

**Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California**



**Maestría en Ciencias
Ciencias de la Vida
con orientación en Biología Ambiental**

**Abundancia y variación temporal del rorcual común
(*Balaenoptera physalus*) en la Región Oriental de las Grandes
Islas, Golfo de California**

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestro en Ciencias

Presenta:

Joel Alejandro Arredondo Sáinz

Ensenada, Baja California, México
2019

Tesis defendida por
Joel Alejandro Arredondo Sáinz

y aprobada por el siguiente Comité

Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski
Co-Directora de tesis

M.C. Héctor Pérez Puig
Co-Director de tesis

Miembros del comité

Dr. Mario Andrés Pardo Rueda

Dr. Jaime Luévano Esparza



Dra. Clara Elizabeth Galindo Sánchez
Coordinadora del Posgrado en Ciencias de la Vida

Dra. Rufina Hernández Martínez
Directora de Estudios de Posgrado

Resumen de la tesis que presenta **Joel Alejandro Arredondo Sáinz** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ciencias de la Vida con orientación en Biología Ambiental.

**Abundancia y variación temporal del rorcual común (*Balaenoptera physalus*)
en la Región Oriental de las Grandes Islas, Golfo de California.**

Resumen aprobado por:

Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski
Co-Directora de tesis

M.C. Héctor Pérez Puig
Co-Director de tesis

Los rorcuales comunes (*Balaenoptera physalus*) del Golfo de California conforman una población residente, para la cual se han realizado varios trabajos para conocer su estado y dinámicas temporales, en particular su abundancia; sin embargo, los esfuerzos de investigación se han realizado principalmente en la costa occidental del golfo. Con la finalidad de determinar la importancia de la región oriental de las grandes islas para la población y conocer su estacionalidad, se realizó trabajo de monitoreo y foto-identificación durante casi todo el año en el período 2009-2017. Se realizaron 287 navegaciones, acumulando 1,924 horas de esfuerzo, en donde se registraron 456 avistamientos y se observaron 1,082 rorcuales comunes. Tras un proceso de comparación fotográfica intra-anual e inter-anual con 1,243 foto-identificaciones colectadas de ambos lados de la aleta dorsal, se generó un catálogo fotográfico y se construyeron historiales de captura de 369 individuos diferentes. Usando modelos de marcaje-recaptura, se analizaron los historiales obtenidos con el programa MARK v.8.2 para estimar la abundancia. El modelo abierto Jolly Seber POPAN, estimó un tamaño superpoblacional (número total de individuos que estuvieron presentes en la región de estudio entre el primer y último evento de muestreo) de $\hat{N} = 584.92$, con un $IC_{95\%} = 485.64 - 704.495$. También se obtuvieron estimaciones de abundancia anuales, que mostraron dos patrones temporales opuestos, uno de estabilidad y otro fluctuante. Las medias para las estimaciones anuales variaron entre los 224 y los 323 individuos para el primer caso, y entre 42 y 374 individuos para el segundo caso. Se generó un modelo estacional con tasas de encuentro (número de animales/kilómetros de esfuerzo) usando modelos aditivos generalizados (GAMs) en R, los cuales mostraron que los rorcuales comunes se presentan sobre todo en la estación fría, en particular de noviembre a marzo, con el máximo entre los meses de diciembre y enero, períodos donde ocurren las mayores surgencias en la región. Para observar la variación interanual en la tasa de encuentro, se obtuvieron las anomalías con respecto al modelo estacional, detectando un incremento en la presencia de la especie de 2014 a 2016, años en que ocurrieron los fenómenos de “El Niño” y la onda cálida marina del Pacífico, fenómenos oceanográficos que influyen negativamente sobre la productividad primaria.

Palabras clave: ballena de aleta, dinámica poblacional, foto-identificación, marcaje-recaptura, Bahía Kino.

Abstract of the thesis presented by **Joel Alejandro Arredondo Sáinz** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Life Sciences with orientation in environmental biology.

**Abundance and temporal variation of fin whales (*Balaenoptera physalus*)
in the Eastern Midriff Islands Region, Gulf of California.**

Abstract approved by:

Ph.D. Gisela Heckel Dziendzielewski
Thesis supervisor

M.Sc. Héctor Pérez Puig
Thesis supervisor

Fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Gulf of California conform a resident population, for which several studies have been conducted to determine its abundance and temporal dynamics, research efforts however, have focused on the west coast of the gulf. In order to understand the importance of the eastern midriff island region for the fin whale population, and to determine the seasonality of the species in this area, we conducted weekly small boat surveys during most of the year, where we applied photo-identification. From 2009 to 2017, 287 surveys were done accumulating 1,924 effort hours, where we registered 456 sightings and observed 1,082 fin whales. After photographic comparison of 1,243 photo-identifications collected from both sides of the dorsal fin, we constructed a photographic catalog and generated capture histories for 369 different individuals. By analyzing the capture histories with the open mark-recapture Jolly Seber/POPAN model in software MARK v.8.2, we estimated a superpopulation size of $\hat{N} = 584.9$, $CI_{95\%} = 485.6 - 704.5$. The superpopulation size is interpreted as the total number of individuals that were present in the study region between the first and the last survey years. Yearly abundances were also obtained, which showed two opposing patterns, one of stability, and another of change. Means for these estimates ranged from 224 to 323, and from 374 to 42 individuals. Additionally, we obtained a seasonal model using encounter rates (number of animals/kilometers of search effort) and generalized additive models in R. This showed that fin whales are present overall during the cold season, with the maximum from December to January, but extending from November until March, periods when upwelling occurs in the zone. The variation in encounter rate along years showed positive anomalies with respect to the seasonal model from 2014 to 2016, years in which ENSO and the unusual warming event in the North East Pacific occurred, which could indicate the zone serves as a sort of shelter in adverse oceanographic conditions.

Key words: Balaenopteridae, population dynamics, photo-identification, mark-recapture, Kino bay.

Dedicatoria

A la memoria de mi abuelo Amadeo Arredondo González.

A mi abuela María Teresa Méndez,

mi padre y madre, Joel y Rebeca

mis hermanos, Carlos y Becky,

y Mika, la perra que nos acompañó por 12 años

Así mismo, dedicado a los “perros” de la conservación biológica

“El perro en la cultura es casi lo contrario al dinero. Es único, no es intercambiable, no tiene realmente más utilidad que existir a nuestro lado. El perro está siempre dispuesto a dar la vida por mí, a lanzarse, digamos, contra un león que me ataca, a sabiendas de que perderá la lucha. Me defenderá aunque sea por unos segundos. Pero, ¿y yo?”

-Fabrizio Mejía Madrid

Por esos segundos en el reloj del universo.

Agradecimientos

Me gustaría agradecer al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, y al Centro de Estudios Culturales y Ecológicos de Prescott College A.C., que fueron las instituciones que me acogieron para realizar mi trabajo de tesis. Además, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme una beca en el posgrado en Ciencias de la Vida del CICESE (becario 769396).

Por darme la oportunidad de estudiar poblaciones de rorcuales, a la Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski y al M.C. Héctor Pérez Puig. Me gustó mi proyecto y me considero afortunado por haber tenido esta oportunidad. Gracias por todo, lo disfruté mucho. Al resto de mi comité de tesis, por contribuir al trabajo y brindarme parte de su tiempo. Al Dr. Mario Pardo, por enseñarme a usar un lenguaje nuevo, y al Dr. Jaime Luévano por su orientación. Adicionalmente, a Uko Gorter por compartirme una de sus ilustraciones para mi tesis.

Quiero agradecerle a la M.C. Lorayne Meltzer, directora del Centro de Estudios Culturales y Ecológicos de Prescott College A.C. en Bahía de Kino. También a Cosme Damián Becerra, capitán de las pangas; así como a la gente que ha apoyado a la estación de campo y al Programa de Mamíferos Marinos. Todos los datos usados en la tesis fueron recolectados por esta institución. Aprendí mucho en la estancia, fue una aventura, donde encontré mucho más de lo que esperaba.

En Bahía de Kino, Sonora, a staff, estudiantes y amigos. A Julio, Kayla, Megan, Rebecca, Miros, Vicky, Dalton, Cameron y Vero. En Ensenada, a mis maestros y compañeros en Biología de la Conservación, mis amigos. A Leo, Liszt, Mateo, Eric, Louisiana, Edgar, Mane, Diego, Gondorian, Carlo, Pablito, Fou, Rodrigo, y Tadashi. Aprecio el tiempo que pasamos juntos. Espero que les vaya muy bien. A la gente, y una que otra mascota, que no están aquí en la página pero si en el cora. Larga vida Eco.

De manera especial a Mckenna H. Por los momentos juntos, mucho amor.

Por último, lo más importante, mi familia. Lo que cumplo, y a donde llego, es gracias a ustedes.

Tabla de contenido

Resumen en español	ii
Resumen en inglés	iii
Dedicatoria	iv
Agradecimientos	v
Lista de figuras	ix
Lista de tablas	xi
Capítulo 1 - Introducción	1
1.1 Foto-identificación en el rorcual común	4
1.2 Marcaje-recaptura en el estudio de cetáceos.....	4
1.3 Estudios previos de abundancia	5
1.4 Monitoreo en Bahía de Kino, Sonora	8
1.5 - Objetivos	9
1.5.1 Objetivo general.....	9
1.5.2 Objetivos particulares	9
1.6 - Hipótesis.....	9
Capítulo 2 - Métodos	10
2.1 Área de estudio	10
2.2 Trabajo de campo.....	13
2.3 Trabajo de gabinete	15
2.3.1 Manejo de la colección fotográfica.....	15
2.3.2 Comparación fotográfica.....	16
2.3.3 Listado fotográfico	19
2.3.4 Catálogo fotográfico.....	20
2.4 Estimación de abundancia	20
2.4.1 Historiales de captura	21
2.4.2 Máxima verosimilitud.....	22
2.4.3 Modelos de marcaje-recaptura.....	22

2.4.4 Modelos cerrados.....	23
2.4.5 Modelos abiertos	24
2.4.6 Pruebas de bondad de ajuste.....	28
2.4.7 Selección de modelos.....	29
2.5. Análisis de la variación temporal	31
2.5.1 Revisión de datos geoespaciales	32
2.5.2 Trabajo en R	32
Capítulo 3 - Resultados	34
3.1 Esfuerzo de monitoreo y avistamientos.....	34
3.2 Individuos foto-identificados y foto-diferenciados.....	38
3.2.1 Comparación intra-anual	38
3.2.2 Comparación inter-anual	39
3.2.3 Listado de recapturas.....	41
3.3 Estimación de abundancia por modelos de marcaje-recaptura	43
3.3.1 Historiales de captura	43
3.3.2 Pruebas de bondad de ajuste de los modelos generales.....	44
3.3.3 Modelos cerrados.....	46
3.3.4 Modelos abiertos	48
3.4 Análisis estacional con tasas de encuentro.....	53
Capítulo 4 - Discusión.....	57
4.1 Diseño del monitoreo.....	57
4.2 Foto-identificación	59
4.3 Abundancia.....	63
4.5 Estacionalidad	69
Capítulo 5 - Conclusiones	71
5.1 Recomendaciones	71
Literatura citada	73
Anexos	82
Anexo 1. Especies de rorcuales en la región que se asemejan a <i>B. physalus</i>	82
Anexo 2 Bitácora usada para el registro de datos en campo.....	83

Anexo 3. Propiedades de los estimadores usando máxima verosimilitud.....	84
Anexo 4. Catálogo fotográfico.....	85
Anexo 5 Información geográfica de los avistamientos y navegaciones.....	86
Anexo 6 Glosario	93

Lista de figuras

Figura 1. Ilustración del lado derecho de un rorcual común. Ilustración por Uko Gorter [®] , reproducida con permiso del autor.	2
Figura 2. Área de estudio en la Región Oriental de las Grandes Islas del Golfo de California. La zona donde se realizó el mayor esfuerzo de monitoreo está dentro del cuadrado morado. Los nombres de las islas principales aparecen en negritas, las localidades en cursivas, los estados en verde. Mapa realizado usando el programa QGIS 2.18 “Las Palmas”	13
Figura 3. Fotografía de aleta dorsal derecha que se tomó el 11 de abril en el avistamiento 392, con una cámara Canon. El código de la foto-identificación es Bp_20130411-S392-C_9470, pertenece al individuo BPK001.....	16
Figura 4. Estructura del sub-modelo general POPAN, donde todos los parámetros varían en el tiempo.	28
Figura 5. Esfuerzo de navegación por año, cada punto es una salida. Las cajas muestran la media, el 1 ^{er} y 3 ^{er} cuartil; la amplitud es el rango inter cuartil (RIQ). Los bigotes se extienden hasta las observaciones más distantes, no más allá de 1.5*RIQ.....	34
Figura 6. Horas de esfuerzo en cada salida, coloreadas por estación, en el período 2009-2017.....	36
Figura 7. Foto-identificaciones de aletas dorsales derechas en el proceso inter-anual.....	40
Figura 8. Foto-identificaciones de aletas dorsales izquierdas en el proceso inter-anual.	40
Figura 9. Histograma del número de capturas por individuo.	41
Figura 10. Rorcuales diferenciados contra foto-identificaciones acumuladas. Cada nivel corresponde a un año. La longitud muestra las foto-identificaciones comparadas, y la altura la contribución a los individuos presentes en listado fotográfico.	42
Figura 11. Probabilidades de captura en el submodelo M_t	47
Figura 12. Residuales de la desviación para el sub-modelo M_t . Cada punto corresponde a un historial de captura único, por lo que hay 68 puntos. Gráfico generado dentro del programa MARK.	48
Figura 13. Estimaciones para el tamaño super-poblacional, con los 4 sub-modelos que conformaron el set.	49
Figura 14. Probabilidad de entrada en el sub-modelo “I”. Se muestran las medias y los IC _{95%}	49
Figura 15. Probabilidades de captura del sub-modelo I, se muestran medias y el IC _{95%}	50
Figura 16. Estimaciones anuales de abundancia para todos los sub-modelos. El orden con los números romanos indica la jerarquía sugerida por el criterio QAICc.....	51

- Figura 17.** Residuales de la desviación para el modelo Jolly Seber POPAN. Se muestra 68 puntos, uno por cada historial de captura único. Se observa que hay un patrón no-aleatorio de variación a la derecha..... 52
- Figura 18.** Kilómetros de esfuerzo por navegación. El eje x está separado en cajas de 10 unidades. 53
- Figura 19.** Distribución de la tasa de encuentro. La mayoría de los valores son cero, y conforme aumenta el valor de la variable la frecuencia desciende rápidamente..... 54
- Figura 20.** Número de rorcuales observados en cada avistamiento. Se muestran los valores para los 184 días. En la mayoría de las navegaciones no se observaron rorcuales. El mayor número de rorcuales observados durante una navegación fue de 39 individuos. 54
- Figura 21.** Modelo estacional de tasas de encuentro ajustado mediante una distribución quasipoisson. Las observaciones se muestran divididas en colores, de acuerdo al año en que se colectaron. La línea continua indica la media predicha por el modelo, mientras que las líneas punteadas indican los intervalos bayesianos de credibilidad. 56
- Figura 22.** Anomalías en la tasa de encuentro durante el monitoreo. Las anomalías con una media negativa se muestran en color rojo, mientras que las medias positivas en color azul. Las barras indican los IC_{95%} de cada anomalía. La línea punteada muestra el cero, lo cual indica que no hay una desviación con respecto al modelo estacional. 56

Lista de tablas

Tabla 1. Estimaciones de abundancia de <i>B. physalus</i> previas a la realización de este trabajo.	7
Tabla 2. Historiales de captura y sus expresiones de probabilidad correspondientes. En la parte de abajo se muestra la función de verosimilitud.....	22
Tabla 3. Probabilidades de dos historiales de captura, como función de los parámetros ϕ y p	23
Tabla 4. Nomenclatura para los códigos y las bases de datos.....	32
Tabla 5. Esfuerzo de navegación y número de fotografías tomadas por año.	35
Tabla 6. Tabla de valores-p para las comparaciones pareadas-t entre años en cuanto al número de horas de esfuerzo. En ningún caso se observó una diferencia menor al nivel nominal de $\alpha=0.05$	35
Tabla 7. Esfuerzo de navegación acumulado de 2009 a 2017, dividido por estación.	36
Tabla 8. Resumen de las recapturas intra-anual de aletas dorsales derechas de rorcuales comunes.....	38
Tabla 9. Resumen de las recapturas intra-anual de aletas dorsales izquierdas de rorcuales comunes.....	38
Tabla 10. Recapturas entre años. Los datos sobre la diagonal son de la comparación usando foto-identificaciones derechas, mientras que debajo de la diagonal son las foto-identificaciones del lado izquierdo.	39
Tabla 11. Matriz <i>m-reducida</i> de los historiales de captura. i, j = años. $R(i)$ = ind. observados; $m(i, j)$ = ind. observados en i que se recapturaron por primera vez en j ; $r(i)$ = recapturas en i ; $m(j)$ = recapturas en j ; $z(j)$ = ind. observados previo y después a j , pero no durante j	43
Tabla 12. Resumen de los historiales de captura.	43
Tabla 13. Resumen de los resultados del TEST 2.	44
Tabla 14. Resumen de los resultados del TEST 3 del programa RELEASE, que evalúa el supuesto de homogeneidad en la “supervivencia aparente” entre individuos marcados.	45
Tabla 15. Tabla de contingencia de animales capturados en la “ocasión 5”, el año 2013-2014.....	45
Tabla 16. Set de modelos cerrados, del tipo Otis <i>et al.</i> (1978) evaluados en el programa MARK.	46
Tabla 17. Estimaciones de abundancia para los sub-modelos cerrados del tipo Otis <i>et al.</i> (1978).	47
Tabla 18. Set de modelos generados con el modelo Jolly Seber POPAN, analizado con el programa MARK.	48
Tabla 19. Estimaciones anuales de abundancia para el sub-modelo I y el sub-modelo II.....	52

Tabla 20 Resultados de los GAM usando tasas de encuentro y conteos, con una distribución quasipoisson.	55
Tabla 21 Resultados del GAM aplicado usando la variable de conteo, con una distribución poisson.	55
Tabla 22 Resultados del GAM aplicado usando la variable de conteo, con una distribución negativa binomial.	55
Tabla 23. Avistamientos y monitoreos analizados usando tasas de encuentro	86

Capítulo 1 - Introducción

El rorcual común, o ballena de aleta, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758), es un misticeto de la familia Balaenopteridae, de distribución cosmopolita, que habita principalmente aguas frías y templadas (Nowak, 2003). Se reconocen dos subespecies. En el hemisferio norte la subespecie presente es *B. p. physalus*, la cual se distingue por ser de menor tamaño que la subespecie del hemisferio sur (*B. p. quoyi*) (Rice, 1998). En el Pacífico norte sus tallas adultas están entre los 18 y 22 metros (Leatherwood et al., 1982), globalmente sus tallas varían entre los 17.5 y 27 metros, con pesos de entre las 30 a las 90 toneladas (Perrin et al., 2009). Las hembras son de mayor tamaño que los machos (Gambell, 1985). Tienen un período de gestación de 11 meses. Las crías recién paridas presentan longitudes totales entre 6.4-6.5 metros, y pesos de 1,750-1,800 kilogramos (Perrin et al., 2009). Su ciclo reproductivo dura entre año y medio y dos años (Laws, 1961 en Lockyer, 2001). Los rorcuales comunes suelen tener altas tasas de supervivencia y bajas tasas de natalidad, pudiendo vivir 80 o 90 años, aunque no se conoce con precisión su longevidad (Perrin et al., 2009). Su único depredador natural es la orca, *Orcinus orca* (Nowak, 2003). La especie está en el apéndice I de CITES, y catalogada como amenazada (“Endangered”, EN) por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés) en 2008 (IUCN, 2008). En México, está catalogada como “Sujeta a Protección Especial” (Pr) y “no endémica” dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Los rorcuales comunes son ballenas grandes, delgadas y alargadas [Figura 1]. Su cabeza tiene una forma característica de “V”, con una única cresta en posición media en la parte dorsal. Presentan una aleta dorsal prominente de unos 60 centímetros de altura en el último tercio del cuerpo (Leatherwood et al., 1982). Su coloración dorsal es azul-grisácea, ventralmente son blancas (Nowak, 2003). La característica más distintiva para identificarla es la asimetría en la coloración de su mandíbula y barbas: del lado izquierdo dorsal y ventralmente tienen una coloración oscura, mientras que del lado derecho la región ventral es blanca. Las barbas del lado izquierdo son grises, mientras que un tercio de las barbas frontales derechas son amarillentas (Perrin et al., 2009). Detrás de los orificios respiratorios hay una mancha blanca conocida como “chevron”. Además, presenta una franja clara difuminada en los costados, principalmente del lado derecho, conocida como “blaze” (Leatherwood et al., 1976).



Figura 1. Ilustración del lado derecho de un rorcual común. Ilustración por Uko Gorter®, reproducida con permiso del autor.

Al igual que otros mysticetos, sus movimientos están relacionados con la distribución y abundancia de sus presas (Ladrón-de-Guevara et al., 2015). Mediante marcaje satelital, se sabe que es capaz de realizar desplazamientos de 300 km/día (Watkins et al., 1978; Watkins, 1981). Varias poblaciones de rorcual común muestran movimientos latitudinales irregulares y complejos, además de una ausencia de áreas discretas de crianza (Mizroch et al., 2009).

Hay una población residente de rorcual común en el Golfo de California (Urbán et al., 2005), que se encuentra aislada genéticamente del stock del Pacífico norte (Berubé et al., 2002). El estudio de las vocalizaciones de individuos del golfo, indicó que presentaban características sonoras únicas con respecto a individuos de los océanos Atlántico y Pacífico; entre ellas: la frecuencia de barrido, nivel de sonido, y el patrón de las vocalizaciones (Thompson et al., 1992). Otros trabajos de acústica han respaldado este hallazgo, incluso encontrando evidencia de regionalización dentro de este mar interior (Bonilla, 2015). Los rorcuales comunes se distribuyen prácticamente a lo largo de todo el golfo, desde la boca hasta la región norte, aunque no se conoce a detalle la relación entre sus movimientos y sus actividades de alimentación y reproducción, pero parecen no seguir un patrón regular y predecible (Urbán-Ramírez, 1997). Varios trabajos han reportado que durante el invierno su distribución es preferentemente costera, y su abundancia relativa mayor en la zona norte y central del golfo. En cambio, en verano y otoño se distribuye alejada de las costas (Rojas-Bracho, 1984 en Díaz-Guzmán, 2006; Tershy et al., 1993; Enríquez-Paredes, 1996; Jaume-Schinkel, 2004). En la Región Oriental de las Grandes Islas la mayoría de los avistamientos se registran durante otoño-invierno (Pérez-Puig, 2016).

Se han realizado varios estudios sobre la abundancia de este misticeto en el Golfo de California (Tershy et al., 1990; Enríquez-Paredes, 1996; Gerrodette y Palacios, 1996; Urbán-Ramírez, 1997; Díaz-Guzmán, 2006; Martínez-Villalba, 2008), sin embargo, la cobertura espacial de la mayoría de ellos se ha enfocado en la costa occidental del golfo, sobre todo en la región central y sur.

Se han observado desplazamientos de rorcuales desde el Alto Golfo hacia el sur a finales de invierno (Rojas-Bracho, 1984; Gendron, 1993; Jaume-Schinkel, 2004). Mediante el marcaje satelital se confirmó el movimiento de algunos rorcuales de la Bahía de La Paz a la Región de las Grandes Islas durante los meses de julio a octubre, donde permanecieron por más de 100 días (Urbán et al., 2005), además se han observado desplazamientos de 36.8 ± 22.7 km/día (Urbán et al., 2005b). Estos movimientos están ligados a sus requerimientos biológicos, en particular su alimentación, correlacionada con la productividad primaria del mar (Del Ángel Rodríguez, 1997), en el Golfo de California los rorcuales comunes se alimentan del eufaúsido *Nyctiphanes simplex* principalmente, y en menor medida de sardinas (Jaume-Schinkel, 2004)

La foto-identificación y el muestreo por distancias son las técnicas más usadas a nivel mundial para el estudio de poblaciones de cetáceos (Hammond et al., 1990). En este trabajo se utilizó la foto-identificación, una técnica de muestreo no invasiva que consiste en la toma de fotografías de la región dorsal de los rorcuales, en particular de la aleta dorsal, para el reconocimiento de individuos usando marcas naturales (e.g. muescas, cicatrices, dobleces, cortes). Con esta técnica es posible realizar estudios ecológicos sobre aspectos poblacionales, etológicos y de salud, entre otros (Hammond et al., 1990; Urian et al., 2015). Usando foto-identificación en algunas localidades del Golfo de California, se ha observado que los rorcuales comunes tienen movimientos limitados; una gran proporción de las recapturas ocurren en la misma área donde se registraron por primera vez (Urbán, 1997; Urbán et al., 2001 en Guerrero Ruiz et al., 2006).

