, Vázquez, E. y D. J. Hafner editores. New Mexico Museum of Natural History and Science Bulletin No. **32**, p. 9-19.
- Medrano, L., J. Urbán., Ma. J. Vázquez., Ma. R. Robles., P. Ladrón de Guevara, J. Nolasco., F. R. Gómez, K. Villavicencio, R. A. Juárez, J. K. Jacobsen, S. Cerchio, y C. S. Baker. 2000. Hábitos reproductivos e historia poblacional reciente de las ballenas jorobadas en el Pacífico mexicano. *Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Reporte Final Proyecto 3725P-N9608.*
- Medrano, L., C. S. Baker, M. R. Robles, J. Murrel, M. J. Vázquez, B. C. Congdon, J. M. Straley, J. Calambokidis, J. Urbán, L. Flórez, C. Olavarria, A. Aguayo, J. Nolasco, R. A. Juárez, y K. Villavicencio. 2001. Trans-oceanic population genetic structure of humpback whales in the North and South Pacific. *Memoirs of the Queensland Museum*, **47 (2)**: 465-479.
- Mobley, J. R., S. S. Spitz, K. A. Forney, R. A. Grotefendt y P. H. Forestell. 2000. Distribution and abundance of odontocete species in Hawaiian waters: Preliminary results of 1993-98 aerial surveys. *Southwest. Fish. Sci. Cent. Admin. Rep.* **LJ-00-14C.**
- Morin, P. J. y Lawler, S. P. 1996. Effects of food chain length and omnivory on population dynamics in experimental food webs. En *Food webs: Integration of patterns and dynamics* (G. A. Polis y K. O. Winemiller, ed.). Chapman & Hall. Nueva York, EUA. p. 218-230.
- Miramontes, P. 1999. El color del ruido. *Ciencias.* **54**: 4-11.
- Miyazaki, N. y W. F. Perrin. 1994. Rough-toothed dolphin *Steno bredanensis* (Lesson, 1828). *Editado por* S.H. Ridgway and R. Harrison. Academic Press, London. pp. 1-21.
- Norris, K. S. 1974. *The porpoise watcher.* W. W. Norton and Co., Nueva York. 250 pp.
- Noss, R. 1996. Ecosystems as conservation targets. *TREE*, **11**: 351.
- O'Shea, T. y S. Tanabe. 1999. Persistent ocean contaminants and marine mammals: a retrospective review, en *Marine Mammals and persistent ocean contaminants.* T. O'Shea, R. Reeves y A Kirk-Long eds. Marine Mammal Commission, Maryland, EUA. p. 87-92.
- Perrin, W. F. y W. A. Walker, 1975. The rough toothed porpoise *Steno bredanensis* in the Eastern Tropical Pacific. *Jour. Mammal.* **56**: 905-907.
- Pimm, S. L. 1991. *The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities.* University of Chicago Press. EUA.
- Pimm, S. L. y Redfearn, A. 1988. The variability of population densities. *Nature.* **334**: 613-614
- Pitman, R. L. y C. Stinchcomb. 2002. Rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) as predators of mahimahi (*Coryphaena hippurus*). *Pac. Sci.*, **56 (4)**: 447-450.
- Pryor, K. y K. Norris. 1991. *Dolphin societies.* University of California Press. California, EUA. 397 pp.
- Ray, G. y McCormick-Ray, M. 1995. Critical habitats and representative systems in marine environments: concepts and procedures, en *The science of conservation in the coastal zone.* International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Suiza. p. 23-40.
- Reeves, R., et al. 2002. *Guide to marine mammals of the world.* National Audubon Society. Knoph edit. Nueva York. 525 pp.
- Rice, D. W. 1998. *Marine Mammals of the World. Systematics and Distribution.* Special publication Number 4 of the Society for Marine Mammalogy. Estados Unidos. 231 pp.
- Richardson, W. J., C. R. J. Greene, C. I. Malme y D. H. Thomson. 1995. *Marine Mammals and Noise.* Academic Press. California, EUA.
- Roughgarden, J. 1975. A simple model for population dynamics in stochastic environments. *Am. Nat.* **109**: 713-736.
- Salazar-Bernal, E. 2005. Ocurrencia de orcas (*Orcinus orca*) y de sus ataques a ballenas jorobadas (*Megaptera novaeangliae*) en la Bahía de Banderas, México. *Tesis de Licenciatura*, Facultad de Ciencias, UNAM. México. 87 pp.