De acuerdo a la distribución de avistamientos colectados, la especie se presenta en la Región de las Grandes Islas durante casi todo el año (Enríquez-Paredes, 1996; Díaz-Guzmán, 2006; Arellano-Peralta y Medrano González, 2013; Ladrón-de-Guevara et al., 2015; Pardo et al., 2015; Urrutia Osorio, 2015; Pérez-Puig, 2016). Datos colectados en la Región Oriental de las Grandes Islas sugieren que sea una zona importante para la especie debido al número de avistamientos y foto-identificaciones -342 individuos hasta el año 2015 (Pérez-Puig y Meltzer, 2016)- que se tienen, considerando que la mayoría de las estimaciones de abundancia para la población se encuentran entre los 300 y 500 individuos (Gerrodette y

Palacios, 1996; Enríquez-Paredes, 1996; Díaz-Guzmán, 2006; Martínez-Villalba, 2008; Pérez-Puig, 2012; Montesinos-Laffont, 2016; Pardo et al., 2017).

1.1 Foto-identificación en el rorcual común

En 1979 se evaluó y consideró apropiada la técnica de foto-identificación aplicada a poblaciones del rorcual común (Mayo et al., 1985 en Guerrero Ruiz et al., 2006). Esta técnica permite estudiar la estructura de grupos, uso de hábitat, fidelidad al sitio, los tamaños y movimientos poblacionales, además de la conducta e historia de vida. Puede llevarse a cabo desde la costa, en embarcaciones pequeñas o avionetas. Es necesario que las marcas naturales usadas sean reconocibles a lo largo del tiempo, que sean únicas a cada individuo, y que la probabilidad de observarse en cada encuentro sea similar (Würsig y Jefferson, 1990). En el rorcual común se utiliza la aleta dorsal y marcas en el dorso de los animales, el cual exponen después de salir a respirar y antes de un buceo profundo (Agler et al., 1990). Las muescas y forma de la aleta dorsal son particularmente útiles, ya que son reconocibles bajo diversas condiciones de iluminación ambiental (Wells, 2009).

Dentro del marco del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER), recientemente se publicó el “Catálogo único de rorcual común (*Balaenoptera physalus*), del Golfo de California 1981-2015” (CONANP, 2016). En él se conjunta el trabajo de diversas instituciones y organizaciones no gubernamentales, quienes lograron foto-identificar a 761 individuos diferentes. De ellos, 315 cuentan con fotografías del lado derecho e izquierdo de la aleta dorsal, 465 sólo del lado derecho, y 19 sólo del lado izquierdo. Del total de 761 individuos, el Centro de Estudios Culturales y Ecológicos Prescott College en Bahía de Kino, Sonora, contribuyó con cerca de 250 individuos foto-identificados nuevos al catálogo, de un total de 342 individuos foto-diferenciados en la región (Pardo et al., 2017). En este trabajo se usaron todas las fotografías colectadas en la región de estudio por el Centro de Prescott College, con adición de material colectado hasta 2017.

1.2 Marcaje-recaptura en el estudio de cetáceos

El marcaje-recaptura es una técnica ampliamente usada en estudios de mamíferos marinos, aplicada para el estudio de patrones de movimiento, el tamaño y la estructura de poblaciones, y el cálculo de tasas de

supervivencia y de reclutamiento (Hammond et al., 1990). Consiste en una serie de muestreos en los cuales se capturan y se marcan individuos, que posteriormente se liberan, y en encuentros futuros se recapturan. En el caso de cetáceos, mediante la foto-identificación se “marcan” individuos al tomar fotografías de su lomo a la altura de la aleta dorsal, de la parte ventral de la aleta caudal o de los costados, según la especie. Mediante comparaciones fotográficas de foto-identificaciones provenientes de distintos muestreos, se establecen recapturas a lo largo del tiempo. Estos datos son codificados en historiales de captura, como una serie de caracteres binarios que indican la presencia o ausencia de cada individuo durante cada evento de muestreo.

1.3 Estudios previos de abundancia

De manera global se estima que la abundancia de *B. physalus* disminuyó de alrededor 400 mil individuos a menos de 100 mil durante el período 1929-2007, aunque ha habido una ligera tendencia de recuperación desde los años setenta. Para el Pacífico Norte se estima un tamaño poblacional de alrededor de 17 mil rorcuales, de acuerdo con el reporte de la IUCN para la especie (Reilly et al., 2013).

La abundancia de *B. physalus* en el Golfo de California ha sido estudiada desde los años ochenta. Se han empleado diversos métodos, enfocados en distintas áreas del golfo. Un resumen de los resultados encontrados hasta el año 2017 se presenta en la [Tabla 1].

El primer trabajo publicado con relación a esto, se enfocó en el Canal de Ballenas, donde se realizaron navegaciones durante 1983-1986 y se aplicó la técnica de foto-identificación. En aquel entonces se reportó un valor de 546 individuos. Cabe resaltar que este valor se obtuvo como un cociente entre el número de rorcuales foto-identificados únicos y el porcentaje de foto-identificaciones colectadas, por lo que no es una estimación de abundancia propiamente (Tershy et al., 1990).

En 1996, Gerrodette y Palacios, con base en muestreo de distancias en transectos lineales realizados desde un barco, estimaron 820 individuos, con un $IC_{95\%}$: 594 – 3,229 para todo el golfo. Por otra parte, usando marcaje-recaptura a través de foto-identificación, Enríquez-Paredes (1996) reportó un valor de abundancia en la costa occidental del golfo de 296 individuos, con un $IC_{95\%}$: 217.40 – 376.36. Posteriormente, durante 2003 y 2004, nuevamente usando marcaje-recaptura aplicado en algunas

localidades de ambas costas del golfo, se estimó una abundancia de 659 individuos para todo el golfo, con un $IC_{95\%}$: 458 – 1043 (Díaz-Guzmán, 2006). Un estudio geográficamente delimitado al área de Guaymas, Sonora, estimó una abundancia local de 154 individuos, con $IC_{95\%}$: 139 – 169, usando un estimador de poblaciones cerradas. Y de 161 individuos, con $IC_{95\%}$: 12 – 310, usando el estimador Jolly-Seber para poblaciones abiertas (Martínez-Villalba, 2008). Por otro lado, en la ROGI se estimó una abundancia de 441 rorcuales comunes, $IC_{95\%}$: 323 – 647, mediante un estimador de poblaciones cerradas, usando fotografías colectadas en los años 2010-2012 (Pérez-Puig, 2012).

Usando marcadores genéticos en muestras de 1996-2007, 2008, 2010 y 2012, Montesinos-Laffont (2016) obtuvo valores de abundancia de 547 ($IC_{95\%}=106-2338$) con el estimador Jolly Seber, y de 322 ($IC_{95\%}=203-640$) usando el estimador de Chapman para poblaciones cerradas. A partir de 129 biopsias, se logró identificar a 98 individuos usando 27 microsatélites. Debido a que la señal de los marcadores de ADN no cambia, y que se confirmó la identificación usando varios marcadores, se pudo afirmar que el número mínimo de rorcuales en el golfo es de 98 individuos.

Finalmente, cabe mencionar el último informe del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER) para el rorcual común, realizado en 2017, en donde se generaron varias estimaciones de abundancia usando distintas aproximaciones. A partir de la base de fotografías unificada para el golfo, que se usó para la construcción del “Catálogo único de rorcual común (*Balaenoptera physalus*), del Golfo de California 1981-2015”, se construyeron historiales de captura usando datos provenientes del período 2010-2017 únicamente, que se analizaron usando el programa MARK. Al aplicar el modelo Jolly Seber en su parametrización POPAN, seguido de la selección de modelos con el criterio de información de Akaike (AICc), se obtuvieron valores de abundancia para todo el golfo de 325 individuos, con un $IC_{95\%}$: 248 – 427. Usando datos de ADN mitocondrial se obtuvo una abundancia histórica de 346, con un $IC_{95\%}= 170 – 750$ individuos. Por otro lado, con datos genéticos se obtuvieron varias estimaciones usando los estimadores para poblaciones cerradas de Petersen, Chapman y Bailey para los años 2008 – 2016. Los valores de la media para el estimador de Chapman, el más robusto según los autores, se halló entre los 314 y 869 individuos (Pardo et al., 2017). De acuerdo con las tendencias temporales de las estimaciones puntuales obtenidas de 2005-2015, la población del golfo mostró una estabilidad poblacional entre los 254 y 345 individuos, con un $IC_{95\%}$: 139-450 (Pardo et al., 2017).

Tabla 1. Estimaciones de abundancia de *B. physalus* previas a la realización de este trabajo.

Estudio	Área de estudio	Años de estudio	Método	N	IC95%
Gerrodette y Palacios (1996)	Todo el golfo	Verano 1993	Muestreo de distancias en transectos lineales desde barco	820	594 – 3,229
Enríquez-Paredes (1996)	Costa occidental principalmente. Pocas muestras en la costa oriental (<20)	1982-1992: material fotográfico de otros investigadores 1993-1995: trabajo de campo 1994-1995: estimaciones de abundancia	Foto-ID: 185 (1982-1992) 172 (1993-1995) [M.R.] (C) Bailey	296 (G.C.) 323 (Norte) 77 (Sur)	217 – 376 179 – 467 55 – 100
Díaz-Guzmán (2006)	2004: Bahía de Los Ángeles, costa occidental y Bahía de la Paz 2005: Bahía Kino, Bahía de La Paz, Bahía Paz-Loreto	2004-2005	Foto-ID [M.R.]: (C) Chapman (derechas) (C) Chapman (izquierdas) (C) Darroch (derechas)	656 586 659	374 – 938 229 – 942 458 – 1043
Martínez-Villalba (2008)	Área cercana a la costa de Guaymas, Son.	Fotografías de 13 años dentro del lapso (1981-2005). La mayoría son de 2001, 2004 y 2005. La estimación sólo usa datos de 2004-2005	Foto-ID: 64 individuos distintos [M.R.]: (C) Bernoulli y Tani (C) Petersen (A) Jolly Seber	134 154 161	91 – 177 139 – 169 12 – 310
Pérez-Puig (2012)	Región Oriental de las Grandes Islas	2010-2012	Foto-ID. [M.R.]: (C) Otis <i>et al.</i> (1978)•	441	323 – 647
Pardo, M. En: Informe Técnico Final PROCER (2015)	Área de distribución más probable en todo el golfo de California	1996 2013 También 1997, 1998, 2005, 2006, y 2015	Muestreo por distancias desde avioneta y modelos jerárquicos bayesianos	466 180 Media entre 120 y 360	429 – 503 * 160 – 203 *
Viloria, L., Urbán, J., Rosales, H. En: Informe Técnico Final PROCER (2015)	Todo el golfo	I)1981-2015 : Datos de PRIMMA-UABCS II)1981-2015 : Datos de 5 instituciones**	Foto-ID: I) 418 y II) 761 [M.R.]: I) (C) Schnabel II) (C) Schnabel	A) 466 B) 1191	428 – 501 1065 – 1361
Montesinos-Laffont, A. (2016)	Costa occidental del golfo NO: entre Puertecitos e Isla San Lorenzo SO: entre Loreto y Bahía de La Paz	1996-2012	Genotipificación con microsatélites y Bootstrap por método BCa*** [M.R.]: (C) Chapman (A) Jolly Seber	321 572	203 – 640 106 – 2,338
Pardo, M. et al., (2017). Informe final PROCER	Todo el golfo. La mayoría de la información de Bahía de los Ángeles, Bahía Kino y corredor Bahía Loreto-Bahía La Paz	Catalogo fotográfico: 1981-2015 Estimación abundancia: 2010-2015	Foto-ID: 761 indiv. identificados [M.R.] Jolly Seber/POPAN •	325	248 – 427
Pardo, M. et al., (2017). Informe final PROCER	Bahía de los Ángeles y Bahía Kino	Estimación del tamaño histórico “Nc”. No se especifica fecha. Varias agrupaciones de años en el período 2008-2016	Colecta de biopsias. Análisis de DNAm [M.R.] con datos genéticos (C) Chapman	346 Varían entre: 239 869	170 – 750 66 – 412 46 – 1690

*Intervalos de credibilidad al 95% estimado por métodos bayesianos. En este caso hay un 95% de probabilidad de que el valor real esté dentro de este intervalo.

** Programa de Investigación de Mamíferos Marinos-Universidad Autónoma de Baja California Sur (PRIMMA-UABCS), Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN), CICESE, Centro de Estudios Culturales y Ecológicos Prescott College, A.C. y PROCETUS, A.C.

***“Bias Corrected and accelerated” (Efron y Tibshirani, 1998). • Casos en donde se usó el programa MARK.

Abreviaturas: [M.R.]: Marcaje-recaptura. (C) = estimador para población cerrada, (A) = estimador para población abierta

1.4 Monitoreo en Bahía de Kino, Sonora

En la región de Bahía Kino, Sonora no se han realizado investigaciones a detalle sobre el rorcual común. En algunos trabajos se ha incluido un poco de material fotográfico, que ha identificado movimientos del Canal de Ballenas hacia las aguas de Bahía Kino (Enríquez-Paredes; 1996), además de navegaciones y trabajos de foto-identificación que han registrado la presencia de la especie en la zona, así como movimientos desde el Canal de Ballenas (Díaz-Guzmán, 2006). Con base en registros de avistamientos y comparaciones fotográficas, se ha propuesto que los rorcuales comunes presentes en la zona pudieran conformar una subestructura de la población total en el golfo, ya que el grado de recapturas dentro de la región es alto (Pettis et al., 2000).

De manera continua, desde el año 2009 hasta el 2017 se han realizado monitoreos de cetáceos en la Región Oriental de las Grandes Islas y aguas adyacentes a Bahía de Kino, Sonora, por el Programa de Mamíferos Marinos del Centro de Estudios Culturales y Ecológicos Prescott College. La información y material fotográfico colectados han sido incluidos en reportes del Centro de Prescott College. En esta región, entre 2009 y 2015, la mayor cantidad de avistamientos ocurrió durante otoño e invierno. Aplicando la técnica de foto-identificación, se identificaron 342 rorcuales comunes, de los cuales 46.8% fueron recapturados más de una vez. El 34.5% de los individuos identificados presentó más de una recaptura; e incluso hubo un individuo que tuvo 10 recapturas en este período; sumando las recapturas intra-anales e inter-anales (Pérez-Puig y Meltzer, 2016). Estos datos apoyan la idea de que un gran porcentaje de la población visita la región, por lo que en este trabajo se usaron modelos de captura-recaptura y foto-identificación para estimar la abundancia de los rorcuales comunes en el área, además de analizar su variación temporal.

1.5 - Objetivos

1.5.1 Objetivo general

Estimar la abundancia y describir la variación temporal del rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en la Región Oriental de las Grandes Islas, Golfo de California, durante el período 2009 a 2017.

1.5.2 Objetivos particulares

- i. Estimar la abundancia anual del rorcual común en la Región Oriental de las Grandes Islas durante los años 2009-2017.
- ii. Analizar la variación temporal (estacional e interanual) del rorcual común para el periodo 2012-2017.

1.6 - Hipótesis

- i) La abundancia anual de *B. physalus* tiende a mantenerse estable en los años 2009-2017 en la Región Oriental de las Grandes Islas.
- ii) Hay una mayor presencia de rorcuales comunes durante la estación fría, que durante la estación cálida en la Región Oriental de las Grandes Islas en los años 2012-2017.

Capítulo 2 - Métodos

2.1 Área de estudio

El Golfo de California es un mar interior en el noroeste mexicano, localizado entre la península de Baja California y los estados de Sonora, Sinaloa, Nayarit y Jalisco. Tiene una orientación noroeste-sureste. Su única apertura con el Océano Pacífico está en la zona sur. Su longitud total es de unos 1,400 kilómetros con amplitudes promedio entre los 48 y 241 kilómetros. Cubre una superficie cercana a los 258,593 kilómetros cuadrados y alberga más de 900 islas e islotes (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991). Con base en criterios oceanográficos, su límite sur es una línea imaginaria conectando Cabo San Lucas en Baja California Sur y Cabo Corrientes en las costas de Jalisco (Roden, 1964 en Álvarez-Borrego, 2010).

La batimetría y la presencia de grandes islas dividen al golfo en dos regiones, norte y sur. Entre ambas regiones hay un archipiélago conocido como la Región de las Grandes Islas que contiene lechos submarinos, canales, y cuencas que reducen la interacción entre las masas de agua de ambas secciones. Las islas de mayor superficie son Tiburón y Ángel de la Guarda (Álvarez-Borrego, 2010).

El golfo tiene profundidades variables entre los 200 metros en la región norte, y los 3600 metros en la boca del golfo (Cota et al., 2007). Los lechos marinos principales en esta área son San Lorenzo, San Esteban, Delfín y el Canal de Ballenas norte, que limitan la mezcla de agua entre cuencas adyacentes. Los lechos de San Lorenzo y San Esteban se encuentran al sur de la Región de las Grandes Islas y limitan la entrada de agua a dos cuencas distintas que no se comunican debajo de los 200 metros, con profundidades de 400 y 600 metros respectivamente. El Canal de Ballenas es la cuenca de mayor profundidad en la Región de las Grandes Islas, con un máximo de 1,500 metros, seguido de la cuenca Delfín y la cuenca de Isla Tiburón con 900 y 500 metros, respectivamente (López et al., 2006). Estos lechos marinos regulan el intercambio de agua entre la región norte y sur del golfo, en el que agua profunda entra a las cuencas de la región norte y agua superficial sale hacia la región sur. El período de mayor intercambio es octubre-noviembre y el mínimo junio-julio. Este intercambio de agua es el responsable de transportar agua profunda rica en nutrientes del océano Pacífico hacia las cuencas altamente productivas de la región norte del golfo (Navarro et al., 2016).

El clima del golfo es más de tipo continental que oceánico, influenciado por las cordilleras al este y oeste que limitan la influencia del viento proveniente del océano Pacífico. Es predominantemente árido, con una precipitación anual menor a los 400 milímetros, además de presentar cielos claros (Vidal, 2004 en Arellano-Peralta y Medrano González, 2013). La temperatura superficial del mar muestra un gradiente norte-sur, siendo la región norte donde se registran los cambios más extremos de manera anual (Soto-Mardones, 1999).

Se han definido cuatro estaciones en el golfo con base en la variabilidad temporal en procesos meteorológicos y oceanográficos relacionados a la productividad primaria. La estación cálida o “condición de verano”, ocurre de julio a octubre, mientras que la estación fría, o “condición de invierno” ocurre de diciembre a mayo. Hay dos períodos de transición, uno en noviembre y otro en junio (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991; Hidalgo-González y Álvarez-Borrego, 2001; Burgos Othón, 2018). En la costa este del golfo, una temperatura superficial del mar menor a 24°C es indicativa de la estación fría, y refleja procesos de mezcla vertical en la columna de agua, como surgencias (Valdez-Holguín et al., 1999).

Los vientos predominantes cambian su dirección a lo largo del año. Mediante imágenes satelitales se encontró que la transición entre los dos patrones predominantes ocurre en mayo (Badán-Dangón et al., 1985). Durante las condiciones de invierno ocurren los “nortes”, vientos del noroeste, mientras que durante las condiciones de verano, el patrón de los vientos se invierte. Los vientos influyen en los fenómenos de mezcla, y la ocurrencia y extensión de las surgencias, generando una alternancia estacional en las surgencias presentes en la costa este y oeste del golfo (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991). Debido a la estratificación de la columna de agua, el efecto de la surgencias en las comunidades de fitoplancton en la costa oeste es menor que al que ocurre en la costa este (Santamaría-del-Ángel et al., 1994). Un motivo adicional para dicho patrón, es que durante verano, el flujo de los vientos y las corrientes superficiales ocurre en direcciones contrarias en la costa oeste (Lluch-Cota, 2000).

Una surgencia es un fenómeno oceanográfico en el que agua fría y rica en nutrientes, proveniente del fondo marino, sube a la superficie y desplaza agua relativamente cálida y con menor cantidad de nutrientes, propiciando un aumento en la productividad biológica. Las surgencias son influenciadas por varios procesos oceanográficos, entre ellos la orientación y fuerza del viento y las corrientes de marea (Brown et al., 2001). Éstas ocurren ampliamente en la Región de las Grandes Islas y al sotavento de las puntas en la costa este durante la estación fría, cuando ocurren los “nortes. Se ha observado que estas surgencias, de algunos días de duración, tiene un efecto marcado en las comunidades de fitoplancton en

la costa este (Santamaría-del-Ángel et al., 1999). La Región de las Grandes Islas presenta las temperaturas superficiales más bajas de todo el golfo (Soto-Mardones et al., 1999), además de tener una productividad primaria alta (Santamaría-del-Ángel et al., 1994).

Las surgencias que se han observado al sur de Isla Tiburón parecen provenir de múltiples procesos dinámicos actuando en conjunto (Badán-Dangón et al., 1985). Los mecanismos responsables tienen que ver con los patrones de circulación de agua profunda, próxima al fondo marino, influenciada por los lechos marinos someros en esta región (López et al., 2006; López et al., 2008), y en menor medida, debido a la mezcla por mareas (Marinone y Lavin, 2003).

El área principal de estudio fue la Región Oriental de las Grandes Islas (ROGI) y aguas adyacentes a Bahía de Kino, localizada en la región norte-central del Golfo de California. Esta zona comprende el sur de la Isla Tiburón, las aguas adyacentes a la Isla San Esteban, Isla Dátil, Isla Cholludo y la Isla de San Pedro Mártir, además del Canal del Infiernillo [Figura 2]. Las rutas de las navegaciones se pueden consultar en el anexo [Anexo 5 Información geográfica de los avistamientos y navegaciones]. En esta área existen corrientes superficiales durante casi todo el año, que en ocasiones dificultaron las navegaciones y la búsqueda de rorcuales. Las corrientes más notorias se encuentran consistentemente cerca de Isla San Esteban, al oeste y noroeste de Isla Tiburón, y entre Isla Dátil e Isla Tiburón.

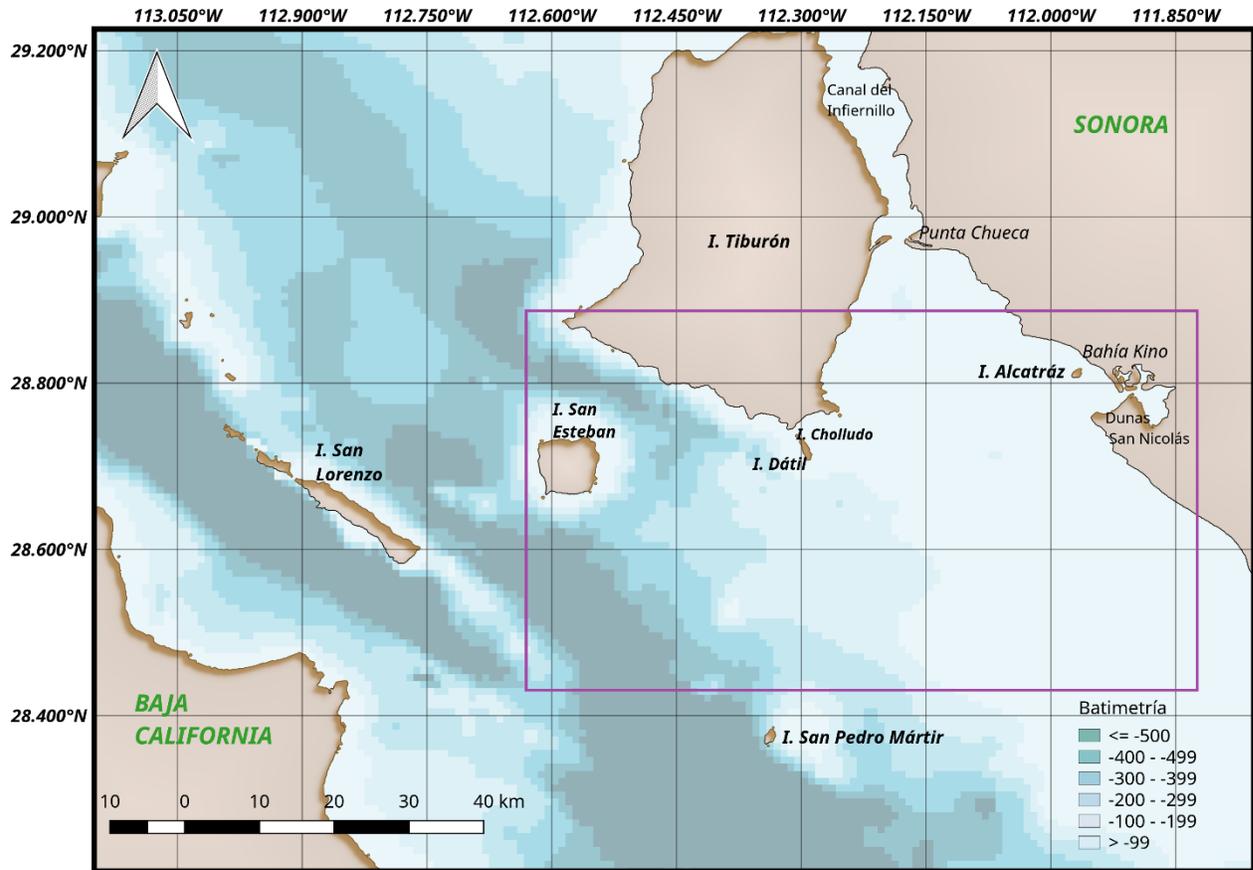


Figura 2. Área de estudio en la Región Oriental de las Grandes Islas del Golfo de California. La zona donde se realizó el mayor esfuerzo de monitoreo está dentro del cuadrado morado. Los nombres de las islas principales aparecen en negritas, las localidades en cursivas, los estados en verde. Mapa realizado usando el programa QGIS 2.18 “Las Palmas”.

2.2 Trabajo de campo

Se realizaron navegaciones sistemáticas, mas no al azar, de diciembre del 2009 a noviembre del 2017. Para ello se ocupó una embarcación pequeña de tipo panga, con un motor de 115 caballos de fuerza. Las navegaciones fueron parte de las actividades de monitoreo del Programa de Mamíferos Marinos del Centro de Estudios Culturales y Ecológicos Prescott College, A.C. en Bahía de Kino, Sonora.

Se realizó una navegación por semana, siempre que las condiciones climáticas fueron propicias para ello; con excepción de durante el mes de agosto, por motivo del cese de actividades del Centro. Los recorridos fueron flexibles. El objetivo de cada salida fue registrar y foto-identificar al mayor número de rorcuales,

así como intentar cubrir toda el área de estudio. El viento fue la variable climática que más influyó en las navegaciones, la cual llevó a modificar la dirección de los recorridos. Cuando se observaron altas agregaciones de rorcuales se buscó realizar monitoreos durante dos, o tres días consecutivos.

En cada navegación había por lo menos 2 observadores, que mantuvieron una búsqueda continua de la superficie del mar, cubriendo un área de 120 grados hacia estribor y babor, tomando como referencia la proa de la panga. El esfuerzo de búsqueda se aplicó desde que se encendió el motor. No se siguieron transectos preestablecidos, más se buscó que los cuatro recorridos de cada mes cubrieran la mayor parte del área de estudio. Los monitoreos se realizaron cuando las condiciones fueron más propicias para avistar rorcuales: con poco mar de fondo y vientos ligeros. Se comenzó a las 8:00. Las embarcaciones usadas fueron de 7 y 12 metros de eslora. En caso de identificar un Beaufort ≥ 3 por más de 20 minutos se daba por terminado el esfuerzo de búsqueda, suspendiendo la navegación.

El material usado fue una bitácora de campo [Anexo 2 Bitácora usada para el registro de datos en campo], binoculares Barska 7x50 mm, un equipo GPS Garmin eTrex 30 y una cámara Cannon EOS 7D con dos lentes Cannon Ultrasonic; uno de 28-135 mm y uno de 70-300 mm. El segundo lente fue el que se ocupó en la mayoría de los casos. Al avistar un rorcual común, se aproximó la embarcación para aplicar la foto-identificación; se tomó el tiempo necesario para tratar de foto-identificar a todos o a la mayoría de los individuos de un grupo. Al terminar el avistamiento se registraron datos de condiciones meteorológicas y de los avistamientos; para cada avistamiento se apuntó la hora inicial y final, el número de individuos, las coordenadas iniciales y finales, y notas conductuales. En caso de realizar avistamientos simultáneos se le dio prioridad al más cercano. En caso de identificar agrupaciones de rorcuales con comportamientos sincronizados, “grupos” (Wilson, 1975), se les dio prioridad sobre agrupaciones sin organización interna.

La técnica de foto-identificación implicó la toma de fotografías de la aleta dorsal de los animales. Se buscó que el ángulo entre el rorcual y la panga fuera completamente perpendicular para tener la mejor perspectiva de cicatrices y muescas, y evitar una distorsión en la proporción de la aleta dorsal. Para lograrlo, se maniobró la panga intentando predecir la posición de los rorcuales con base en la dirección de nado y el patrón de respiración. Se les dio preferencia a las fotografías del lado derecho. En caso de tener oportunidad, adicionalmente se tomaron fotografías del lado izquierdo de la aleta dorsal. En algunos casos sólo fue posible tomar fotografías del lado izquierdo. Al final de cada avistamiento se tomó una fotografía “de corte”, para identificar los límites entre avistamientos, durante el trabajo de gabinete.

En la foto-identificación, una fotografía nítida es esencial para resaltar las características físicas distintivas, por lo cual, fue necesario ajustar la configuración para congelar el movimiento. Con la cámara Canon EOS 7D se utilizaron los modos de PAE (Exposición Automática Programada) o Tv AE (con prioridad a la velocidad de obturación). En este último, el usuario selecciona una velocidad de obturación, y la cámara ajusta automáticamente el valor de la apertura para lograr una exposición correcta. La configuración usada fue la siguiente: Velocidad de obturación = 1/1, 250 s, balance de blancos automático, calidad de grabación de las imágenes Grande/Fina en formato JPEG (con tamaño promedio de archivo de la imagen de 4 MB). El ISO por lo general se mantuvo en 400. El modo de medición fue evaluativo. Se usó el modo de enfoque automático predictivo AF AI Servo. En caso de ser necesario se hizo una compensación de la exposición. El modo de avance fue de disparos en ráfaga a alta velocidad. Dependiendo del grado de iluminación ambiental, se usó un filtro UV y polarizador.

2.3 Trabajo de gabinete

2.3.1 Manejo de la colección fotográfica

El trabajo de gabinete involucró la revisión, selección, organización y comparación de las fotografías. Para organizar, manejar, visualizar, editar y realizar las comparaciones fotográficas se usaron principalmente los programas “ACDSee Pro 3” y ACDSee Photo Studio Standard 2018 en WINDOWS (ACD, 1999) y en ocasiones “Pix” en LINUX. Se trabajaron fotografías del lado derecho y del lado izquierdo de las aletas dorsales.

Al concluir cada salida, se revisaron todas las fotografías; delimitando las correspondientes a cada avistamiento, y eliminando duplicados. La mayor división temporal consistió en el año. Como punto divisorio entre años, se usó el mes de diciembre y noviembre; acorde a la definición de las estaciones climáticas en el golfo: estación fría, cálida, y las dos estaciones de transición. Como ejemplo, el año 2009-2010 es el tiempo transcurrido entre el comienzo de la estación fría-diciembre 2009-, al término de la estación de transición cálida-fría, en noviembre del 2010. Dentro de cada año, se separaron las fotografías de acuerdo a la fecha del monitoreo; y dentro de cada fecha, por fotógrafo. Para nombrar y editar los metadatos se usó “ACDsee Pro3”. El código para nombrar las fotografías fue el siguiente:

Bp_[Fecha:año,mes,día]-S[# Avistamiento]-[C/N]_[# Fotografía]

Donde C/N indica la marca de la cámara; Canon o Nikon. Esta última, usada en ocasiones por fotografías adicionales.

Las fotografías se numeraron consecutivamente, del 1 hasta el 9999. Este número, junto con la fecha, permiten identificar las fotografías de manera inequívoca en la colección. Como metadatos se incluyeron el nombre del fotógrafo y las coordenadas geográficas. Para agregar las coordenadas se utilizó el programa “RoboGeo Georeference Photos v6.3.2”, el cual usa la fecha y la hora, como elementos de referencia para añadir las coordenadas a las fotografías a partir de los recorridos registrados con el GPS. En el caso de que no se contara con un recorrido de GPS, o “track”, para una salida de monitoreo, las coordenadas se tomaron de los waypoints (coordenadas guardadas manualmente en el GPS) de los avistamientos. Por ejemplo, una fotografía del lado derecho de un rorcual común visto en el año 2012-2013 [Figura 3]:



Figura 3. Fotografía de aleta dorsal derecha que se tomó el 11 de abril en el avistamiento 392, con una cámara Canon. El código de la foto-identificación es Bp_20130411-S392-C_9470, pertenece al individuo BPK001.

2.3.2 Comparación fotográfica

El proceso de comparación involucra la siguiente serie de pasos consecutivos: 1) Selección de la mejor fotografía de cada individuo, por avistamiento. 2) Elaboración de una base de datos de las fotografías seleccionadas, divididas por año. Comparación intra-anual y establecimiento de recapturas en dicha base de datos. 3) Elaboración de una base de datos de las mejores fotografías de cada individuo en cada año.

Comparación inter-anual y establecimiento de recapturas en dicha base. 4) Creación de un listado único de foto-identificación, que integre los resultados tanto de fotografías del lado derecho, así como el izquierdo.

2.3.2.1. Selección de la mejor fotografía

Para cada avistamiento se seleccionó la mejor fotografía derecha y/o izquierda de cada individuo, tomando en cuenta: el ángulo perpendicular, la iluminación, el enfoque, la nitidez, el contraste, la proporción del dorso y aleta dorsal visible en el cuadro, y marcas auxiliares para la foto-identificación. La posición de la línea de agua en la base del cuerpo del animal fue usada para determinar el ángulo del animal con respecto al fotógrafo. Las fotografías se agruparon en carpetas de acuerdo al año en que se tomaron. Estas fotografías son las “foto-identificaciones colectadas” en cada año.

2.3.2.2. Comparación intra-anual y establecimiento de recapturas

Se generó una base de datos en Excel con todas las foto-identificaciones colectadas en un año, usando la fecha y el número de fotografía como variables descriptivas. Se creó una base por año. Para el establecimiento de recapturas se compararon las foto-identificaciones de manera pareada. Una vez identificada una recaptura, se estableció la relación en la base de datos al colocar los datos de ambas fotografías en el mismo renglón, y se seleccionó la mejor fotografía para las comparaciones subsiguientes. Los rorcuales distintos observados en un año se denominaron “individuos foto-diferenciados”. Al finalizar el trabajo en todos los años se procedió a la comparación inter-anual.

2.3.2.3 Comparación inter-anual y establecimiento de recapturas

Se elaboró una base de datos con todas las foto-identificaciones de los individuos foto-diferenciados en cada año, usando las variables: año, número y fecha. Se inició comparando las foto-identificaciones de los primeros dos años, estableciendo recapturas de una manera similar a la ya descrita; incluyendo la elección

de la mejor foto de cada individuo. Al terminar, se creó una nueva carpeta con las fotografías seleccionadas. Esta carpeta fue el punto de partida del catálogo fotográfico, conteniendo la mejor foto-identificación de cada rorcual diferenciado, los “individuos foto-diferenciados inter-anualmente”.

La siguiente comparación se realizó entre las fotografías seleccionadas y las foto-identificaciones de los individuos foto-diferenciados del siguiente año. Se repitió el proceso de establecieron de recapturas; actualizando la base de datos, seleccionando la mejor fotografía, y actualizando la carpeta de foto-identificaciones de los individuos foto-diferenciados inter-anualmente. Este proceso se repitió para los demás años. Para facilitar y acelerar el proceso de comparación fotográfica, se identificaron características distintivas de la aleta dorsal y el lomo de los rorcuales. Las características distintivas usadas fueron:

- La curvatura de la punta de la aleta, es decir, lo “falcado” de la aleta dorsal.
- La forma en que termina la aleta (p.ej. punta, semicírculo, o cortada).
- Márgenes íntegros, o la presencia de muescas y el sitio donde se encuentran.
- La posición y cantidad de balanos y rémoras.
- Cicatrices (p. ej. Interacción con artes de pesca, cortes por propelas, mordidas de orcas, toma de biopsias).
- Patrones de coloración permanentes.

Cuando fue posible, se usaron dos monitores para facilitar el proceso de comparación. En el primer monitor se colocó la fotografía de interés, mientras que en el segundo se visualizaron el resto de las fotografías. Las recapturas fueron establecidas de manera visual, y de manera independiente por dos observadores. En caso de existir alguna discrepancia con alguna recaptura, se llegó a un consenso entre los observadores, para establecerla o descartarla oficialmente.

Debido a que la cobertura temporal del monitoreo comprende 8 años, es factible que hayan ocurrido cambios en la apariencia de los rorcuales, entre los que se encuentran infecciones cutáneas y la aparición y modificación de marcas en sus aletas dorsales. Por este motivo, se enfatizó la atención a la forma de la aleta y marcas permanentes, así como algunos patrones de coloración blancos en los lomos de los rorcuales. Marcas no permanentes o transitorias como la presencia y número de balanos (*Xenobalanos globicipitis*), sólo fueron consideradas en las comparaciones intra-anales, donde se observó que eran un

indicador auxiliar útil en las comparaciones a corto plazo, como ha sido reportado por otros autores (Díaz-Guzmán, 2006). Adicionalmente, se tomó en cuenta la fecha entre fotografías durante las comparaciones, debido a la posibilidad de que ocurriesen cambios en la forma o tamaño de cortes o muescas, u otras características de los lomos y aletas dorsales.

En los casos en donde se consideró necesario, se modificaron características de la fotografía como el contraste, la exposición, y/o el espectro de colores o de iluminación, además de la revisión de recapturas previas de los mismos individuos. Sin embargo, en su mayoría se contó con elementos útiles para realizar el proceso de comparación fotográfica. Ambos procesos de comparación, el intra-anual e inter-anual, se realizaron de manera separada para las fotografías del lado derecho y del lado izquierdo de las aletas dorsales.

2.3.3 Listado fotográfico

Todas las foto-identificaciones inter-anales, de ambos lados de la aleta dorsal, se conjuntaron en un listado. La base de datos resultante está compuesta de las siguientes columnas: ID, individuo, año, fecha, fotografía y lado. El ID usado para nombrar a los individuos fue “BPK” seguido de tres dígitos, con el número consecutivo de individuo por orden de aparición. Las letras fueron elegidas por ser las iniciales de *Balaenoptera physalus* Kino.

Para relacionar ambas partes se usó otra base de datos de Excel, en la que se digitalizó información de pares de fotografías derecha-izquierda, originalmente registrada por varios colaboradores del PMM en bitácoras de campo. Esta información indica qué pares de fotografías corresponden al mismo individuo, fue colectada durante los avistamientos, y verificada posteriormente con trabajo de gabinete. Tras digitalizar la información, se actualizaron los identificadores de las fotografías (fecha y número), para cada año, y de manera inter-anual. Es decir, de acuerdo a las comparaciones fotográficas realizadas, se capturo cual era la mejor foto-identificación intra-anual e inter-anual para cada foto-identificación, en en cada año.

Debido a que el interés del trabajo fue generar un catálogo fotográfico y obtener estimaciones de abundancia, no se incluyeron recapturas intra-anales en el listado listado fotográfico. Es decir, si un

individuo fue observado 4 veces en 2009-2010; tres de ellas con fotografías del lado derecho, y una con fotografías del lado izquierdo, el listado sólo contiene dos fotografías del año para ese individuo; la mejor foto-identificación de cada lado. Como era de esperarse, fue posible identificar las fotografías de aletas dorsales izquierdas únicas; foto-identificaciones izquierdas que no estuvieron asociadas a ninguna foto-identificación derecha de manera directa, o a través de sus recapturas izquierdas inter-anales. Como última comparación, se buscó establecer recapturas entre las foto-identificaciones izquierdas únicas y el catálogo de aletas dorsales derechas.

2.3.4 Catálogo fotográfico

A partir del listado fotográfico se generó un catálogo fotográfico digital para la especie en la Región Oriental de las Grandes Islas, el cual contiene la mejor foto-identificación inter-anual, derecha e izquierda, de la aleta dorsal de cada individuo; empezando por la fotografía derecha. Las fotografías del lado derecho se pueden distinguir porque la punta de la aleta dorsal apunta hacia la izquierda, mientras que en las fotografías del lado izquierdo, la punta de la aleta apunta hacia el lado derecho. Se muestra un ejemplo del formato para el catálogo en el anexo [Anexo 4. Catálogo fotográfico].

2.4 Estimación de abundancia

La abundancia se calculó usando modelos abiertos y cerrados de marcaje-recaptura con el programa MARK v.8.2. (<http://www.phidot.org/software/mark/index.html>), el cual emplea modelos lineales generales, matrices de diseño, y funciones de enlace para obtener estimaciones de parámetros de interés poblacional con técnicas numéricas de máxima verosimilitud. Tiene la capacidad de diseñar múltiples sub-modelos a través de modificaciones a la matriz de diseño, que cambian el número y la relación entre parámetros; adicionalmente con el número de parámetros estimados calcula el valor AIC para cada sub-modelo (White y Burnham, 1999; Cooch, 2001; Cooch y White, 2006), lo cual es auxiliar para identificar el caso más parsimonioso para obtener las estimaciones de interés (Burnham y Anderson, 2002).

Ya que el área de estudio comprende una fracción (alrededor del 10%), de la distribución total del rorcual común en el golfo, resalto que “tamaño poblacional” es el número de individuos que se presentaron en el área de estudio durante los períodos de tiempo analizados, tomando en consideración los supuestos de los modelos de marcaje-recaptura usados, y que no se refiere a la abundancia total de la población en el golfo de California.

2.4.1 Historiales de captura

Un historial de captura es una serie de ocho caracteres binarios, donde cada carácter representa un año. Se indicó la foto-identificación de un rorcual en un año con un uno, y la ausencia de un registro con un cero. Se construyeron a partir de la información del listado fotográfico. Al final de cada serie se colocó un “1”, para indicar que su frecuencia fue de uno. Un ejemplo, que codifica que un rorcual se observó en el primer, el segundo y el sexto año es:

11000100 1

Se extrajo la información necesaria para construirlos usando tablas dinámicas en Excel 2013. Se asignó el campo de “Foto” a los renglones y “Año” a las columnas. Los valores de la tabla fueron los conteos de fotografías. Esto generó una matriz ($m \times n$), con el número de foto-identificaciones de cada rorcual por año, donde:

m = individuos foto-diferenciados

n = eventos de captura (año)

Esta tabla se modificó con la función “Buscar y reemplazar” para sustituir los espacios vacíos por ceros, y los demás números por uno. Finalmente, se generaron las cadenas de caracteres que comprenden los historiales. Antes de cada historial se incluyó el ID de cada individuo. Los datos se almacenaron en un documento de texto con extensión (.inp) usando el programa Notepad++, que fue el archivo de entrada usada por MARK.

2.4.2 Máxima verosimilitud

Esta aproximación tiene el fin de determinar los valores más probables de los parámetros de acuerdo a los datos. Es decir $\mathcal{L}(\theta|datos)$, donde θ son los parámetros desconocidos. Los estimadores de máxima verosimilitud tienen propiedades útiles para la aplicación de varias pruebas de inferencia estadística, que permiten evaluar el grado de similitud entre el parámetro estimado y el real [Anexo 3. Propiedades de los estimadores usando máxima verosimilitud]. Para el caso de marcaje-recaptura, la expresión de verosimilitud está en función de los historiales de captura y de su frecuencia. A manera ilustrativa, se muestra la función para el caso de 3 eventos de muestreo, asumiendo que ϕ (probabilidad de supervivencia) y p (probabilidad de captura o detección) son constantes a lo largo del tiempo [Tabla 2]

Tabla 2. Historiales de captura y sus expresiones de probabilidad correspondientes. En la parte de abajo se muestra la función de verosimilitud.

Historial de captura	Probabilidad
111	$\phi p \phi p$
110	$\phi p (1 - \phi p)$
101	$\phi (1 - p) \phi p$
100	$1 - \phi p - \phi (1 - p) \phi p$

$$\mathcal{L} = (\phi p \phi p)^{N^{111}} [\phi p (1 - \phi p)]^{N^{110}} [\phi (1 - p) \phi p]^{N^{101}} [1 - \phi p - \phi (1 - p) \phi p]^{N^{100}}$$

2.4.3 Modelos de marcaje-recaptura

Los modelos de marcaje-recaptura se clasifican en los que tratan a la población de estudio como una población "abierta" o "cerrada". Esta distinción indica la presencia de fenómenos que causen un cambio en el tamaño poblacional entre eventos de muestreo. Una población abierta es aquella en la que el número de individuos cambia en el tiempo y el espacio por nacimientos, muertes, inmigración y emigración. En cambio, en una población cerrada se supone que no ocurre ninguno de estos procesos, por lo que el tamaño poblacional no cambia durante los intervalos de muestreo, que se sugiere sean lo más cortos posibles (Thompson et al., 1998; Amstrup et al., 2005).

Para estimar la abundancia se usa la proporción de individuos observados durante un evento que son recapturas, llamada la “proporción de retorno”, la cual está en función de la probabilidad de detección; y en los modelos abiertos, también de la probabilidad de supervivencia; *proporción de retorno* = $\phi * p$

Existen múltiples combinaciones de estos parámetros que resultan en la misma proporción de retorno, adicionalmente, estos pueden considerarse constantes o variables en el tiempo. Para encontrar los valores más probables de ellos se usó una aproximación numérica de máxima verosimilitud, partiendo de expresar cada historial de captura como una función de dichos parámetros (Cooch y White, 2006) [Tabla 3].

Tabla 3. Probabilidades de dos historiales de captura, como función de los parámetros ϕ y p .

Historial	Probabilidad	Tipo de parámetros	Parámetros
101	$\phi(1 - p)\phi p$	Constantes	2
101	$\phi_1(1 - p_2)\phi_2 p_3$	Variables en el tiempo	4

2.4.4 Modelos cerrados

En los modelos cerrados, el proceso de estimación de abundancia está ligado al proceso de estimar las probabilidades de detección, ya que éstas determinan las frecuencias de los historiales de captura. Los parámetros básicos en estos modelos son p y c , que se refieren a la probabilidad de captura y recaptura respectivamente (Chao y Huggins, 2005). Los modelos cerrados tienen los siguientes supuestos:

- El tamaño poblacional permanece constante durante el período de estudio.
- Los animales no pierden sus marcas.
- Todas las recapturas son identificadas correctamente durante las comparaciones fotográficas.
- Los animales actúan independientemente.

Y tienen los siguientes estadísticos:

k = total de eventos de captura; i.e. ocho

j = año en particular

n_j = ind. foto-identificados en j ;

u_j = ind. nuevos foto-identificados en el evento j

m_j = recapturas en j

M_j = ind. foto-identificados presentes en la población antes de j

M_{k+1} = ind. fotodiferenciados

f_j = individuos foto-ID j veces

Se aplicó el modelo de Otis *et al.* (1978), también llamado de verosimilitud completa, en el que la abundancia está dentro de la expresión de verosimilitud. Como una estrategia para lidiar con la heterogeneidad en las probabilidades de captura y recaptura, se compararon distintos sub-modelos; en este caso se consideraron los tres siguientes (Otis *et al.*, 1978):

- M_0 : La probabilidad de captura y recaptura son las mismas.
- M_b : La probabilidad de captura y recaptura son distintas; es decir, se considera que el proceso de foto-identificación provoca un “cambio conductual” en los rorcuales.
- M_t : La probabilidad de captura y recaptura son las mismas, pero cambian cada año.