- Salinas, M. A. y Bourillón L. F. 1988. *Taxonomía, diversidad y distribución de los cetáceos de la Bahía de Banderas, México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D. F. 211 p.
- Salinas, M. A. y P. Ladrón de Guevara. 1993. Riqueza y diversidad de los mamíferos marinos. *Ciencias*. Número especial, **7**: 85-93.
- Scammon, Ch. 1874. *The marine mammals of the Northwestern coast of North America*. Dover Publication. Nueva York, EUA. 319 pp.
- Schwartz, M. 1999. Choosing an appropriate scale of reserves for conservation. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **30**: 83-108.
- Secretaría de Marina. Dirección General de Oceanografía y Señalamiento Marítimo. 1975. *Memorias del levantamiento hidrográfico para la carta O.S.M. 655 de Puerto Vallarta, Jalisco*. México. 143 pp.
- Seber, G. A. F. 1982. *The estimation of animal abundance and related parameters*. 2° ed. MacMillan, Nueva York, EUA.
- Shane, S.H., Wells, R.S., and Wursig, B. 1986. Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: a review. *Mar. Mamm. Sci.* **34**: 34-63.
- Sherman, K. y A. Duda. 1999. An ecosystem approach to global assesment and management of coastal waters. *Marine Ecology Progress Series*, **190**: 271-287.
- Switzer, P. V. 1993. Site fidelity in predictable and unpredictable habitats. *Evol. Ecol.* **7**: 533-555.
- Taylor, B. L. y T. Gerrodette. 1993. The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. *Conservation Biology*. **7**: 489-500.
- Tomich, P. Q. 1969. *Mammals in Hawaii*. Bernice P. Bishop Museum, Spec. Publ. **57**:1-238.
- Torres, A., C. Esquivel y G. Ceballos. 1995. Diversidad y conservación de los mamíferos marinos de México. *Revista Mexicana de Mastozoología*. **1**: 22-43.
- Viloria-Gómora. L. 2007. Determinación de morfotipos de toninas (*Tursiops truncatus*) y de su identidad poblacional en la Bahía de Banderas, México. *Tesis de Maestría*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 60 pp.
- Wade, P. R. y T. Gerrodette. 1993. Estimates of cetacean abundance and distribution in the eastern tropical Pacific. *Rep. Int. Whaling Comm.* **43**: 477-493.
- Wells, R.S. 1991. The role of long-term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. En *Dolphin societies, discoveries and puzzles*. Editado por K. Pryor and K.S. Norris. University of California Press, Berkeley, Calif. pp. 199-225.
- Wells, R.S. y J. G. Gannon. 2005. Release and follow-up monitoring of rehabilitated rough-toothed dolphins. En *Rough-toothed dolphin rehabilitation and post-release monitoring. Final Report for J.H. Prescott Marine Mammal Rescue Assistance Grant Program*. Award No. (FL) #2005-0162-001. Mote Marine Laboratory Technical Report No. 1047. pp. 4-17.
- Willis, P. M. y R. W. Baird. 1998. Status of the dwarf sperm whale, *Kogia simus*, with special reference to Canada. *Can. Field-Nat.* **112**: 114-125.
- Wilson, B., P. S. Hammond y P. M. Thompson. 1999. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications*. **9**(1): 288-300.
- Wimmer, T. y H. Whitehead. 2005. Movements and distribution of northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*, on the Scotian Slope and in adjacent waters. *Can. J. Zool.* **82**: 1782-1794.