Dentro de MARK se eligió una función de enlace “Sin” para los parámetros beta β del modelo lineal. La estimación de varianza se hizo usando el método 2ndPart. Se usó una matriz de identidad como matriz de diseño.

2.4.5 Modelos abiertos

Usados para estudiar poblaciones abiertas, en donde se incluye inmigración, emigración, mortalidad y natalidad. En contraste con los modelos cerrados, adicional al cálculo de la probabilidad de captura p , se calcula la “probabilidad de supervivencia aparente” ϕ ; llamada así, debido a limitaciones técnicas del modelo, por las que no es posible distinguir la mortalidad de la emigración permanente. Se aplicó el modelo de Jolly-Seber en su parametrización POPAN (Jolly 1965; Seber 1965; Pollock *et al.*, 1990; Schwarz y Arnason, 1996; Schwarz y Seber 1999) usando el programa MARK v.8.2. El modelo Jolly Seber hace el

supuesto crítico de que las probabilidades de captura son iguales entre los individuos marcados y no marcados, lo cual es la base para obtener estimaciones de abundancia (Pollock y Apizar-Jara, 2005).

Los supuestos del modelo son (Amstrup et al., 2005):

- La probabilidad de captura de animales marcados y no marcados es la misma en cada evento.
- Todos los animales presentes en el evento j , tienen la misma probabilidad de sobrevivir a $j + 1$.
- Los animales marcados no pierden sus marcas, las cuales siempre se observan.
- La duración de un evento de captura es despreciable en comparación con la duración entre eventos sucesivos.
- La emigración es permanente.
- Los individuos observados en cada evento son una muestra aleatoria de la población que visita la región.

Los parámetros son:

p_j = Probabilidad de captura en el evento j

ϕ_j = Probabilidad de supervivencia del evento j al evento $j+1$

M_j = Total de individuos marcados previo al evento j

U_j = Individuos sin marcar previo al evento j

$N_j = M_j + U_j$ = Tamaño poblacional en el evento j

B_j = Entrantes en el lapso j a $j+1$; se distinguen entre el número bruto y el número neto

Los estadísticos son:

m_j = Individuos marcados que se observaron durante j ; recapturas

u_j = Individuos no marcados que se observaron durante j ; nuevos individuos observados

$n_j = m_j + u_j$ = Individuos observados durante j ; número de foto-identificaciones

R_j = Individuos muestreados que son liberados; en este caso equivalente a al anterior

r_j = Fracción de R_j que son recapturados más adelante

z_j = Individuos marcados que se observan después de j , pero no durante el evento j

Todos los estimadores requieren de la estimación del número de rorcuales marcados M_j ; bajo el supuesto de que las probabilidades de captura son iguales entre individuos marcados y no marcados, se procede a igualar las tasas de recaptura de estos grupos (Amstrup et al., 2005):

$$\frac{z_j}{M_j - m_j} \approx \frac{r_j}{R_j}$$

$$\hat{M}_j = m_j + \frac{R_j z_j}{r_j}$$

La “supervivencia aparente” se calcula como la proporción de rorcuales marcados presentes en el tiempo $j + 1$, con respecto al tiempo j . En este estudio la supervivencia se interpretó como un efecto conjunto, no solo representa el hecho de que un individuo sobreviva entre un año y otro, sino que además se presente en la región de estudio, la “fidelidad al sitio” (Lebreton et al., 1992). Si la fidelidad al sitio no es de uno, los valores obtenidos subestiman la verdadera supervivencia (Schaub y Royle, 2014).

$$\hat{\phi}_j = \frac{\hat{M}_{j+1}}{\hat{M}_j + R_j - m_j}$$

La probabilidad de captura se calculó como la proporción de rorcuales recapturados en j , con respecto al total de rorcuales marcados antes de j .

$$\hat{p}_j = \frac{m_j}{\hat{M}_j}$$

Para obtener la abundancia en el tiempo j se usa el estimador de Petersen-Lincoln, que usa la proporción de los individuos foto-identificados en j que son recapturas. Igualando esta proporción entre la muestra y la población tenemos que $\left(\frac{m_j}{n_j} \approx \frac{M_j}{N_j}\right)$; por lo que:

$$\hat{N}_j = \frac{\hat{M}_j n_j}{m_j} \quad \hat{N}_j = \frac{n_j}{\hat{p}_j}$$

Donde N representa el número de individuos nuevos en la población en un año j . Este estimador no distingue entre reclutamiento y nacimientos. Para obtener la varianza de la abundancia se usó:

$$\text{var}(\hat{N}_j | N_j) = N_j [N_j - E(n_j)] * \left[\frac{M_j - E(m_j) + R_j}{M_j} \left(\frac{1}{E(r_j)} - \frac{1}{R_j} \right) + \frac{N_j - M_j}{N_j E(m_j)} \right]$$

La parametrización POPAN incluye dos parámetros más, la probabilidad de entrada $pent$, y el tamaño súper poblacional. El concepto de superpoblación indica el número total de individuos en el área de estudio entre el primer y último evento de captura, mientras que la probabilidad de entrada indica la probabilidad de que un individuo de la superpoblación se presente en el área de estudio entre el año i e $i+1$, y que sobreviva al evento de captura $i+1$. Por definición la suma de todas las probabilidades de entrada da uno. Se usa la diferencia en el tamaño poblacional estimado entre j y $j+1$, tomando en cuenta las muertes por mortalidad natural $(1 - \phi_j)$ y mortalidad por captura $(n_j - R_j)$. Se usan las probabilidades de entrada y los otros parámetros para estimar el número de entrantes \hat{B} en cada ocasión, y a partir de ellos calcular el tamaño superpoblacional. Estos últimos dos parámetros son parámetros derivados (Schwarz y Arnason, 1996).

$$pent_j = \hat{N}_{j+1} - \hat{\phi}_j [\hat{N}_j - (n_j - R_j)]$$

Número bruto de entrantes en j :

$$\hat{B}_j = \hat{N}_{j+1} - \hat{N}_j (\hat{\phi}_j)^{t_j}$$

Número neto de entrantes en j :

$$\hat{B}_j^* = \frac{\hat{B}_j \ln([\hat{\phi}_j]^{t_j})}{[\hat{\phi}_j]^{t_{j-1}}}$$

$$\hat{N}^* = \hat{N}_1 + \sum_{j=1}^{k-1} \hat{B}_j^*$$

Para el modelo Jolly Seber, la función de verosimilitud es una multinomial que integra la información de todos los historiales de captura observados, y está compuesta de los siguientes tres factores:

$$L = p(\text{primera captura}) * p(\text{recaptura}) * p(\text{pérdida en captura})$$

El sub-modelo general tiempo-dependiente POPAN consiste de ocho eventos de captura, siete probabilidades de supervivencia ($\phi_1: \phi_7$), siete probabilidades de captura ($p_2: p_8$), y ocho probabilidades de entrada ($pent_0: pent_7$) [Figura 4]. Sin embargo, no es posible determinar de manera separada los valores de varios parámetros en este sub-modelo, por lo que el número de parámetros estimables se reduce de 24 a 21 parámetros (Cooch y White, 2006), por lo que se probaron sub-modelos alternos para poder estimarlos. En MARK se usaron distintas funciones de enlace dependiendo del parámetro: para p y ϕ se usó la función Sin, para los $pent$ se usó la función MLogit, y para N la función Log; la estimación de varianza se hizo usando el método 2ndPart. Se usó una matriz de identidad como matriz de diseño.

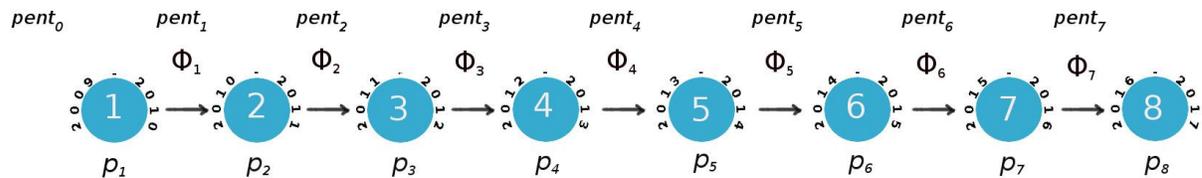


Figura 4. Estructura del sub-modelo general POPAN, donde todos los parámetros varían en el tiempo.

2.4.6 Pruebas de bondad de ajuste

Para evaluar el grado en que los datos cumplen con los supuestos básicos de los modelos de marcaje recaptura, se aplicó una prueba de bondad de ajuste, que comparó el ajuste proveniente de un modelo saturado-un modelo en el que el número de parámetros es igual al número de datos- y el modelo más general de cada set de modelos (Cooch y White, 2006). Este es el primer paso de la modelación, ya que tiene la función de determinar que tan buen punto de partida es el modelo general como punto de comparación con los demás sub-modelos que conformaran un set de modelos (Burnham y Anderson, 2002).

La prueba supone que la desviación entre estos dos modelos sigue una distribución asintótica chi-cuadrada, χ^2 . Por definición, el modelo saturado es el que tiene el mejor ajuste posible. Adicionalmente se calculó un factor de inflación de la varianza, \hat{c} o c-hat, para cuantificar la magnitud de esta desviación. El valor de \hat{c} se usó como un factor de corrección para el paso siguiente de comparación y selección de sub-modelos, y la obtención de las estimaciones de abundancia.

Se usó el programa RELEASE v.3.0, incluido en MARK v.8.2. El programa RELEASE (Burnham et al., 1987) está compuesto por dos pruebas, denominadas TEST2 y TEST3. El TEST 2 revisó el supuesto de homogeneidad entre individuos en la probabilidad de captura. Es sensible para respuestas a corto-plazo al marcaje, y/o emigración temporal. Por otro lado, el TEST 3 revisó el supuesto de homogeneidad en la probabilidad de supervivencia entre, individuos observados por primera vez, e individuos recapturados.

El TEST 3 por su lado tiene dos subcomponentes, TEST3.SR y TEST3.Sm. El primer subcomponente evaluó si la probabilidad de supervivencia de i a $i+1$ difiere si un individuo se había observado antes o no. Mientras que el segundo subcomponente evaluó si hubo una relación entre el momento en que ocurre una recaptura, y el hecho de si esos individuos ya se habían observado antes (Cooch y White, 2006). Se generaron tablas de contingencia por año. Usando los resultados globales, el valor del factor de inflación se obtuvo de la siguiente manera:

$$\hat{c} = \left(\frac{\sum X_{TEST2}^2 + X_{TEST3}^2}{\text{Grados libertad}} \right)$$

La implementación de un factor de inflación conlleva una modificación en los cálculos de AICc, que es posteriormente llamado QAICc debido a que las modificaciones tienen que ver con la teoría de quasi-verosimilitud (Lebreton et al., 1992; Burnham y Anderson, 2002).

Se determinó el ajuste a los supuestos Cormack Jolly Seber, cuya única diferencia con respecto al modelo Jolly Seber está en el supuesto de homogeneidad en la probabilidad de captura. En el caso del modelo JS aplica para todos los individuos, observados y no observados previamente, mientras que en el caso CJS sólo aplica para los individuos marcados (Williams et al., 2002). Esto es parte del funcionamiento normal de RELEASE y lo recomendado en la literatura (Cooch y White, 2006).

2.4.7 Selección de modelos

Se compararon distintos sub-modelos cuya principal diferencia fue en torno al tratamiento de los parámetros como constantes o variables en el tiempo; cada grupo de sub-modelos conformó un “set”; para cada uno se calculó el criterio de información de Akaike, “AIC” (Akaike, 1973), un estimado de la

distancia relativa Kullback-Leibler entre cada sub-modelo y el “mecanismo real” que generó los datos. Esta medida permite comparar sub-modelos dentro de cada set en base al ajuste a los datos, con una penalización en función del número de parámetros empleados. Se consideró como una guía de referencia para la elección del modelo “más parsimonioso” en un sentido matemático únicamente. La finalidad del proceso de selección fue determinar el sub-modelo con la menor pérdida de información dentro de cada set de modelos. El AIC es un índice adimensional, cuya utilidad radica en los valores relativos dentro de un set de modelo; entre menor sea su valor, menor es la pérdida de información de un sub-modelo, por lo cual se considera más apropiado para hacer inferencias (Burnham y Anderson, 2002).

$$AIC = -2 \ln \mathcal{L}(\hat{\theta} | \text{datos}) + 2(\text{número de parámetros})$$

Ya que los sub-modelos tuvieron muchos parámetros en relación con el número de datos ($n/K < 40$; donde n =tamaño de muestra y K =parámetros) de acuerdo a lo recomendado en la literatura (Burnham y Anderson, 2002) se usó la variante AIC_c (Hurvich y Tsai, 1989) que incorpora un término adicional de corrección del sesgo, usando el tamaño de muestra y el número de parámetros. Adicionalmente, al incorporar el factor de inflación de la varianza, \hat{c} , hay una ligera variación en el cálculo de este índice de la siguiente manera (Lebreton et al., 1992; Burnham y Anderson, 2002):

$$QAIC_c = - \left[\frac{2 \log(\mathcal{L}(\hat{\theta}))}{\hat{c}} \right] + 2K + \frac{2K(K+1)}{n-K-1}$$

La última parte de la ecuación es el ajuste por el tamaño de muestra. El cálculo de los valores de AIC_c y la selección se realizó en el programa MARK. Para cada sub-modelo de un set se obtuvo el AIC_c , el ΔAIC_c , el peso de AIC_c , la verosimilitud, el número de parámetros y la desviación. El ΔAIC_c es la diferencia en AIC_c entre el sub-modelo i y el sub-modelo con el valor de AIC más bajo. El peso de AIC_c indica el grado de evidencia a favor de un modelo, se calcula a partir del ΔAIC_c y se trata de una proporción de verosimilitudes corregida para el número de parámetros en el modelo. La columna de verosimilitud es un cociente de pesos de AIC; el peso AIC del modelo de interés y el AIC del mejor modelo en el set. Está ajustado de manera que el valor del peso de todos los modelos en un set sume a 1 (Cooch y White, 2006).

2.5. Análisis de la variación temporal

Para evaluar la variación temporal a lo largo de un año y entre varios años, se realizó un análisis con tasas de encuentro, (te), para el período 2012-2017. Una tasa de encuentro es una medida indirecta de la abundancia, calculada por navegación, que se define como:

$$te = \text{rorcuales observados} / \text{distancia de esfuerzo [km]}$$

Las distancias por navegación se obtuvieron a partir del análisis de las coordenadas colectadas con GPS en el programa RStudio usando el lenguaje R. Al sólo usar datos de los días para los que hay información geográfica, se redujo la ventana temporal al período 2012-2017, en particular a las observaciones entre el día 6 de septiembre del 2012 hasta el 24 de noviembre de 2017.

Este índice usó información adicional a la obtenida mediante foto-identificación, el total de rorcuales avistados. Mediante su comparación temporal se buscó obtener un modelo estacional que cuantificara los cambios en la presencia de rorcuales. Ya que la relación entre las tasas de encuentro y la abundancia no necesariamente es lineal, es útil para comparar estos valores de manera relativa, más no como valores absolutos. Se generó un modelo estacional usando modelos aditivos generalizados (GAMs), relacionando la tasa de encuentro en función del día del año. Se generaron otros tres modelos estacionales con GAMs, que en lugar de la tasa de encuentro usaron los conteos de rorcuales por salida; cada uno usó un tipo de distribución distinta: poisson, quasipoisson y negativa binomial. Tras aplicar los GAM, se extrajeron los valores de conteos predichos por el modelo por día del año, los cuales fueron usados para calcular las tasas de encuentro esperadas estacionalmente.

Para observar los cambios inter-anales con respecto al modelo estacional se obtuvieron los residuales, que se denominaron “anomalías en la tasa de encuentro”. Se calcularon usando la media, y los IC_{95%} de los valores predichos por el modelo estacional; el IC_{95%} se obtuvo como el doble del error estándar.

$$\text{Anomalía en la tasa de encuentro} = \text{tasa de encuentro}_{\text{observada}} - \text{tasa de encuentro}_{\text{esperada}}$$

Estos residuales representaron anomalías inter-anales con respecto a la tasa de encuentro estacional, que fueron analizados para evaluar tendencias de cambio entre años a lo largo del período 2012-2017.

2.5.1 Revisión de datos geospaciales

Como control de calidad para los datos de GPS se revisó la integridad de los tracks, se eliminaron duplicados y se reconstruyeron segmentos o tracks a partir de los Waypoints colectados y notas de campo, usando el programa Google Earth Pro (16 parcialmente reconstruidos, 4 totalmente reconstruidos, 184 en total). En algunos casos el esfuerzo de monitoreo terminó en el mar. Se revisaron los comentarios en las hojas de bitácoras de campo para verificar que fuera debido a condiciones ambientales u otros fenómenos, y no por errores en la captura de los datos.

2.5.2 Trabajo en R

Se usó el lenguaje R v.3.5.0 a través de RStudio v.1.1.447 para extraer la información espacial de los tracks de las navegaciones, relacionar la información espacial de tracks y avistamientos, y aplicar los GAMs. En total se desarrollaron tres scripts para este análisis [Tabla 4]. Para facilitar la redacción, se usan letras mayúsculas para referirse a los scripts, y letras minúsculas para las bases de datos.

Tabla 4. Nomenclatura para los códigos y las bases de datos

Script		Base de datos		Función
Clave	Nombre	Clave	Nombre	
A	process_tracks_kino.R	a	tracks_kino.csv	Construcción de base de datos de coordenadas de recorridos de navegaciones
		a2	sightings_kino_bay_bp.csv	Base geoespacial de avistamientos
B	daily_analysis_bp_counts.R	b	df_daily_eff.csv	Cálculo de tasas de encuentro, ajuste de GAM's y elaboración de gráficos

La base de datos "a" contiene información espacial del esfuerzo de navegación. Está compuesta principalmente por 5 variables: latitud, longitud, año, mes y día. Las coordenadas se guardaron en grados decimales. Se construyó de manera automatizada con el script "A", el cual las extrajo de 184 archivos de formato *.kml, uno por cada navegación. La base de datos "a2" contiene información espacial de los avistamientos, se construyó manualmente, a partir de los datos de avistamientos del Programa de

Mamíferos Marinos. Contiene las mismas 5 variables con la adición del tamaño de grupo: el número de individuos observados por avistamiento. El cálculo de las tasas de encuentro, el ajuste de los GAMS y las gráficas se hicieron en el script "B". El GAM se aplicó usando el paquete *mgcv* v.1.8-23 "Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness" escrito por Simon Wood; donde:

$$\text{estacional} = \text{tasa encuentro} \sim s(\text{día del año})$$

Capítulo 3 - Resultados

3.1 Esfuerzo de monitoreo y avistamientos

Se realizaron 287 navegaciones, observando rorcuales comunes en 143 de ellas. En total, se acumularon 1,924.41 horas de esfuerzo. Se registraron 456 avistamientos, en los que se observaron 1,082 rorcuales, 12 de ellos crías. La técnica de foto-identificación se aplicó en 407 avistamientos, representando un 90.14 % del total de avistamientos.

La duración promedio de esfuerzo por navegación fue de 6.7 horas, la variación del esfuerzo por día y por año se muestra en la [Figura 5]. Se tomaron por lo menos 18,011 fotografías de *B. physalus*. En algunas navegaciones se contó con la participación de hasta 3 fotógrafos en la misma panga, sin embargo en la mayoría de ellas sólo hubo un fotógrafo. Hubo variación considerable en el número de foto-identificaciones por año, un indicador indirecto de la presencia de rorcuales en el área, pero que también se debe, a que en ciertos años hubo más fotografías [Tabla 5].

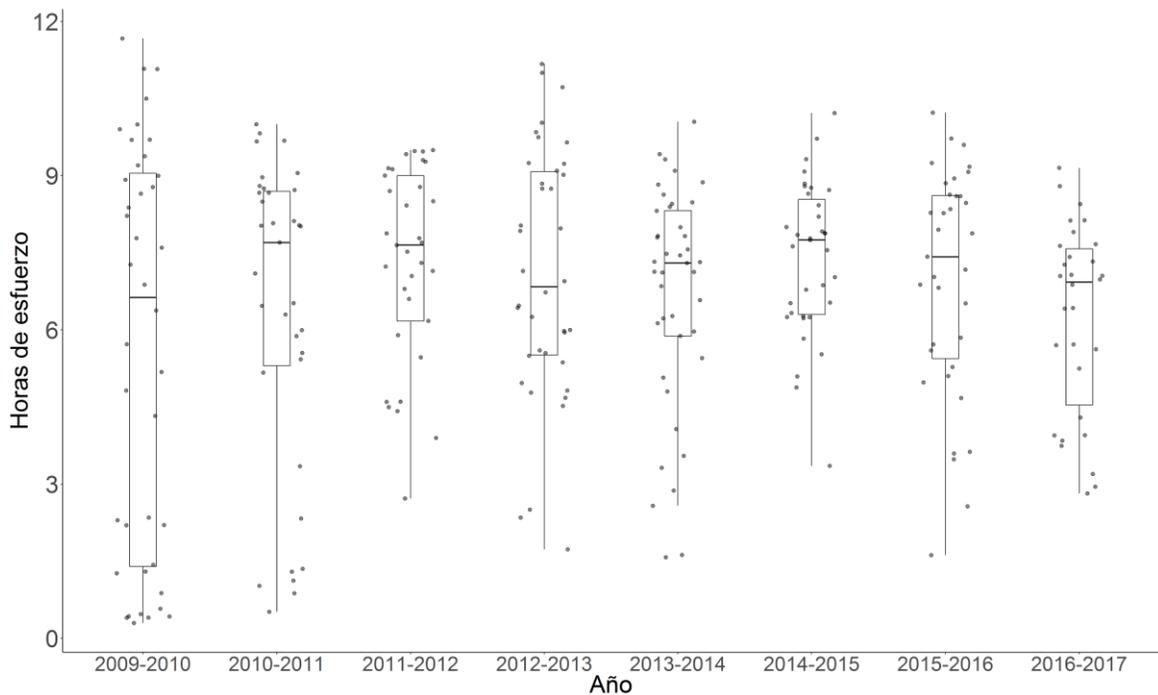


Figura 5. Esfuerzo de navegación por año, cada punto es una salida. Las cajas muestran la media, el 1^{er} y 3^{er} cuartil; la amplitud es el rango inter cuartil (RIQ). Los bigotes se extienden hasta las observaciones más distantes, no más allá de 1.5*RIQ.

Tabla 5. Esfuerzo de navegación y número de fotografías tomadas por año.

	2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	2015-2016	2016-2017	TOTAL
Navegaciones	40	35	33	38	41	35	35	30	287
Horas acumuladas	227.05	223.58	241.06	269.35	273.97	258.75	243.83	186.82	1,924.41
Fotografías	5,698	1,159	*	1,188	4,284	2,778	2,236	404	18,011

* Por problemas con la base de datos se desconoce la cifra

Para determinar si había una diferencia entre las horas de esfuerzo por año, se buscó aplicar un ANOVA de una vía para comparar las medias. Para evaluar el supuesto de homogeneidad de varianzas entre años se usó el test de Levene, el cual rechazó la hipótesis nula de homogeneidad de varianzas ($F=1.41$, valor- $p = 1.41 \times 10^{-9}$). Para evaluar el supuesto de normalidad, se usó el test de Shapiro-Wilks, en donde también se rechazó la hipótesis nula de que los datos provienen de una distribución normal ($W=0.967$, valor- $p=4.031 \times 10^{-6}$). Al determinar que los datos entre años son heterocedásticos y no-paramétricos, se aplicó el ANOVA de Welch ($F=2.05$, valor- $p=0.054$), usando un valor nominal de significancia $\alpha=0.05$, las diferencias de horas de esfuerzo entre años nos son consideradas estadísticamente significativas.

Posteriormente se aplicó un test-t pareado sin homogeneidad de varianzas, con la corrección para múltiples comparaciones "BH" (Benjamini y Hochberg, 1995). En ningún caso el valor-p estuvo por debajo del valor nominal de α , por lo que estos resultados apoyan estadísticamente la idea de que el esfuerzo aplicado por año fue similar [Tabla 6].

Tabla 6. Tabla de valores-p para las comparaciones pareadas-t entre años en cuanto al número de horas de esfuerzo. En ningún caso se observó una diferencia menor al nivel nominal de $\alpha=0.05$.

	2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	2015-2016
2010-2011	0.589	-	-	-	-	-	-
2011-2012	0.184	0.372	-	-	-	-	-
2012-2013	0.319	0.563	0.755	-	-	-	-
2013-2014	0.372	0.738	0.412	0.615	-	-	-
2014-2015	0.184	0.319	0.833	0.658	0.319	-	-
2015-2016	0.319	0.589	0.658	0.833	0.700	0.589	-
2016-2017	0.615	0.833	0.184	0.319	0.589	0.184	0.372

Se realizaron navegaciones durante todas las estaciones en todos los años. La mayor parte del esfuerzo ocurrió en la estación fría, con 160 navegaciones y 1,012.8 horas de esfuerzo de observación. La estación

de transición II, la cual corresponde al mes de noviembre, fue en la que se acumuló menor esfuerzo, con 27 salidas y 181.2 horas de esfuerzo [Tabla 7] [Figura 6]. Cabe mencionar que la estación fría es la más larga del año, comprendiendo seis meses, en comparación con la estación cálida, que sólo dura cuatro.

Tabla 7. Esfuerzo de navegación acumulado de 2009 a 2017, dividido por estación.

<i>Estación</i>	<i>Cantidad de navegaciones</i>	<i>Horas</i>	<i>Avistamientos</i>
Fría	160	1012.8	355
Transición I	30	238.6	36
Cálida	70	491.8	40
Transición II	27	181.2	44

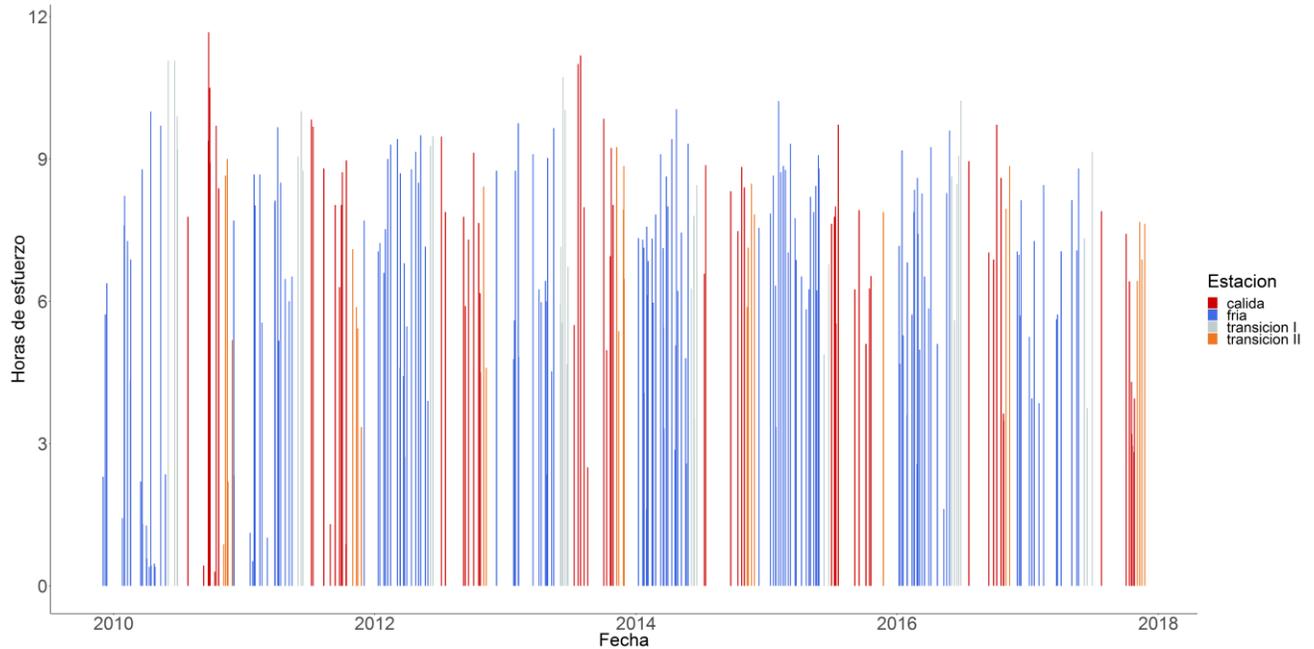


Figura 6. Horas de esfuerzo en cada salida, coloreadas por estación, en el período 2009-2017.

El año con más avistamientos fue 2013-2014, con 128, mientras que 2016-2017 fue el año con menos avistamientos, con 10; la distribución de avistamientos a lo largo de los años fue irregular [Figura 7]. El tamaño de grupo más frecuente fue de 2 individuos [Figura 8].

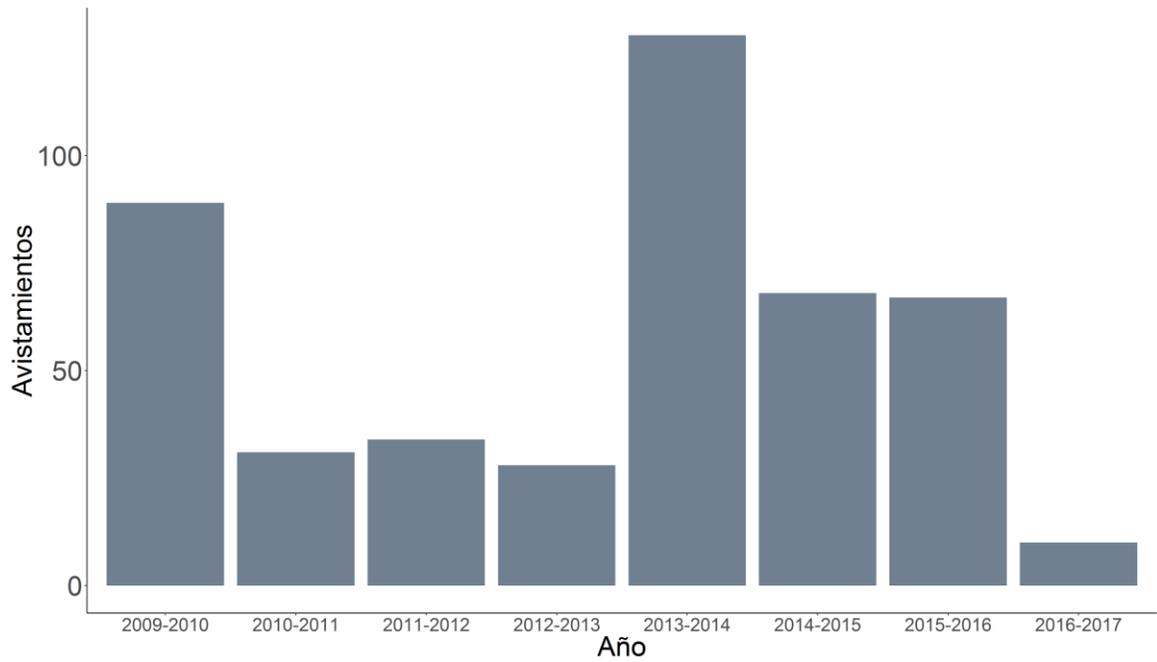


Figura 7. Avistamientos por año.

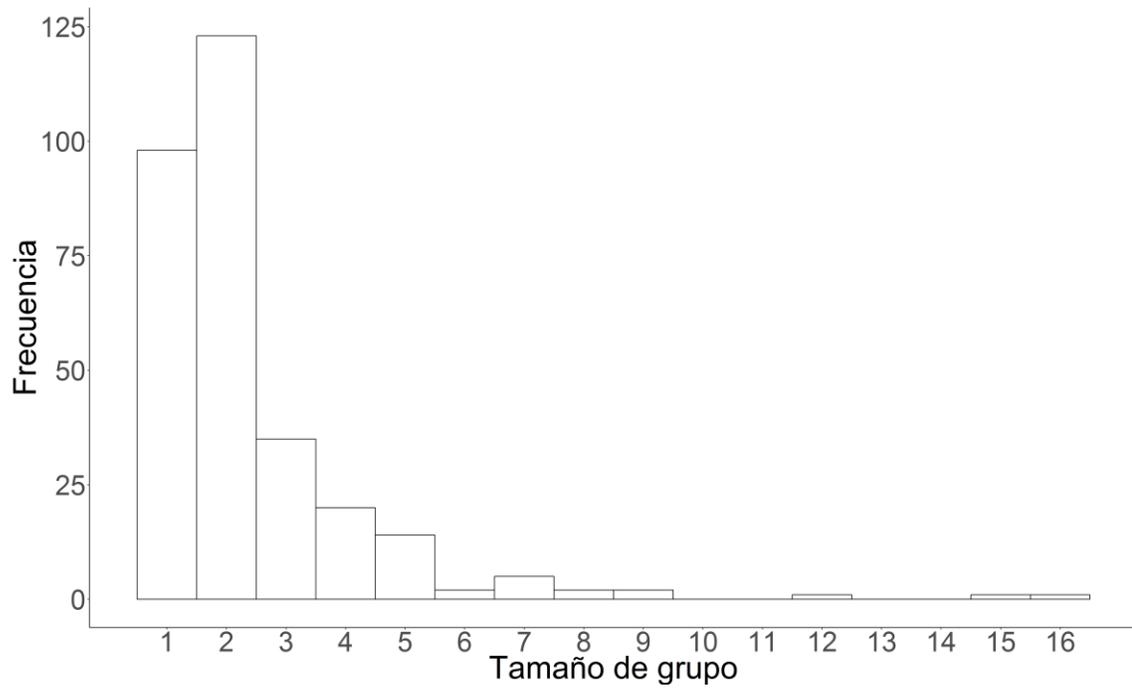


Figura 8. Histograma del tamaño de grupo, el número de rorcuales observados por avistamiento.

3.2 Individuos foto-identificados y foto-diferenciados

3.2.1 Comparación intra-anual

En total se foto-identificaron 1,243 rorcuales comunes. Se obtuvieron más foto-identificaciones de aletas dorsales del lado derecho que del izquierdo. Para ambos lados el mayor número de fotografías se tomó en 2013-2014, y el menor en 2016-2017. Usando fotografías del lado derecho de la aleta dorsal se foto-identificaron 883 individuos y se encontraron 204 recapturas, resultando en 601 rorcuales comunes observados en total [Tabla 8]. Con fotografías del lado izquierdo se foto-identificaron 360 individuos y se determinaron 72 recapturas, resultando en 281 rorcuales comunes observados [Tabla 9].

Tabla 8. Resumen de las recapturas intra-anual de aletas dorsales derechas de rorcuales comunes.

	2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	2015-2016	2016-2017
Foto-identificaciones	182	70	46	50	224	162	136	13
Recapturas	24	7	8	7	71	44	43	0
Rorcuales sin recapturas	98	57	30	36	89	77	47	13
Rorcuales con recapturas	30	6	7	6	51	33	29	0
Rorcuales distintos observados	128	63	37	42	140	103	76	13

Tabla 9. Resumen de las recapturas intra-anual de aletas dorsales izquierdas de rorcuales comunes.

	2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	2015-2016	2016-2017
Foto-identificaciones	61	43	18	25	107	67	36	3
Recapturas	13	8	1	3	26	15	6	0
Rorcuales sin recapturas	35	25	17	19	55	39	27	3
Rorcuales con recapturas	8	9	1	3	23	11	3	0
Rorcuales distintos observados	46	34	17	22	78	51	30	3

3.2.2 Comparación inter-anual

En total se compararon 601 foto-identificaciones del lado derecho y 281 del lado izquierdo. En todos los años posteriores a 2009-2010 se identificaron recapturas, siendo 2013-2014 el año en que se establecieron más recapturas para ambos lados, con 61 en el caso de derechas, y 33 en el caso de izquierdas. El mayor número de recapturas se dio entre los años 2009-2010 y 2013-2014, con 39 y 15 recapturas respectivamente [Tabla 10].

Tabla 10. Recapturas entre años. Los datos sobre la diagonal son de la comparación usando foto-identificaciones derechas, mientras que debajo de la diagonal son las foto-identificaciones del lado izquierdo.

		Año							
		2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	2015-2016	2016-2017
Año	2009-2010		6	1	4	15	2	5	0
	2010-2011	20		2	2	5	5	3	1
	2011-2012	9	5		1	4	4	4	0
	2012-2013	19	6	3		8	4	1	0
	2013-2014	39	9	12	4		5	3	1
	2014-2015	20	6	10	4	15		3	0
	2015-2016	22	6	7	2	10	5		0
	2016-2017	0	1	0	0	4	2	2	

Tras el proceso de comparación usando foto-identificaciones de aletas dorsales derechas, se foto-diferenciaron 360 rorcuales, y se identificaron 235 recapturas inter-anales [Figura 7]. Con las fotografías izquierdas se foto-diferenciaron 195 rorcuales, que presentaron 85 recapturas [Figura 8].

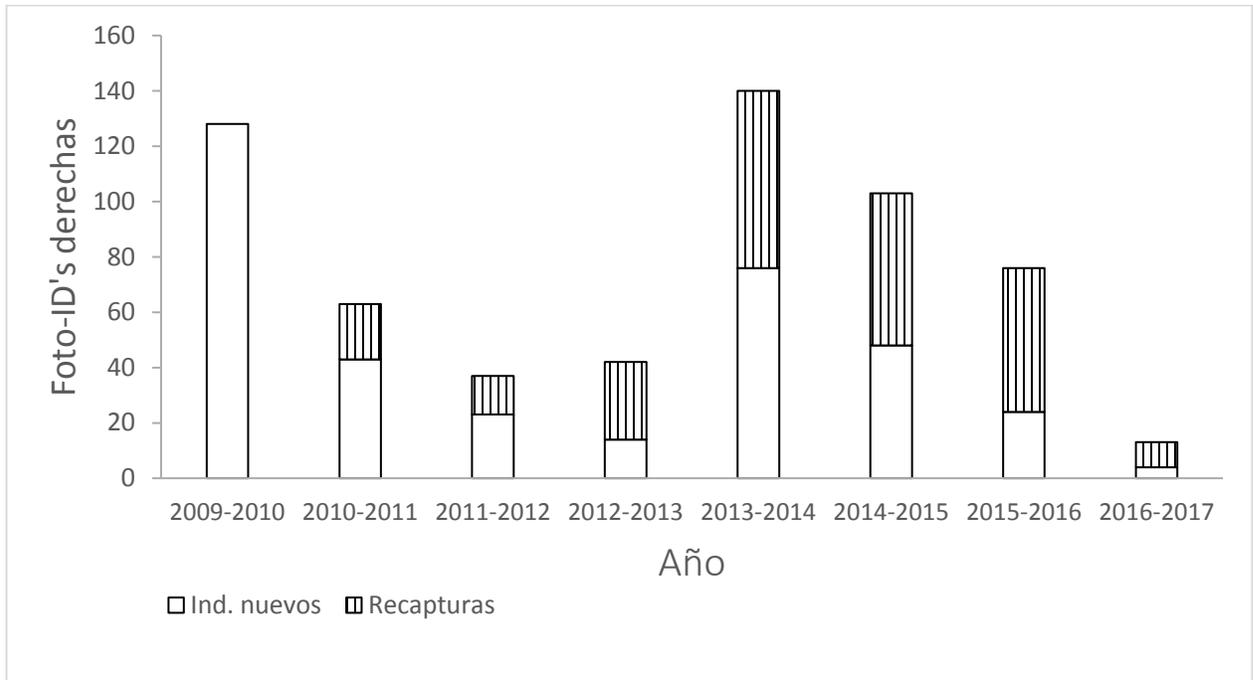


Figura 7. Foto-identificaciones de aletas dorsales derechas en el proceso inter-anual.

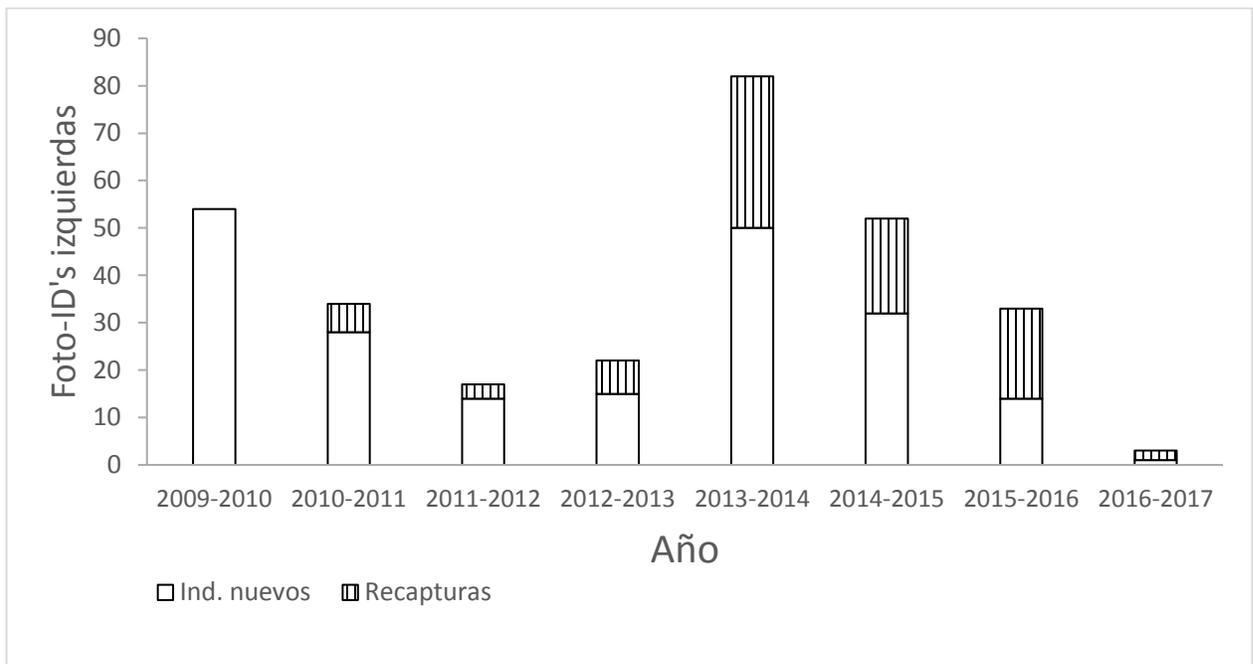


Figura 8. Foto-identificaciones de aletas dorsales izquierdas en el proceso inter-anual.

3.2.3 Listado de recapturas

El listado se formó con 873 fotografías de 369 rorcuales comunes distintos. El listado se conformó de 600 fotografías de aletas dorsales derechas provenientes de 360 individuos distintos, y 273 fotografías de aletas dorsales izquierdas de 188 individuos distintos. Hay 179 individuos con fotografías de ambos lados, 181 rorcuales para los que sólo se cuenta con fotografías del lado derecho, y 9 para los que sólo se cuenta con fotografías del lado izquierdo.

La mayoría de los individuos (224) sólo se capturaron una vez, 79 individuos dos veces, 34 individuos tres veces, 17 individuos cuatro veces, 11 individuos cinco veces, y 3 individuos seis veces. No hubo ningún individuo que se observara en siete, o en los ocho eventos de captura [Figura 9]. Es importante resaltar que para el listado sólo se tomó en cuenta una foto-identificación de cada individuo, por lo que no se contaron las recapturas intra-anales.

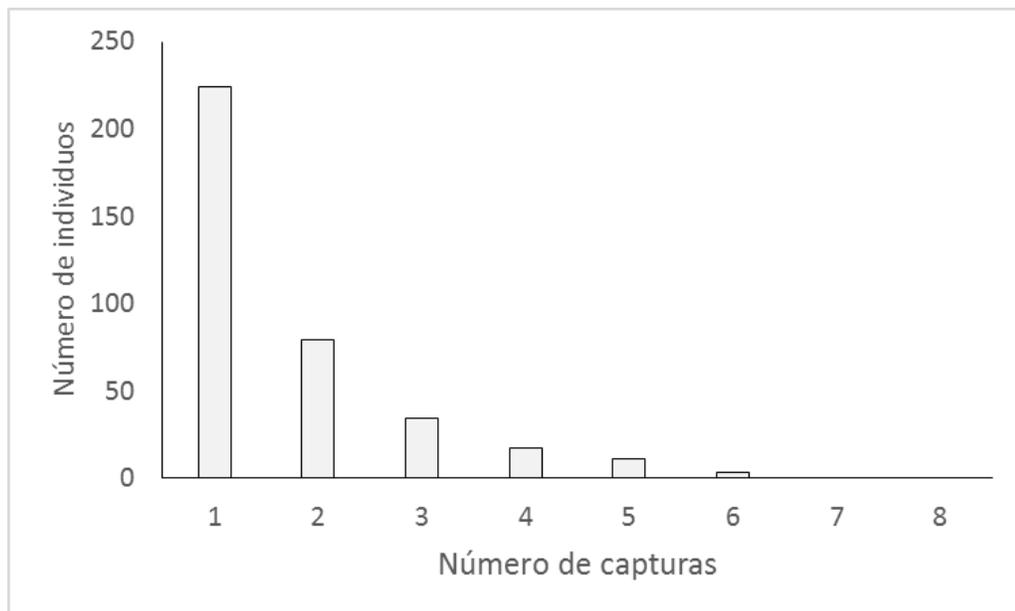


Figura 9. Histograma del número de capturas inter-anales por individuo.

La identificación de individuos nuevos con respecto a las foto-identificaciones comparadas mostró períodos irregulares de incremento. El año 2009-2010 fue donde se observaron más individuos nuevos, seguido de los años 2013-2014, 2014-2015 y 2010-2011 [Figura 10].

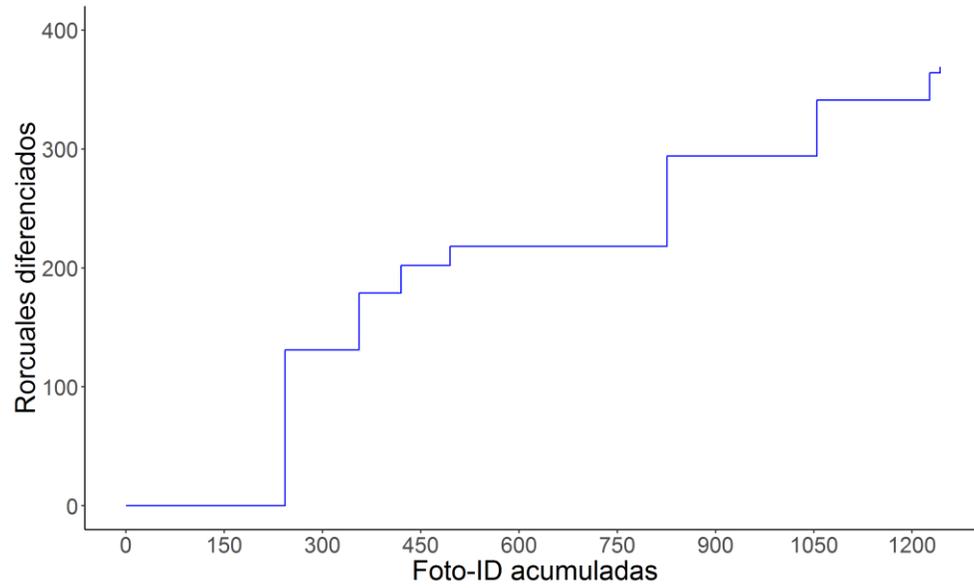


Figura 10. Rorcuales diferenciados contra foto-identificaciones acumuladas. Cada nivel corresponde a un año. La longitud muestra las foto-identificaciones comparadas, y la altura la contribución a los individuos presentes en listado fotográfico.