Escala de Beaufort

Número de Beaufort	Velocidad del viento (km/h)	Nudos (mn/h)	Denominación	Aspecto de la mar	Efectos en tierra
0	0 a 1	< 1	Calma	Espejado	Calma, el humo asciende verticalmente
1	2 a 5	1 a 3	Ventolina	Pequeñas olas, pero sin espuma	El humo indica la dirección del viento
2	6 a 11	4 a 6	Flojito (Brisa muy débil)	Crestas de apariencia vítrea, sin romper	Se mueven las hojas de los árboles, empiezan a moverse los molinos
3	12 a 19	7 a 10	Flojo (Brisa débil)	Pequeñas olas, crestas rompientes.	Se agitan las hojas, ondulan las banderas
4	20 a 28	11 a 16	Bonancible (Brisa moderada)	Borreguillos numerosos, olas cada vez más largas	Se levanta polvo y papeles, se agitan las copas de los árboles
5	29 a 38	17 a 21	Fresquito (Brisa fresca)	Olas medianas y alargadas, borreguillos muy abundantes	Pequeños movimientos de los árboles, superficie de los lagos ondulada
6	39 a 49	22 a 27	Fresco (Brisa fuerte)	Comienzan a formarse olas grandes, crestas rompientes, espuma	Se mueven las ramas de los árboles, dificultad para mantener abierto el paraguas
7	50 a 61	28 a 33	Frescachón (Viento fuerte)	Mar gruesa, con espuma arrastrada en dirección del viento	Se mueven los árboles grandes, dificultad para andar contra el viento
8	62 a 74	34 a 40	Temporal (Viento duro)	Grandes olas rompientes, franjas de espuma	Se quiebran las copas de los árboles, circulación de personas dificultosa
9	75 a 88	41 a 47	Temporal fuerte (Muy duro)	Olas muy grandes, rompientes. Visibilidad mermada	Daños en árboles, imposible andar contra el viento
10	89 a 102	48 a 55	Temporal duro (Temporal)	Olas muy gruesas con crestas empenachadas. Superficie del mar blanca.	Árboles arrancados, daños en la estructura de las construcciones
11	103 a 117	56 a 63	Temporal muy duro (Borrasca)	Olas excepcionalmente grandes, mar completamente blanca, visibilidad muy reducida	Estragos abundantes en construcciones, tejados y árboles
12	118 y más	64 a 71>	Temporal huracanado (Huracán)	El aire está lleno de espuma y rociones. Enorme oleaje. Visibilidad casi nula	Destrucción total

La escala fue creada por el almirante irlandés de la Royal Navy, Sir Francis Beaufort, alrededor de 1805. La escala inicial no tenía velocidades de vientos, sino que detallaba un conjunto de condiciones cualitativas desde 0 a 12 de acuerdo a cómo un navío actuaría bajo cada una de ellas, desde 'apenas suficiente para maniobrar' hasta 'insostenible para las velas'. La escala se transformó en un parte estándar de las bitácoras para navíos de la Royal Navy a fines de los 1830s. La escala fue adaptada para uso no naval a partir de los 1850s, cuando los números de Beaufort se asociaron con el número de rotaciones de un anemómetro. Esta relación sólo se estandarizó en 1923, y la medida fue ligeramente alterada algunas décadas más tarde para mejorar su utilidad para los meteorólogos. Hoy, usualmente se numera a los huracanes con valores entre 12 y 16 utilizando la Escala de Huracanes de Saffir-Simpson, donde un huracán de categoría 1 lleva un número de Beaufort de 12, el de categoría 2, Beaufort 13, etc.