3.3 Estimación de abundancia por modelos de marcaje-recaptura

3.3.1 Historiales de captura

Se obtuvieron 369 historiales de captura, de los cuales, 68 (18.43%) son únicos. La información contenida en los historiales se muestra en la matriz *m-reducida*, obtenida en el programa RELEASE versión 3.0. dentro de MARK v. 8.2 [Tabla 11].

Tabla 11. Matriz *m-reducida* de los historiales de captura. i, j = años. $R(i)$ = ind. observados; $m(i, j)$ = ind. observados en i que se recapturaron por primera vez en j ; $r(i)$ = recapturas en i ; $m(j)$ = recapturas en j ; $z(j)$ = ind. observados previo y después a j , pero no durante j .

Año i	$R(i)$	$m(i, j)$							$r(i)$
		2010- 2011	2011- 2012	2012- 2013	2013- 2014	2014- 2015	2015- 2016	2016- 2017	
2009-2010	131	21	5	14	15	5	5	0	65
2010-2011	69	-	11	8	12	5	2	0	38
2011-2012	39	-	-	8	17	5	0	0	30
2012-2013	46	-	-	-	25	4	1	0	30
2013-2014	145	-	-	-	-	38	13	5	56
2014-2015	104	-	-	-	-	-	34	2	36
2015-2016	78	-	-	-	-	-	-	2	2
$m(j)$		21	16	30	69	57	55	9	
$z(j)$		44	66	66	27	26	7	0	

A continuación se muestran algunos valores que resumen la información contenida en los historiales y que son la base para los modelos de marcaje-recaptura [Tabla 12].

Tabla 12. Resumen de los historiales de captura.

Variable	Año							
	2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	2015-2016	2016-2017
m	0	21	16	30	69	57	55	9
z	0	44	66	66	27	26	7	0
R	131	69	39	46	145	104	78	
r	65	38	30	30	56	36	2	

m = recapturas; z = individuos vistos antes o después de un año, pero no durante ese año; R = individuos observados; r = animales de R que son vistos subsecuentemente.

3.3.2 Pruebas de bondad de ajuste de los modelos generales

Usando RELEASE se obtuvo un valor $X^2_{(TEST2+TEST3)} = 51.1913$, con 22 grados de libertad y un valor $p=0.004$. El estimado de c -hat fue de $\hat{c} = 2.3268$, el cual se usó como factor de corrección para cada set de modelos. Este resultado indicó que los datos no se ajustan a los supuestos del modelo general de marcaje-recaptura Cormack Jolly Seber; Se revisan los resultados de cada subcomponente y de tablas de contingencia en cada uno, para evaluar las posibles causas.

Para el TEST2 global que prueba el supuesto de heterogeneidad en la probabilidad de captura entre los individuos observados, no se detectó una diferencia estadísticamente significativa con un nivel nominal $\alpha=0.05$. Resalta el caso del año 2014-2015, donde la diferencia entre los valores esperados y observados fue particularmente baja, indicado por el valor de X^2 observado [Tabla 13].

Tabla 13. Resumen de los resultados del TEST 2.

Año	Componente	X^2	Grados de libertad	Valor-p	Datos suficientes
2010-2011	2.C2	5.094	4	0.2778	Si
2011-2012	2.C3	4.623	3	0.2016	Si
2013-2014	2.C4	3.026	2	0.2203	Si
2014-2015	2.C5	0.0535	1	0.8171	Si
2015-2016	2.C6	2.424	1	0.1194	Si
Global	TEST 2	15.167	11	0.175	-

El valor global del TEST2 es la suma de los valores de cada año.

En cuanto al TEST3, que evalúa el supuesto de homogeneidad en “supervivencia aparente” entre los individuos marcados, la prueba general de los subcomponentes detectó una desviación estadísticamente significativa. Este test está subdividido en dos fracciones. En la fracción TEST3.SR se encontró una desviación estadísticamente significativa para los años 2013-2014, 2014-2015 y 2015-2016; para la fracción TEST3.Sm la desviación sólo se observó en el año 2015-2016. Importante el rechazo a la hipótesis nula no fue sistemático a lo largo de los años. Por otro lado, resaltan los casos de los componentes 3.SR3 y 3.Sm2 donde las diferencias entre los valores esperados y los observados fueron muy pequeñas [Tabla 14].

Tabla 14. Resumen de los resultados del TEST 3 del programa RELEASE, que evalúa el supuesto de homogeneidad en la “supervivencia aparente” entre individuos marcados.

Año	Componente	χ^2	Grados de libertad	Valor-p	Datos suficientes
2010-2011	3.SR2	1.11	1	0.293	Si
2011-2012	3.SR3	0.0565	1	0.8121	Si
2013-2014	3.SR4	3.87	1	0.049	Si
2014-2015	3.SR5	7.51	1	0.006	Si
2015-2016	3.SR6	15.18	1	0.000	Si
2016-2017	3.SR7	2.98	1	0.084	No
General	3.SR	30.65	6	0.000	-
2010-2011	3.Sm2	0.0015	1	0.9689	Si
2011-2012	3.Sm3	0.17	1	0.678	Si
2013-2014	3.Sm4	0.33	1	0.565	No
2014-2015	3.Sm5	0.34	1	0.558	Si
2015-2016	3.Sm6	4.53	1	0.033	No
General	3.Sm	5.38	5	0.3858	-
Global	TEST 3	36.02	11	0.0003	-

Los valores globales del TEST3 son la suma de los valores los componentes. Los valores $p < 0.05$ se muestran en negritas

Para evaluar las posibles causas de las desviaciones significativas, y tener una idea de la magnitud de la diferencia se observaron los casos particulares. A manera de ejemplo, se muestra el caso del TEST3.SR5 (año 2013-2014); se observaron 145 rorcuales de los cuales 69 se habían visto antes y 76 fueron individuos nuevos. De los 69 individuos que ya habían capturado antes, 35 se recapturaron en otro año, 34 no se recapturaron posteriormente. De los 145 rorcuales observados, 56 se recapturaron posteriormente, mientras que 89 no se recapturaron posteriormente [Tabla 15].

Tabla 15. Tabla de contingencia de animales capturados en la “ocasión 5”, el año 2013-2014.

	Recapturados posteriormente	No recapturados posteriormente	
Observado	35	34	69
Esperado	26.6	42.4	
Contribución al χ^2	2.6	1.6	
Observado	21	55	76
Esperado	29.4	46.6	
Contribución al χ^2	2.4	1.5	
	56	89	145

$$\text{Contribución al } \chi^2 = (O - E^2)/E$$

$$\chi^2 = 8.1361, g.l=1, p = 0.0061$$

Aunque la prueba general indico una desviación estadísticamente significativa de los supuestos CJS, esto solo se presentó de manera grupal en el sub-componente TEST3.SR, donde no se observó de manera sistemática en las distintas ocasiones. Esta evidencia indicó que la causa más probable del desajuste fuera por variación extrabinomial, y no por problemas estructurales del modelo general. Por lo tanto, tras aplicar el factor de corrección \hat{c} , se procedió a comparar entre sub-modelos para ambos casos de marcaje-recaptura, partiendo del modelo general propuesto, donde todos los parámetros variaron en el tiempo.

3.3.3 Modelos cerrados

Se generaron tres sub-modelos para conformar el set. La diferencia entre el primer sub-modelo y los otros dos fue amplia, prácticamente todo el peso de $QAIC_c$ fue para el modelo M_t . Esto indica que el sub-modelo que incorporó un efecto temporal fue el que mostró la relación más parsimoniosa del set [Tabla 16].

Tabla 16. Set de modelos cerrados, del tipo Otis *et al.* (1978) evaluados en el programa MARK.

Modelo		$QAIC_c$	$\Delta QAIC_c$	Peso $QAIC_c$	Verosimilitud	Parámetros	Desviación
M_t	$N, p(t)=c(t)$	-952.61	0	1	1	9	261.92
M_b	$N, p(\cdot), c(\cdot)$	-733.61	218.99	0	0	3	492.97
M_0	$N, p(\cdot)=c(\cdot)$	-726.30	226.30	0	0	2	502.28

En el sub-modelo M_t la probabilidad de captura es igual a la probabilidad de recaptura. Los valores para estos parámetros variaron entre 0.0293, y 0.3037 entre años [Figura 11].

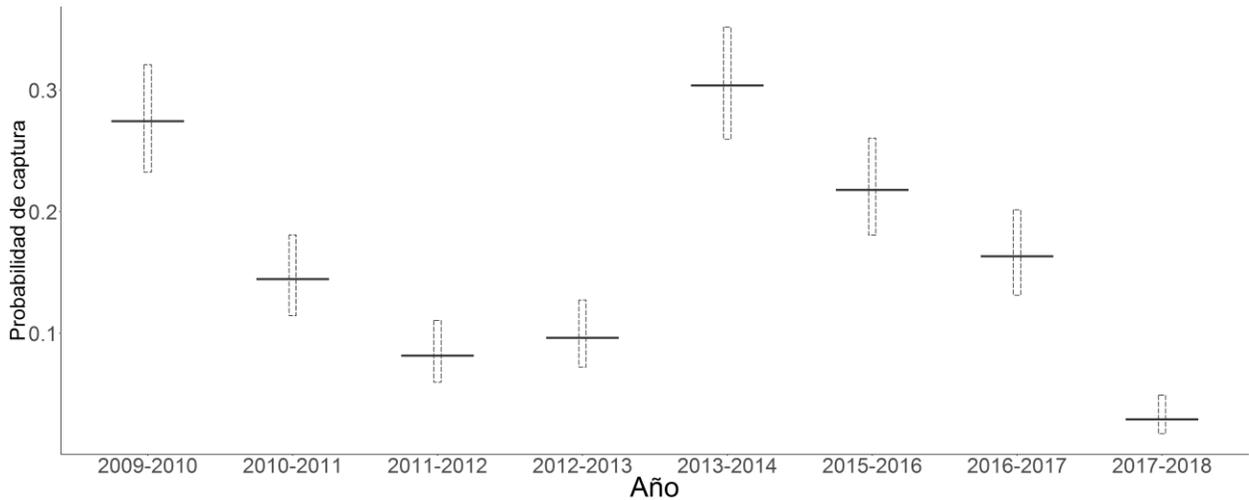


Figura 11. Probabilidades de captura en el submodelo M_t .

La estimación de abundancia para el sub-modelo M_t arrojó un valor de $\hat{N} = 477.31$, con un $IC_{95\%} = 449.153 - 515.359$. El número de individuos que no se vieron, según este sub-modelo fueron $f_0 = 108.31$ con un $SE = 16.73$. Las estimaciones de abundancia generadas en los otros dos sub-modelos tuvieron valores cercanos, con medias de 430 y 491 individuos respectivamente [Tabla 17]. Estas estimaciones indican el número de individuos que llegaron a estar presentes en el área de estudio durante los ocho años de estudio, sin hacer referencia a un año en particular. No sugiere que todos estos individuos puedan presentarse en el área al mismo tiempo, sino que a lo largo del estudio llegaron a estar presentes en el área; tomando en cuenta el sesgo producido por el uso de este tipo de estimador en esta área y con esta duración de muestreo.

Tabla 17. Estimaciones de abundancia para los sub-modelos cerrados del tipo Otis *et al.* (1978).

Sub-modelo	\hat{N}	Error estándar	IC _{95%}
M_t	477.31	16.73	449.15 – 515.36
M_b	430.71	16.79	405.55 – 473.19
M_0	491.17	18.163	460.44 – 532.24

Como una medida visual del ajuste logrado por el modelo M_t , se graficaron los residuales para cada historial de captura. Los residuales no parecen seguir una tendencia sistemática, ya que se sitúan por encima y debajo del cero. Sin embargo, la mayoría de los puntos fuera de los intervalos cercanos al cero

son positivos (15 en comparación con 1). Esto sugiere que hay una señal determinista en los datos que no está siendo usada en este modelo [Figura 12].

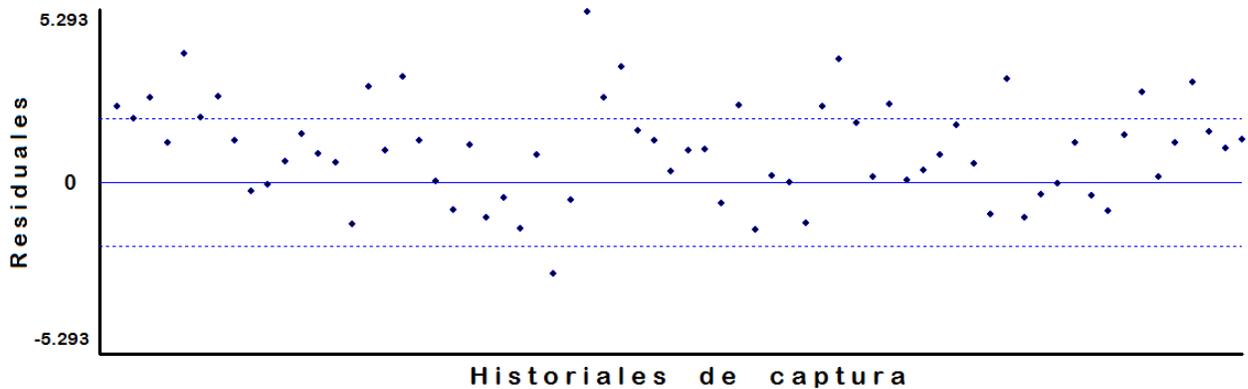


Figura 12. Residuales de la desviación para el sub-modelo M_t . Cada punto corresponde a un historial de captura único, por lo que hay 68 puntos. Gráfico generado dentro del programa MARK.

5.3.4 Modelos abiertos

Se generaron 4 sub-modelos en el set. El sub-modelo más parsimonioso del set fue $\{p(t), \phi(\cdot), \text{pent}(t), N\}$, en el cual se consideró que la supervivencia aparente era variable en el tiempo, pero compartida en cada ventana temporal por todos los individuos. Los sub-modelos se numeraron de acuerdo a su grado de soporte por la función de verosimilitud usando numerales romanos, del I al IV [Tabla 18].

Tabla 18. Set de modelos generados con el modelo Jolly Seber POPAN, analizado con el programa MARK.

Número	Sub-modelo	QAIC _c	Δ QAIC _c	Peso QAIC _c	Verosimilitud	Parámetros	Desviación
I	$\{\phi(\cdot), p(t), \text{pent}(t), N\}$	597.236	0	0.9868	1	14	-462.62
II	$\{\phi(t), p(\cdot), \text{pent}(t), N\}$	607.226	9.99	0.00668	0.0068	12	-448.4516
III	$\{\phi(t), p(t), \text{pent}(t), N\}$	607.276	10.04	0.00652	0.0066	21	-467.4224
IV	$\{\phi(\cdot), p(\cdot), \text{pent}(t), N\}$	635.961	38.72	0	0	4	-403.2726

Las estimaciones de abundancia para la superpoblación variaron entre los 550 y los 614 individuos. Este valor indica la cantidad de individuos disponibles para captura durante el tiempo del estudio, y no tiene relación con la abundancia total del golfo. En la [Figura 13] se muestran las medias y los IC_{95%} de las

estimaciones para todos los sub-modelos en el set. De acuerdo al modelo "I", el tamaño de la superpoblación fue de $\hat{N} = 584.92$, con un $SE = 55.63$, y un $IC_{95\%} = 485.64 - 704.495$.

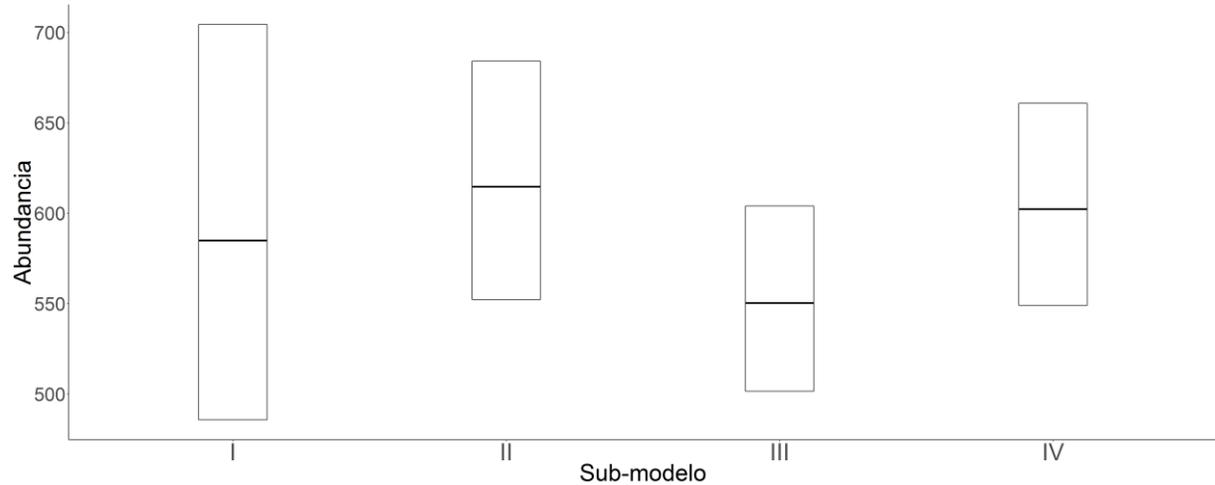


Figura 13. Estimaciones para el tamaño super-poblacional, con los 4 sub-modelos que conformaron el set.

Las probabilidades de entrada variaron entre 0 y 0.39. Resaltaron los casos de los parámetros *pent2*, *pent3* y *pent6* en los cuales se notaron problemas de estimación. Estos errores están ligados al hecho de que no se pueden obtener los valores individuales para algunos parámetros, sino sólo los productos de ciertos grupos [Figura 14].

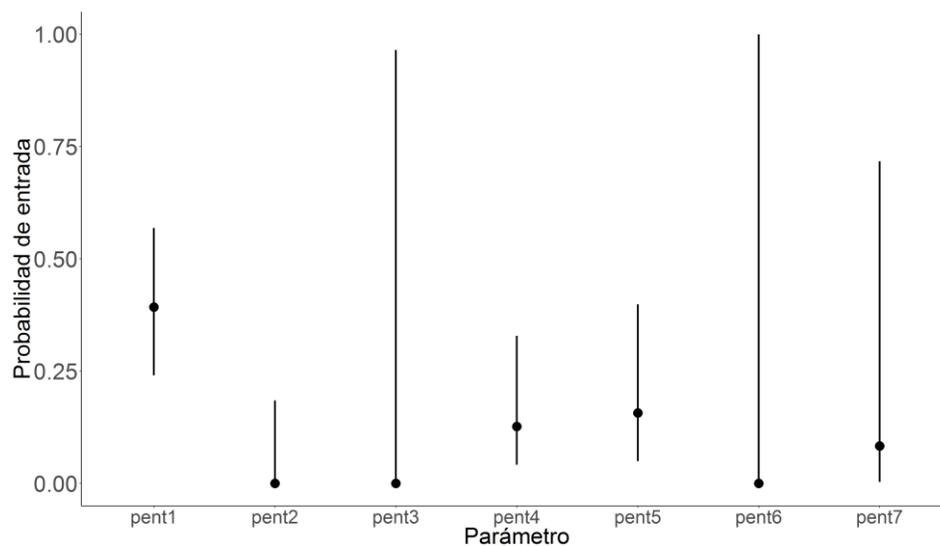


Figura 14. Probabilidad de entrada en el sub-modelo "I". Se muestran las medias y los $IC_{95\%}$.

Las probabilidades de captura variaron de 0.09 a 1.0. El primer valor, $p1$, es un artefacto de la estructura de este sub-modelo, ya que varía a lo largo del tiempo. Esta es la razón por la que no fue posible estimar $N1$ en este sub-modelo [Figura 15]. La supervivencia aparente estimada para el sub-modelo I fue de $\phi = 0.83 \pm 0.032$, recordando que en este sub-modelo se fijó el valor del parámetro como constante a lo largo del tiempo.

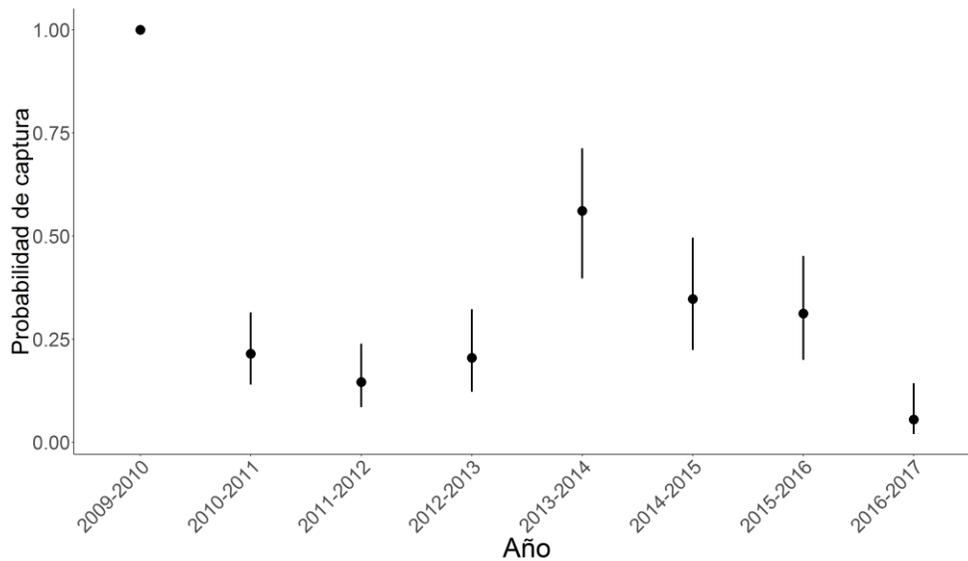


Figura 15. Probabilidades de captura del sub-modelo I, se muestran medias y el IC_{95%}.

Las estimaciones anuales de abundancia muestran dos patrones. Un patrón compartido entre los sub-modelos I y III, y otro compartido entre los sub-modelos II y el IV. De acuerdo con el sub-modelo I, se encontró una tendencia de estabilidad entre los 224 y 323 individuos, siendo la estimación más baja la del año 2009-2010, con un valor de 131 individuos. La estimación de abundancia para el primer y último año no son confiables en el sub-modelo "I", ni en "III", pero sí en "II" y "IV", debido a que la probabilidad de captura varía en el tiempo. El segundo patrón, tuvo el mayor valor en 2013-2014, y el menor en 2016-2017 [Figura 16]. En ningún caso la abundancia supero los 400 individuos. Para el sub-modelo I, las estimaciones variaron entre 131 y los 323. En el caso del sub-modelo II las estimaciones variaron entre los 42 y los 374 individuos. Aunque el sub-modelo I tuvo el mayor respaldo por el QAIC_c, los resultados del

sub-modelo II son más acordes a los resultados de colecta de foto-identificaciones y variación inter-anual usando tasas de encuentro [Tabla 19].