Referencia: http://es.wikipedia.org/wiki/Escala_de_Beaufort

Estimadores de abundancia absoluta

1. Modificación de Bailey para el estimador fundamental de Petersen

El modelo de Petersen modificado por Bailey es aplicable a poblaciones cerradas, es decir, donde se suponen que ningún nacimiento, muerte inmigración o emigración ocurren durante el periodo de estudio. La estimación del tamaño poblacional por este modelo se basa en que la proporción de animales recapturados en una muestra de la población es equivalente a la proporción de animales capturados en la población total (N_i). Si M_i son los animales marcados en la primera captura y m_i son los animales recapturados en una segunda muestra de tamaño n_i , se sigue que:

$$\frac{m_i}{n_i} = \frac{M_i}{N_i}$$

La estimación de N_i según la modificación de Bailey está dada por la relación:

$$N_i = \frac{M_i(n_i + 1)}{(m_i + 1)}$$

El error estándar (EE) se calculó siguiendo la siguiente fórmula:

$$EE = \sqrt{\frac{M_i^2(n_i + 1)(n_i - m_i)}{(m_i + 1)^2(m_i + 2)}}$$

Para múltiples capturas, todos los animales marcados previos a la última captura equivalen a M_i . Los supuestos de este modelo para proporcionar una buena estimación son: 1) La población es cerrada geográficamente y demográficamente, 2) La probabilidad de capturar un animal es la misma para todos los individuos dentro de la población, 3) Las marcas no se pierden entre los periodos de captura y 4) El tipo de marcaje no afecta la probabilidad de captura.

2. El modelo de Jolly - Seber

Este modelo se aplica a una población abierta donde los datos de captura-recaptura están sujetos a cambios determinados por muertes, nacimientos y movimientos. El modelo de Jolly-Seber requiere de varias capturas y por lo tanto de varias recapturas, estimando el tamaño poblacional para cada muestra intermedia excluyendo la primera y última muestra.

La estimación de M_i que representa el número de individuos marcados, es la característica principal del modelo de Jolly-Seber. Se puede estimar los individuos M_i como:

$$M_i = \frac{z_i(s_i + 1)}{(r_i + 1)} + n_i$$

donde N_i representa el tamaño estimado de la población en el momento i , M_i representa el número de animales marcados; n_i es el número de animales capturados; m_i es el total de animales marcados que se capturaron el día i ; r_i es el número de animales marcados y liberados en la captura i ; z_i es el número de animales marcados antes de la captura i que no se capturaron en i pero si después, s_i es el número de individuos marcados y liberados en el día i capturados subsecuentemente.

La estimación del tamaño poblacional (N_i) esta dado entonces por la relación:

$$N_i = \frac{(n_i + 1)}{(m_i + 1)} [M_i] \quad \Rightarrow \quad N_i = \frac{(n_i + 1)}{(m_i + 1)} \left[\frac{z_i(s_i + 1)}{r_i + 1} + n_i \right]$$

El error estándar (EE) se puede aproximar como:

$$EE = \sqrt{N_i(N_i - n_i) \left(\frac{M_i - m_i + r_i \left(\frac{1}{s_i} - \frac{1}{r_i} \right) + \frac{1}{m_i} - \frac{1}{n_i}}{M_i} \right)}$$

Las condiciones de este modelo de población abierta son más flexibles, sin embargo, la estimación del tamaño de la población es menos precisa. Las condiciones del modelo son: 1) Cada animal es la población, marcado o no, tiene la misma probabilidad de ser capturado en la muestra i , siempre y cuando este vivo y dentro de la población al momento de la muestra, 2) Cada animal marcado tiene la misma probabilidad de sobrevivir de la muestra i a la muestra $i+1$ y de estar en la población al momento de tomar la muestra $i+1$, tomando en cuenta que este vivo y en la población inmediatamente después de la liberación i , 3) Cada animal capturado en la muestra i tiene la misma probabilidad de regresar a la población y 4) Los animales marcados no pierden sus marcas y todas las marcas se reportan al recuperarse.

3. Modelo propuesto por Darling – Morowitz (1986)

El primer estimador sugerido por estos autores se realiza construyendo la gráfica donde se representa la aparición de nuevos individuos, donde x es igual al número de fotoidentificaciones realizada, y es igual al número de animales diferenciados. Si el número de animales diferenciados cada vez es igual al número de identificaciones realizadas, la gráfica se construirá linealmente con una pendiente de 1 y a medida que en las identificaciones no aparezcan animales nuevos la gráfica tenderá a abatirse hasta tomar un valor de y que será igual al tamaño de la población (N). Es en este momento en el cual por más identificaciones que se realicen no aparecerá ningún animal nuevo. Debido a que en la mayoría de los casos no es posible realizar en el campo las identificaciones necesarias para que $y = N$, el valor de N tiene que ser ajustado empíricamente para las x y las y experimentales en la relación:

$$y = N[1 - (1 - 1/N)^x]$$

La segunda estimación es el uso de la distribución Bernoulli. Se define X_i como el número de animales identificados i veces distintas en n identificaciones. Este modelo supone que: 1) el número total de animales (N) no cambia durante el periodo de observación, 2) las observaciones son independientes y 3) la probabilidad de observar un animal es la misma para todas.

Se presume que se describe como un experimento de Bernoulli debido a la probabilidad de que un animal aparezca en una fotoidentificación como $1/N$ y de que no aparezca como $1-1/N$. Por lo tanto la probabilidad de que aparezca un animal i veces en n fotoidentificaciones es:

$$p(i) = [n!/(n-i)!i!](1/N)^i(1-1/N)^{n-i}$$

en donde $p(i)$ es la probabilidad de obtener i éxitos (aparición en una fotografía) en n ensayos (fotoidentificaciones), lo que genera la distribución binomial donde:

$$X_i = Np(i) = \frac{Nn!}{(n-i)!i!}(1/N)^i(1-1/N)^{n-i}$$

Estado de conservación y residencia de los mamíferos marinos de la Bahía de Banderas

Especie	NOM-059-ECOL-2002*	NOM-131-ECOL-1998**	CITES***	IUCN 2006	Residencia
<i>Balaenoptera borealis</i>	Protección especial	Incluida	Apéndice I	En peligro	Transeúnte
<i>Balaenoptera edeni</i>	Protección especial	Incluida	Apéndice I	Datos insuficientes	Transeúnte
<i>Eschrichtius robustus</i>	Protección especial	Incluida	Apéndice I	Preocupación menor	Transeúnte
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Preocupación menor	Transeúnte
<i>Grampus griseus</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Datos insuficientes	Transeúnte
<i>Kogia breviceps</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Preocupación menor	Datos insuficientes
<i>Kogia sima</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Preocupación menor	Probable residencia
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Protección especial	Incluida	Apéndice I	Vulnerable	Residente estacional
<i>Orcinus orca</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Preocupación menor	Transeúnte
<i>Peponocephala electra</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Preocupación menor	Transeúnte
<i>Pseudorca crassidens</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Preocupación menor	Transeúnte
<i>Stenella attenuata</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Preocupación menor	Residente
<i>Stenella longirostris</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Preocupación menor	Transeúnte
<i>Steno bredanensis</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Datos insuficientes	Probable residencia
<i>Tursiops truncatus</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Datos insuficientes	Residente
<i>Zalophus californianus</i>	Protección especial	No Incluida	No listada	Preocupación menor	Transeúnte
<i>Ziphius cavirostris</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Datos insuficientes	Datos insuficientes
<i>Mesoplodon peruvianus</i>	Protección especial	No Incluida	Apéndice II	Datos insuficientes	Datos insuficientes

* **NOM-059-ECOL-2002:** Protección ambiental de especies nativas de México de flora y fauna silvestres, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio en la lista de especies en riesgo (Diario Oficial de la Federación, 6/Marzo/2002).

** **NOM-131-ECOL-1998:** Establece lineamientos y especificaciones para el desarrollo de actividades de observación de ballenas, relativas a su protección y la conservación de su hábitat (Diario Oficial de la Federación, 10/enero/2000).

*** En el **Apéndice I** se incluyen todas las especies en peligro de extinción. El comercio de esas especies se autoriza solamente bajo circunstancias excepcionales. En el **Apéndice II** se incluyen especies que no se encuentran necesariamente en peligro de extinción, pero cuyo comercio debe controlarse a fin de evitar una utilización incompatible con su supervivencia.