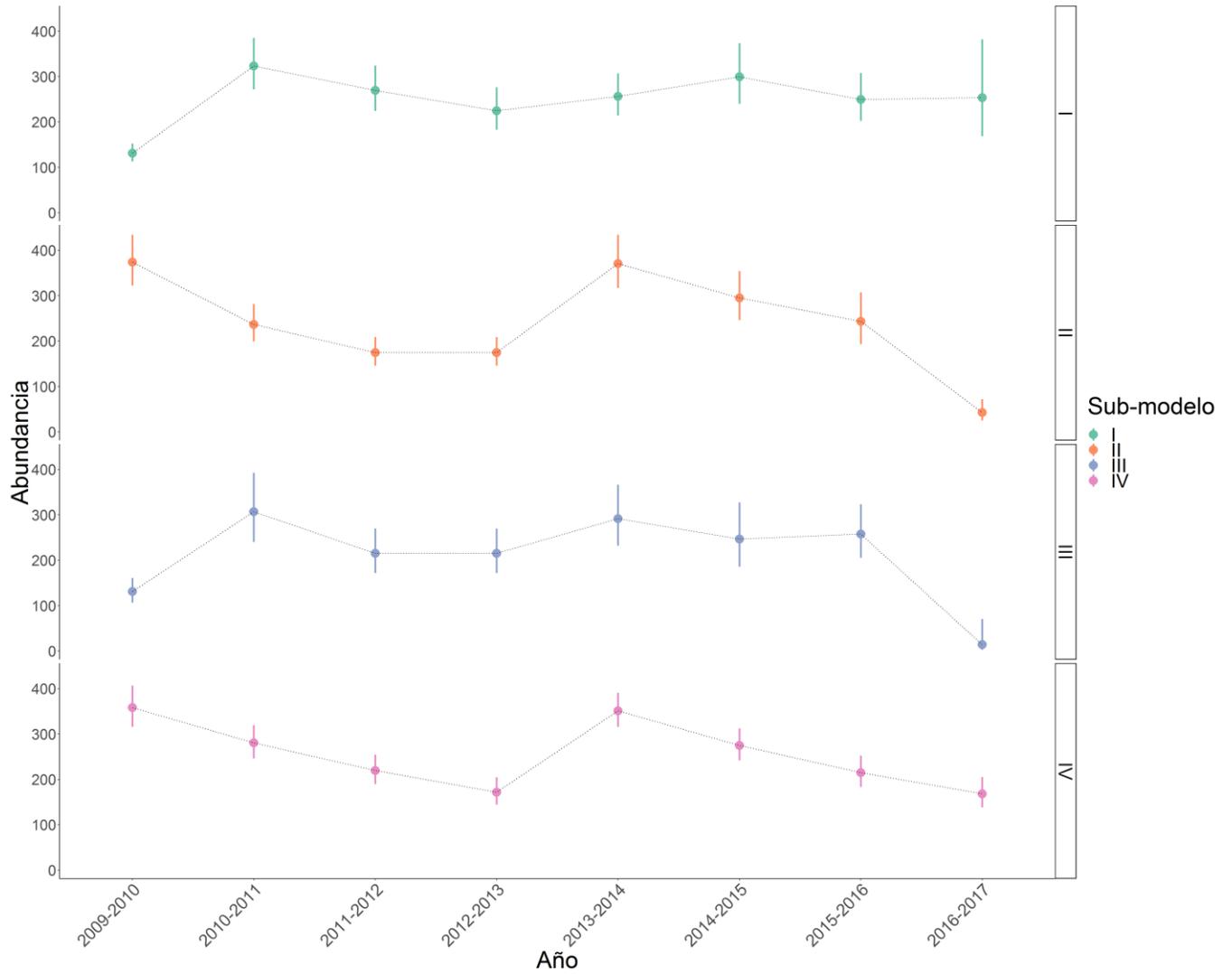


Figura 16. Estimaciones anuales de abundancia para todos los sub-modelos. El orden con los números romanos indica la jerarquía sugerida por el criterio QAICc.

Tabla 19. Estimaciones anuales de abundancia para el sub-modelo I y el sub-modelo II.

Año	\hat{N} sub-I	Error estándar	\hat{N} sub-II	Error estándar
2009-2010	131.00 *	9.98	374.09	28.53
2010-2011	323.46	28.80	236.72	20.97
2011-2012	269.55	25.42	174.61	16.05
2012-2013	224.62	23.73	174.61	16.05
2013-2014	256.47	23.58	370.86	29.89
2014-2015	299.42	33.86	295.09	27.39
2015-2016	249.61	26.67	243.57	28.92
2016-2017	253.59 *	53.54	42.75	11.60

* Estimaciones no confiables. Para estos años son más confiables las estimaciones del sub-modelo II

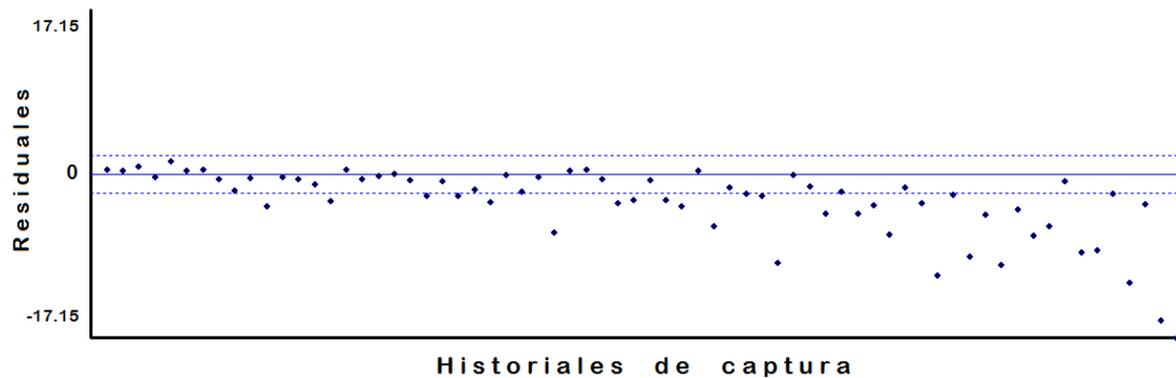


Figura 17. Residuales de la desviación para el modelo Jolly Seber POPAN. Se muestra 68 puntos, uno por cada historial de captura único. Se observa que hay un patrón no-aleatorio de variación a la derecha.

El gráfico de residuales reveló un patrón no aleatorio de variación, por lo que es posible mejorar la capacidad predictiva del sub-modelo I. Los valores negativos presentes en el lado de la derecha indican una sobre-estimación para esos casos; la predicción fue mayor a lo observado [Figura 17]. De manera conjunta con el valor del factor de inflación estimado, se puede concluir en que hay sobre dispersión en los datos ($\hat{c} = 2.32$), y que el sub-modelo I aún puede mejorarse. Por los cambios observados en el tamaño superpoblacional entre los distintos modelos del set, es razonable pensar que la media de este parámetro permanezca entre los 500 y los 700 individuos con subsecuentes mejoras al sub-modelo I.

3.4 Análisis estacional con tasas de encuentro

Los datos para este análisis se enfocaron en el período 2012-2017, en donde se tuvieron 304 avistamientos. Dentro de esta ventana temporal se acumularon 184 navegaciones, y en 91 de ellas se registraron avistamientos. Se calculó una tasa de encuentro por día, por lo que se obtuvieron 184 tasas de encuentro. La distribución de las distancias recorridas por navegación tiene una distribución aproximadamente normal [Figura 18].

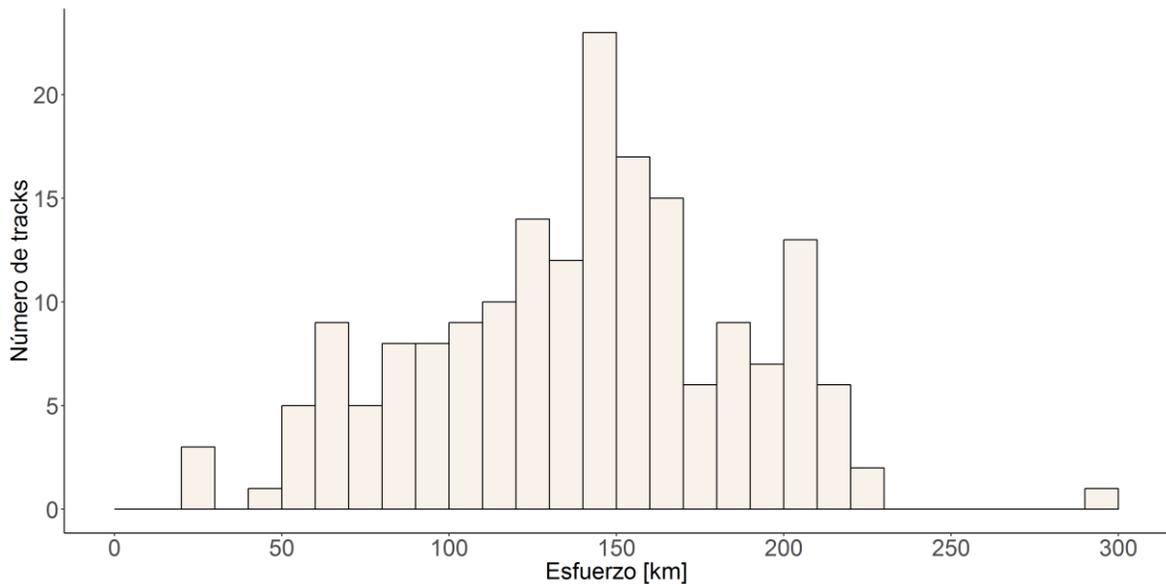


Figura 18. Kilómetros de esfuerzo por navegación. El eje x está separado en cajas de 10 unidades.

Las distribuciones, tanto de la tasa de encuentro como de la variable de conteo, mostraron que la mayoría de los valores fueron cero [Figura 19 y Figura 20], con un decremento rápido en cuanto la variable aumenta. Esto sugirió que el uso de distribuciones de tipo poisson, quasipoisson y negativa binomial para los GAMs era más apropiado. En el caso particular de la tasa de encuentro no fue posible usar una distribución poisson, por lo que se procedió a utilizar una distribución quasipoisson.

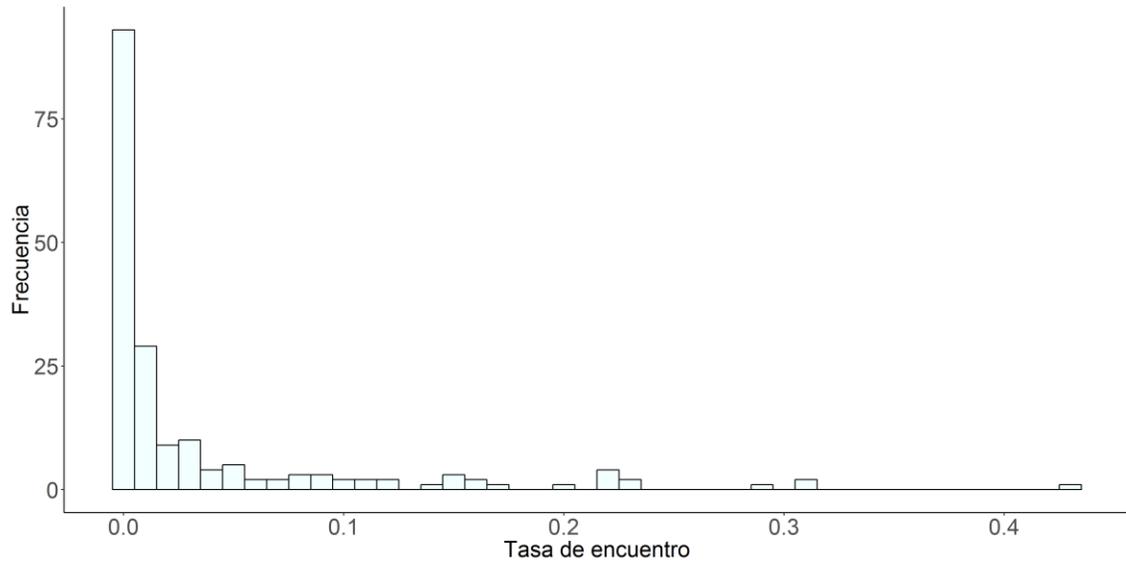


Figura 19. Distribución de la tasa de encuentro. La mayoría de los valores son cero, y conforme aumenta el valor de la variable la frecuencia desciende rápidamente.

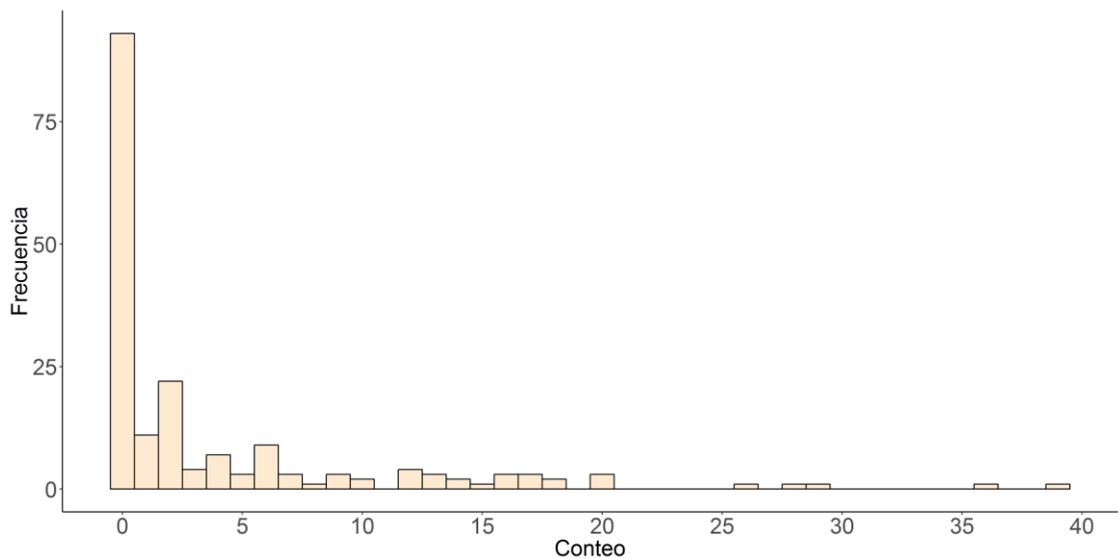


Figura 20. Número de rorcuales observados en cada avistamiento. Se muestran los valores para los 184 días. En la mayoría de las navegaciones no se observaron rorcuales. El mayor número de rorcuales observados durante una navegación fue de 39 individuos.

Los elementos más importantes que destacar de los GAM's son la desviación explicada para los grados de libertad estimados. En todos los casos se usó una función logarítmica como función de enlace. Para todos los modelos el tamaño de muestra fue de $n=184$. Los resultados se dividieron con respecto al tipo

de distribución [Tabla 20, Tabla 21 y Tabla 22] La desviación explicada no sobrepasó el 30%. En todos los casos el valor- p de significancia fue menor a 0.05, indicando que esta variable influye en los valores de tasas de encuentro y de conteo.

Tabla 20 Resultados de los GAM usando tasas de encuentro y conteos, con una distribución quasipoisson.

Modelo	Familia (función de enlace)	g.l.	R²	Desviación explicada [%]	GCV
<i>gam(te~s(día del año))</i>	Quasipoisson	7.02	0.148	29.6	0.06936
<i>gam(conteo~s(día del año))</i>	Quasipoisson	7.26	0.135	24.7	7.274

g.l.: grados de libertad. K: dimensiones

Tabla 21 Resultados del GAM aplicado usando la variable de conteo, con una distribución poisson.

Modelo	Familia (función de enlace)	g.l.	R²	Desviación explicada [%]	UBRE
<i>gam(conteo~s(día del año))</i>	Poisson	9.85	0.127	26	5.698

Tabla 22 Resultados del GAM aplicado usando la variable de conteo, con una distribución negativa binomial.

Modelo	Familia (función de enlace)	g.l.	R²	Desviación explicada [%]	REML
<i>gam(conteo~s(día del año))</i>	Neg. binomial	4.96	0.119	18.1	392.487

El mejor modelo estacional obtenido fue el que usó a las tasas de encuentro y la distribución quasipoisson, con base en la relación desviación explicada y grados de libertad, así como con la medida GCV. Cabe mencionar que los valores de GCV, UBRE y REML no son directamente comparables entre sí, y que se calcularon por necesidad, con respecto al tipo de distribución que se aplicó. Al extraer los valores predichos por el modelo y graficarlos se observó una distribución bimodal, con los valores más altos en el mes de diciembre. La estación fría fue cuando se observan los valores más altos de tasas de encuentro [Figura 21]. Por otro lado, las anomalías en las tasas de encuentro mostraron que el período de 2014 a 2016 tuvo anomalías positivas, particularmente entre febrero y mayo para los primeros dos años, y febrero para el año 2016. Los valores negativos de los residuales indicaron que la predicción del modelo estacional fue mayor a lo observado para esos años [Figura 22 y Figura 22].

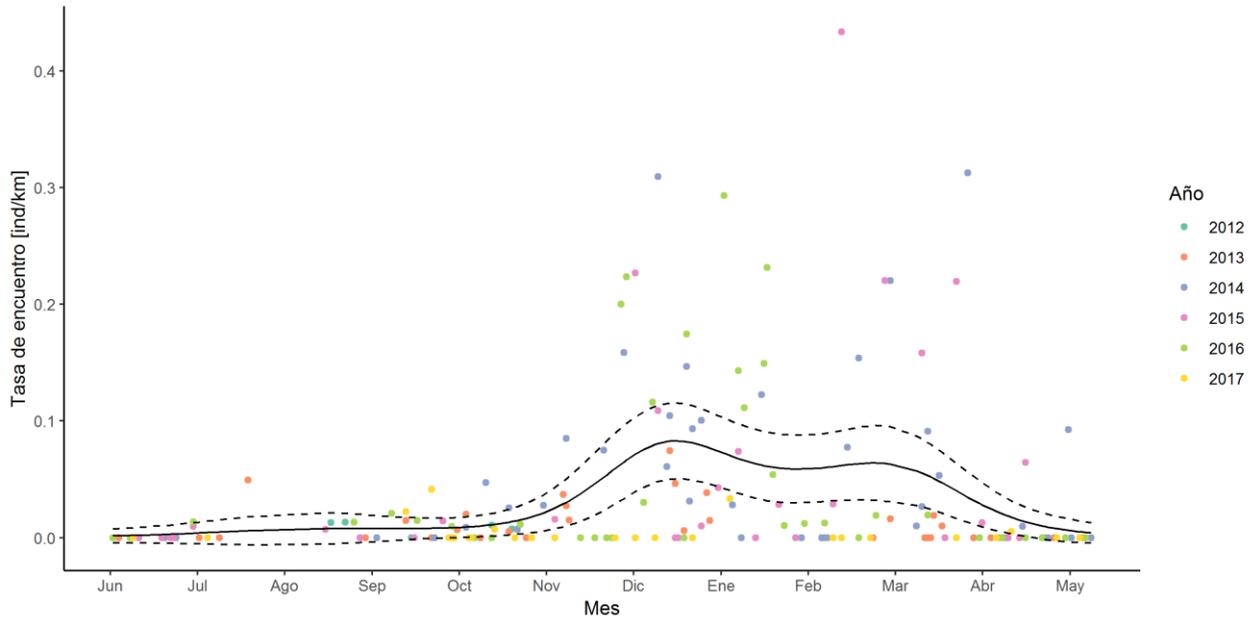


Figura 21. Modelo estacional de tasas de encuentro ajustado mediante una distribución quasipoisson. Las observaciones se muestran divididas en colores, de acuerdo al año en que se colectaron. La línea continua indica la media predicha por el modelo, mientras que las líneas punteadas indican los intervalos bayesianos de credibilidad.

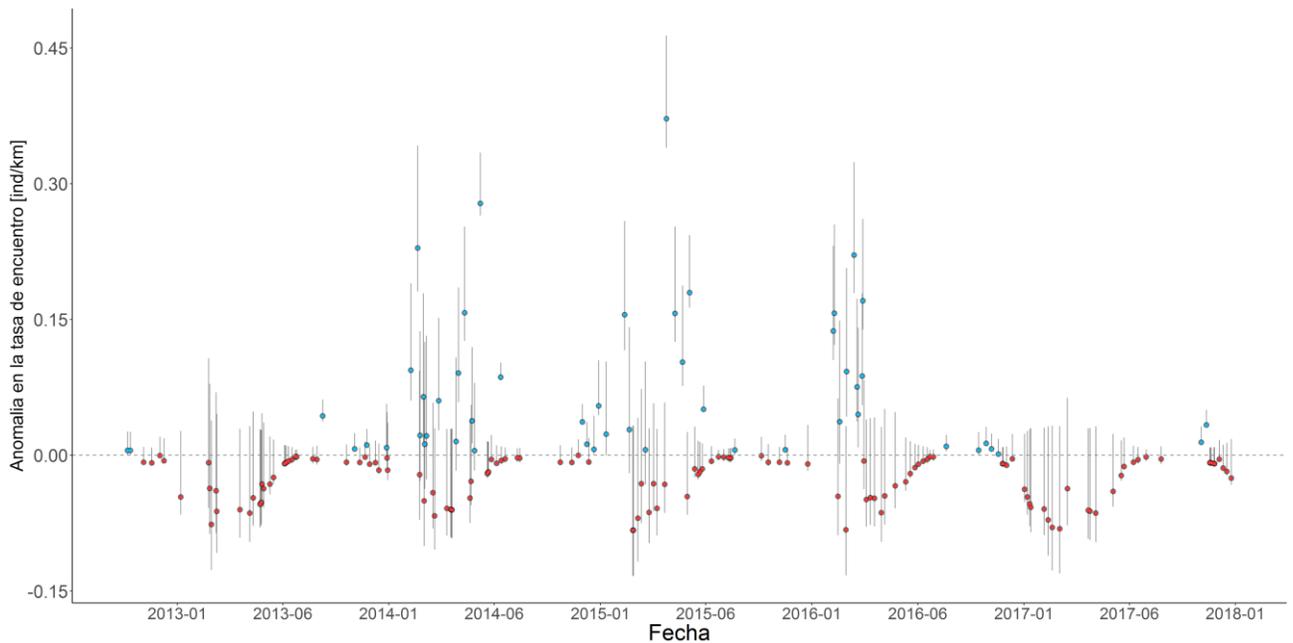


Figura 22. Anomalías en la tasa de encuentro durante el monitoreo. Las anomalías con una media negativa se muestran en color rojo, mientras que las medias positivas en color azul. Las barras indican los IC_{95%} de cada anomalía. La línea punteada muestra el cero, lo cual indica que no hay una desviación con respecto al modelo estacional.

Capítulo 4 - Discusión

4.1 Diseño del monitoreo

El trabajo de campo fue enfocado en un área puntual de la distribución total de la población de rorcual común del Golfo de California, por lo que los resultados de este estudio hacen alusión a la parte de la población del golfo que estuvo presente en esta región en particular. Tomando en cuenta el grado de representatividad de la muestra colectada con respecto a la población de estudio. Se realizaron navegaciones a lo largo de casi todo el año, con la peculiaridad de salir de manera general una vez por semana. Por lo general en otros trabajos de abundancia para el rorcual común se realizan salidas de campo de múltiples días de duración, distribuidos en visitas discretas a lo largo del año, por ejemplo una visita de dos semanas en invierno y dos semanas en verano. El realizar muestreos como los del presente estudio significan que: i) La cobertura temporal es amplia, por lo tanto se tiene información sobre el rorcual a lo largo de todo el año; ii) el esfuerzo de observación puede ser de menor resolución que en otros estudios, ya que sólo se tienen datos de unas horas a la semana. Si un estudio realiza múltiples salidas a lo largo de su visita, digamos cinco días consecutivos en una semana, su esfuerzo de observación en esa unidad temporal habrá sido mayor.

En este caso el interés del estudio fue obtener estimaciones certeras y precisas de la abundancia, así como analizar la estacionalidad y dinámicas temporales en la presencia del rorcual común. El trabajo de campo buscó cumplir ambos propósitos, por lo que hay algunos aspectos relevantes a mencionar para la interpretación de los resultados. La técnica de marcaje-recaptura contiene varios supuestos, uno de ellos es sobre la duración de los eventos de captura. Mientras que la comparación temporal de las tasas de encuentro estuvo influenciada por la representatividad espacial de la muestra, lo que consideramos como un error muestral.

Ya que se agruparon todas las foto-identificaciones de un año como un solo evento de captura, la duración del mismo es un año, siendo la duración entre eventos de captura sucesivos mucho menor, de alrededor de una o dos semanas. El supuesto de duración en marcaje-recaptura es que los eventos de captura son cortos, efectivamente “instantáneos” -en la medida de lo posible-, con la finalidad de que no ocurra mortalidad dentro de ellos. El violar este supuesto ocasionaría heterogeneidad en las probabilidades de

supervivencia, lo cual significaría sesgos en las estimaciones (Amstrup et al., 2005). Sin embargo con base en un estudio de campo y de simulación con la tortuga *Geochelone yniphora*, se encontró que el efecto de violar este supuesto no es grave para la estimación de parámetros, ya que incrementar la duración de un evento de captura por lo general se traduce en un mayor número de recapturas, lo cual ocasiona que las probabilidades de recaptura y de supervivencia sean más precisas y menos sesgadas. Sobre todo cuando dentro de un evento de captura la “supervivencia aparente” y la probabilidad de captura sean constantes, y la probabilidad de captura mayor a 0.2. Por lo que los autores recomiendan diseñar un estudio de marcaje-recaptura que incremente las probabilidades de captura para mejorar las estimaciones, independientemente de la especie de estudio, siempre y cuando la proporción de supervivencia aparente anual sea mayor a 0.05 (O’Brien et al., 2005).

En este trabajo se buscó maximizar la probabilidad de captura al ampliar la duración del período de captura a un año. Experimentalmente se observaron probabilidades de captura por debajo y por arriba de 0.2 usando el modelo POPAN, algunas incluso superiores a 0.5. La “supervivencia aparente” total obtenida para toda la duración del estudio fue de $\phi = 0.83 \pm 0.032$ la cual hace alusión al efecto conjunto de la supervivencia y fidelidad al sitio. Aparentemente la fidelidad al sitio año entre años no es particularmente alta, ya que la mayoría de los individuos sólo se vieron una vez, lo cual significa que la verdadera probabilidad de supervivencia se subestimó (Schaub y Royle, 2014). Si bien se podría incurrir en un sesgo por la duración de los eventos de captura, posiblemente no es grave. Además, hay que recordar que aumentar la duración del período de muestreo, la muestra colectada fue más representativa de la población presente. El usar datos colectados durante ventanas temporales más cortas podría no violar el supuesto de duración, pero muy posiblemente se sufriría en la cantidad de recapturas colectadas y en la representatividad de la muestra.

Por otra parte, ya que el objetivo principal de las salidas fue foto-identificar al mayor número de rorcuales para el estudio de marcaje-recaptura no se siguieron transectos pre-establecidos. Este hecho dificultó la comparación temporal de los valores de tasas de encuentro. Aunque de manera general se buscó cubrir la mayor parte del área de estudio en cada navegación. La extensión del área y los límites en el alcance de observación desde la panga, significaron que se cubrían secciones diferentes del área de estudio en cada navegación. Ya que las pruebas de Kruskal-Wallis no detectaron diferencias estadísticamente significativas entre las horas de esfuerzo entre años, y a la distribución de horas de esfuerzo y distancia recorrida, la variación que pudo haber introducido este hecho se redujeron; ya que se buscó mantener la

misma cantidad de esfuerzo en cada salida. Se definieron las tasas de encuentro en función de las distancias recorridas en cada navegación como una manera de homogeneizar la variabilidad espacial en el esfuerzo de observación.

Lo ideal para reducir el efecto de esta variación espacial en la comparación temporal de la tasa de encuentro sería centrar el esfuerzo de observación a un área pequeña que sea posible recorrer por completo en cada salida, así como definir transectos o polígonos dentro del área de estudio, y usar un diseño completamente aleatorio de muestreo. Sin embargo, para los fines del trabajo, la resolución de los datos fue suficiente para demostrar la presencia de una estacionalidad y una señal de variación interanual en la región. Adicionando que la cobertura temporal de los datos fue un factor importante para poder detectar esta señal, ya que una tasa de encuentro de cero indica que no se avistaron rorcuales a pesar de haber realizado esfuerzo de observación, lo cual da cierta certeza sobre la ausencia del rorcual en el área durante esos momentos, tomando en cuenta la representatividad de la muestra y la variación en la probabilidad de detección durante las navegaciones.

4.2 Foto-identificación

Aunque algunos autores mencionan que las manchas en la piel no son elementos útiles para la comparación fotográfica (Enríquez-Paredes, 1996, Díaz-Guzmán, 2006), en este trabajo se identificó un tipo de manchas en la piel, líneas blancas en la base de la aleta dorsal, que parecen conformar un patrón de coloración permanente distintivo y único por individuo [Figura 3]. Estas manchas no deben confundirse con patrones de muda de piel ni infecciones fúngicas, que son temporales. Son más visibles bajo ciertas condiciones de iluminación; sin embargo, siempre están presentes, y son elementos auxiliares para el establecimiento de ciertas recapturas.

El “Catálogo de rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en la Región Oriental de las Grandes Islas, Golfo de California, 2009-2017”, producto resultante de este trabajo, enlista 369 individuos foto-diferenciados. Por otro lado, el “Catálogo único de rorcual común (*Balaenoptera physalus*), del Golfo de California 1981-2015” (CONANP, 2016) contiene 761 individuos diferentes. Un factor importante al comparar ambos es que el primero consiste enteramente de fotografías digitales, mientras que el segundo tiene fotografías

de distintas calidades, algunas de ellas tomadas en los años ochenta. Aunque la cobertura temporal del catálogo en el área de estudio es menor, así como el número de individuos, la calidad de las fotografías significó que se pudieron establecer recapturas con un buen grado de certeza, y que la comparación fuera relativamente más sencilla. Otra causa de la diferencia en el número de individuos enlistados en ambos catálogos son decesos y la presencia de individuos duplicados. Ya que hay fotografías de distintas calidades, algunas en blanco y negro, el grado de incertidumbre en el establecimiento de recapturas es mayor, sumado al hecho de que la foto-identificación en *B. physalus* ya es un reto por sí misma.

El número de individuos en el catálogo de rorcuales comunes para la región está dentro de los $IC_{95\%}$ de la mayoría de las estimaciones de abundancia reportadas previamente [Tabla 1], y que de manera peculiar se encuentra por arriba de la media de la estimación de abundancia de marcaje-recaptura obtenida en el informe final del PROCER, de 325 individuos, $IC_{95\%} = 248 - 427$ (Pardo et al., 2017). Partiendo únicamente del número de individuos foto-diferenciados, es razonable pensar que una gran parte de la población del golfo visitó la Región Oriental de las Grandes Islas por lo menos en un año durante el período 2009-2017. Lo cual resalta la importancia de la zona para la población, por lo que la Región de las Grandes Islas en general concentra agregaciones importantes de rorcuales comunes en ciertos momentos del año (Díaz-Guzmán, 2006; Perez-Puig, 2012; 2016).

Otros observadores, externos al Programa de Mamíferos Marinos del Centro han revisado versiones anteriores del catálogo del período 2009-2015, cuando sólo consistía de fotografías derechas, encontrando alrededor de 6 individuos duplicados de 342 rorcuales foto-diferenciados (Pérez-Puig y Meltzer, 2016). Es posible que el catálogo actual sea más robusto que las versiones pasadas. No obstante, debería de someterse a revisión por otros observadores, para asegurar que no contenga individuos duplicados, y así evitar o minimizar el sesgo que pudiera derivar el no identificar las recapturas correctamente en las estimaciones de abundancia.

En contraste con otros autores, nosotros nos referimos como individuos foto-identificados a todas las foto-identificaciones cuya calidad es suficientemente buena como para ser útil en las comparaciones fotográficas, mientras que foto-diferenciados indica el número de individuos distintos observados tras el proceso de comparación fotográfica, ya sea intra- o inter- anualmente (Enríquez-Paredes, 1996). De acuerdo a los criterios de calidad establecidos por publicaciones de abundancia con foto-identificación para otros cetáceos (Ashe et al., 2013; Vernazzani et al., 2017), se buscará categorizar las fotografías de

acuerdo a su calidad con base en criterios pre-definidos como foco, contraste, ángulo, de las marcas y proporción de la aleta en la fotografía, y limitar la estimación a sólo las foto-identificaciones de mayor calidad para la publicación, lo cual aumentará su robustez.

Se colectaron más foto-identificaciones que otros trabajos en el golfo, lo cual está reflejado en la mayor duración del monitoreo en este trabajo, con excepción del trabajo del informe final del PROCER (Pardo et al., 2017). En otros estudios se han realizado comparaciones fotográficas entre subgrupos de foto-identificaciones, contrastando por ejemplo años y zonas (Enríquez-Paredes, 1996). En este caso la comparación fue únicamente temporal, entre las foto-identificaciones de cada año, y entre las de distintos años. El otro estudio de una escala local en el golfo, para el área de Guaymas, Sonora uso 93 foto-identificaciones obtenidas a partir 13 años de muestreo, con el que se foto-diferenciaron 64 individuos (Martínez-Villalba, 2008), un número menor de registros fotográficos en un período temporal mayor. Aunque hay que mencionar que la mayoría de las colectas de ese trabajo ocurrieron durante un trabajo de campo de 6 meses de 2004 a 2005, habiendo años en su período de datos (1981-2005) en los que sólo se colectó una foto-identificación, por lo que la cobertura temporal de la colecta fue variable, o más más bien oportunista en esos casos.

Una característica a resaltar es que una de las áreas donde se han colectado más foto-identificaciones es la zona norte del golfo (Enríquez-Paredes, 1996; Díaz-Guzmán, 2006), área que incluye la región de estudio. En general en todos los trabajos de foto-identificación realizados, la mayoría de los individuos solo son recapturados en una ocasión. Este trabajo no fue la excepción. Es relevante resaltar que en otros estudios que usan fotos de una mayor ventana temporal se han identificado recapturas separadas por largos períodos de tiempo, de hasta 24 años (Martínez-Villalba, 2008), el mayor período entre recapturas en este estudio fue de 6 años.

El trabajo de comparación fotográfica del PROCER es útil para contrastar los resultados de foto-identificación, ya que los datos se traslapan en su cobertura temporal. En el caso del informe final del PROCER, 2015 fue el año en que registró el mayor número de foto-identificaciones con 160, seguido por 2014 con 142 (Pardo et al., 2017). En nuestro trabajo, tomando en cuenta la suma de fotografías de ambos lados, el mayor número de foto-identificaciones se colectó e 2013-2014 (331), seguido de 2009-2010 (243), y 2014-2015 (229).

En cuanto a recapturas inter-anales, en ambos catálogos la mayoría de los individuos sólo se observaron una vez. En el catálogo del PROCER se establecieron 759 recapturas inter-anales, en donde 452 individuos sólo se vieron una vez y 168 individuos se vieron dos veces (Pardo et al., 2017). En este trabajo se establecieron 310 recapturas inter-anales, 224 individuos sólo se vieron en un año y 79 en dos años.

Para resaltar la peculiaridad de la Región Oriental de las Grandes Islas para la especie, cabe mencionar los resultados de un proyecto de monitoreo de la otra población residente de rorcual común conocida, la del Mar Mediterráneo. En la costa del Garraf, parte de la península ibérica, se ha realizado monitoreo de 2011 a 2017 en el que se ha aplicado un esfuerzo de observación similar al de este estudio, con 238 navegaciones. En ese proyecto se han observado alrededor de cuatro veces menos individuos (320), además de que el número de recapturas ha sido bajo, con 46 recapturas intra-anales, y 15 inter-anales en total, mientras que el catálogo contiene 132 individuos foto-diferenciados (EDMAKTUB, 2017).

El no identificar recapturas correctamente durante el proceso de comparación fotográfica ocasiona una sobreestimación en la abundancia (McDonald et al., 2003). Se realizó un trabajo exhaustivo de comparación fotográfica y en duplicado, en el que se integraron fotografías derechas e izquierdas en un solo listado fotográfico, además de usar notas de campo, que nos permitieron identificar cambios en algunas marcas y reducir en el mayor grado posible errores en el proceso de foto-identificación.

Fue muy útil el anotar los números de las fotografías tomadas en bitácoras de campo, ya que el tener la certeza de que se estaba fotografiando un mismo individuo, y apuntar los números de fotografías derechas e izquierdas, permitió establecer relaciones entre pares derecha-izquierda de foto-identificaciones durante el trabajo de gabinete, que hubieran pasado desapercibidas de sólo basarse en las comparaciones fotográficas, ya que no son obvias. Esta información permitió, en algunos casos, identificar transformaciones de cortes en los bordes de la aleta dorsal. En contraste con otros trabajos donde sólo se encontró un individuo con cicatrices adquiridas durante los muestreos (Díaz-Guzmán, 2006). Sin embargo la incertidumbre permanece, y en la mayoría de los casos donde hay transformaciones importantes en la morfología de la aleta es muy difícil saber si se trata de un individuo nuevo en la zona o no.

4.3 Abundancia

En este estudio se diferenciaron 369 individuos usando foto-identificaciones, los cuales presentaron 68 historiales de captura distintos. Usando el programa MARK se obtuvieron estimaciones con modelos cerrados y abiertos para el período de estudio, 2009-2017. Las estimaciones fueron de 477.3, $IC_{95\%} = 449.1 - 515.4$ para el modelo de poblaciones cerradas; y de 584.9, $IC_{95\%} = 485.6 - 704.4$ para el modelo de poblaciones abierto Jolly Seber POPAN. Debido a su diseño, estos dos tipos de modelos se usan para fines distintos. Los modelos abiertos son más usados para fines de monitoreo de poblaciones por períodos largos de tiempo, y por lo tanto se consideran las mejores estimaciones provenientes de este análisis. Los modelos cerrados fueron desarrollados a partir de modelos de urnas, por lo que proveen una imagen congelada en el tiempo y espacio de una población. (Otis et al., 1978).

Los valores de abundancia hacen referencia al número de rorcuales que llegaron a estar presentes en la Región Oriental de las Grandes Islas (ROGI) durante los ocho años de estudio; no queremos decir que todos esos individuos llegaron a estar presentes en la zona al mismo tiempo, sino que se presentaron 589 individuos distintos (en el caso POPAN) a lo largo de los ocho años de muestreo, según los modelos que usamos.

Ya que durante la ventana temporal de estudio ocurrieron cambios en el tamaño poblacional presente en el área por movimientos dentro y fuera de la región, así como nacimientos y muertes en la población, es obvio que la abundancia está sobreestimada en el modelo cerrado, que se basa en el supuesto de que el tamaño poblacional se mantiene constante durante el muestreo (Robson y Regier, 1968 en Otis et al., 1978). Una mejor manera de haber obtenido estas estimaciones hubiera sido comparando entre pares de años como en otros estudios (Enríquez-Paredes, 1996; Díaz-Guzmán, 2006; Montesinos-Laffont, 2016), usando los estadísticos resultantes del proceso de comparación fotográfica, y no historiales de captura.

En caso de desearse usar historiales de captura y modelos cerrados, un monitoreo debe de conceptualizarse de manera diferente, con eventos de captura de múltiples días de duración, separados entre sí por un par de días, y distribuidos sobre la estación del año de mayor presencia de la especie en la zona. Sin embargo considero que es útil reportar los resultados de las estimaciones con el modelo cerrado para tener una idea de la magnitud del sesgo ocasionado por violar el supuesto de un tamaño poblacional constante durante el período de muestreo. Resalto que el valor arrojado por el modelo cerrado fue menor

que el indicado por el modelo abierto, sin llevarlo más lejos, ya que las características de la población presente en la Región Oriental de las Grandes Islas no es la una población cerrada, y no tiene sentido indagar más a fondo en este respecto.

El modelo abierto Jolly Seber se acerca más a las características de la población de rorcuales comunes de la ROGI, aunque hay que mencionar que la calidad de las estimaciones de abundancia se considera inferior a la que es posible obtener con el modelo robusto, el cual necesita de un diseño muestral distinto (Amstrup et al., 2005). Considerando los supuestos del modelo abierto y las posibles desviaciones de ellos menciono:

- Las probabilidades de captura entre individuos foto-identificados previamente, y los que no, podrían ser distintas a nivel de campo y de gabinete. En campo una posibilidad son respuestas conductuales a experiencias previas con embarcaciones, por ejemplo evasión al sonido producido por los motores, lo cual causaría que se sobreestimara la abundancia. Por otro lado, el esfuerzo de observación sólo ocurre de día, así que los individuos que se presente de noche en la región evidentemente tienen una probabilidad de captura distinta. Así mismo hay marcas en las aletas dorsales que son mucho más reconocibles, siendo posible distinguir a individuos particulares durante un avistamiento por ejemplo. Esto querría decir que en la fase de las comparaciones fotográficas estos individuos serían más fácilmente reconocibles que otros con características crípticas, observados por primera vez. Aunque de acuerdo al TEST2 del programa RELEASE la probabilidad de captura no fue significativamente distinta entre individuos, esto sólo es para los individuos marcados. En el modelo Jolly Seber se asume una característica de la fracción de individuos que nunca se observa, y por lo tanto no es posible cuantificar.
- En cuanto a la homogeneidad en la probabilidad de “supervivencia aparente” hay que considerar dos puntos, la probabilidad de supervivencia y la fidelidad al sitio. El modelo supone que los individuos observados regresan año con año a la región. Aunque argumentamos que la zona es un punto importante de la distribución total de la población, seguramente hay individuos que no visitan el área, o que pasaron por ella durante la noche o durante un día en el que no realizamos navegaciones. Por lo que es posible que no hayan vuelto a la zona, o que si lo hayan hecho pero no hayan sido detectados.

No hubo posibilidad de controlar esta variación en el diseño, y lo mejor que se puede hacer sería muestrear en un corredor importante para la especie. Algunos estudios parecen indicar que la Región de las Grandes Islas es un punto así, y que algunos individuos pasan por el área de estudio su ruta a la zona más norte del golfo (Jiménez-López, et al., 2019) pero no se sabe si hay algún tipo de subestructura en la población, donde alguna parte de la población se restrinja al sur. Ya que los movimientos del rorcual común en general parecen ser poco predecibles, este es un reto particular para el estudio de este misticeto.

- Otro efecto conductual que no se consideró en el trabajo, pero que quizá pueda tener influencia, es la asociación entre individuos. Ya que el tamaño de grupo más común en la región fue de dos individuos, cabe la posibilidad de que pares de individuos se presenten juntos en la ROGI. De momento no fue evaluada la presencia de esto. En caso de presentarse, causaría una violación al modelo Jolly Seber, con respecto al hecho de que cada historial de captura es independiente. Esto podría haberse manifestado en parte como variación extrabinomial, indicada por el valor de \hat{c} estimado.
- Las comparaciones fotográficas de la especie ya tienen una dificultad inherente, y aunque se buscó hacer el trabajo de la manera más robusta posible, ocurren cambios en la forma de las marcas y de la aleta dorsal que meten incertidumbre el supuesto de que las marcas son permanentes y siempre observadas. Como se mencionó hay características visuales que son más aparentes bajo ciertas condiciones de iluminación. Otra cosa común es que marcas distintivas de un individuo no aparezcan en otras foto-identificaciones, por lo que no siempre se pueden apreciar todas las marcas distintivas de un individuo.

En comparación con otros estudios [Tabla 1], las estimaciones de abundancia se encuentran dentro de la mayoría de intervalos de confianza reportados (Enríquez-Paredes, 1996; Díaz-Guzmán, 2006; Montesinos-Laffont, 2016), incluida la estimación de abundancia de marcaje-recaptura y foto-identificación del informe final del PROCER de 325 individuos, con un $IC_{95\%} = 248 - 427$ para todo el golfo, empleando datos de 2010-2015 (Pardo et al., 2017), y la abundancia histórica, obtenida usando datos mitocondriales, que tuvo una media de 346, y un $IC_{95\%} = 170 - 750$ rorcuales comunes (Pardo et al., 2017). Resaltando que sólo se comparan los valores absolutos, ya que se reconoce la limitación de que la estimación de este trabajo se restringe a esta parte de la distribución.

Adicionalmente, se obtuvieron estimaciones anuales con el modelo POPAN, que sugieren una estabilidad en la tendencia temporal de la abundancia en el período 2009-2017, cuyas medias se encontraron entre los 224 y 323 individuos con el sub-modelo I. Aunque fue el “mejor” sub-modelo del set de acuerdo al QAIC_c el patrón del sub-modelo II es más cercano a las observaciones de campo sobre avistamientos colectados, foto-identificaciones y a las anomalías interanuales observadas con respecto al modelo estacional con tasas de encuentro. Se incluyen las estimaciones de ambos sub-modelos para su comparación en la [Tabla 19]. Debido a la parametrización del sub-modelo II se tienen estimaciones anuales para dos años más que en el sub-modelo I, el 2009-2010 y el 2016-2017. Los valores de abundancia anual para este caso variaron entre los 374 y los 42 individuos entre la primer y el último año de estudio.

De manera comparativa, se tiene que la tendencia temporal de diversas estimaciones en el golfo durante 2004-2015, obtenidas con marcaje-recaptura y foto-identificación, marcaje-recaptura y genética, y muestreo de distancias, se encontró entre los 254 y 345 rorcuales comunes $IC_{95\%} = 139 - 450$ (Pardo et al., 2017) para todo el golfo. Por lo que las estimaciones de abundancia anual en la ROGI con el modelo POPAN tienen medias dentro del intervalo de confianza al 95% para todo el golfo, en algunos casos el valor es mucho menor, como en el año 2016-2017.

La abundancia es mayor en la región de Bahía Kino en comparación al área de Guaymas, donde se reportaron 161 ($IC_{95\%} = 12 - 310$) rorcuales usando datos de foto-identificación de dos años, 2004 y 2005 y el modelo Jolly Seber. Si bien su estimación es de solo dos años, en ese estudio se estuvieron colectando foto-identificaciones durante un período de 13 años. El número de registros es menor al de Bahía Kino (Martínez-Villalba, 2008).

Pensamos que las diferencias se deben a los distintos métodos, además del hecho de que el esfuerzo de observación se distribuyó a lo largo de todo el golfo en los vuelos en avioneta, sobrevolando áreas de alta y baja abundancia de rorcuales comunes. En contraste con un esfuerzo constante a lo largo de varios años en un área que se había identificado ya de alta abundancia de *B. physalus* en el golfo, la Región de las Grandes Islas (Enríquez-Paredes, 1996; Díaz-Guzmán 2006) en su costa oriental (Pérez-Puig, 2012; 2016). Aunque la especie no se presenta a lo largo de todo el año en la ROGI, la cobertura temporal del monitoreo permitió foto-diferenciar una gran proporción de individuos, y el proceso de comparación fotográfica nos permitió tener certeza en su identificación.

Este es el trabajo donde se ha analizado la ventana temporal más amplia usando el método de marcaje-recaptura basada en foto-identificación, que consistió de ocho años de datos ininterrumpidos en comparación con seis años (2010-2015) en el final del PROCER (Pardo, et al., 2017). También es el trabajo con el mayor tamaño muestral enfocado en una sola localidad. Como una nota, el uso de genética para hacer marcaje-recaptura permite tener certidumbre total en la identificación y establecimiento de recaptura, en comparación con el grado de subjetividad que puede presentarse en una comparación fotográfica, pero por la cantidad de trabajo que conlleva obtener una biopsia y el trabajo en el laboratorio, el tamaño muestral suele ser menor (Montesinos-Laffont, 2016).

La distribución y densidad de la especie, además del área muestreada son factores importantes al comparar entre métodos de marcaje-recaptura y de muestreo por distancias. Si la especie suele presentarse agrupada en cierta área, el método de marcaje-recaptura desde embarcaciones pequeñas tiene la posibilidad de muestrear una fracción significativa de la población. El método de muestreo por distancias provee estimaciones de densidad y abundancia para un momento, dentro de un área determinada, distinguiéndose por su capacidad de cubrir un área mucho más amplia. Mientras el marcaje-recaptura provee estimaciones sobre la población en general, estén o no presentes en el área de estudio en un momento determinado. El grado de acuerdo entre las dos técnicas puede ser usado para evaluar la fracción de la población presente en un área (Calambokidis y Barlow, 2004). En comparación con el muestreo de distancias desde avioneta analizado con modelos jerárquicos bayesianos, que se ha realizado en vuelos que cubren todo el golfo durante 2004-2015, hay que mencionar que las medias de esas estimaciones se encuentran entre los 250 y los 350 individuos, y los límites superiores de sus intervalos de credibilidad al 95% no superan los 400 individuos (Pardo et al., 2017). Partiendo de que en este trabajo hay un número mínimo de 369 en el catálogo fotográfico de la ROGI, de las estimaciones superpoblacionales y de abundancia anual obtenidas, creo que hay suficiente evidencia para confirmar la importancia de la región para el rorcual común. Y que debido al pequeño tamaño poblacional de la población en el golfo, el monitoreo con marcaje-recaptura es una buena herramienta para monitorear la abundancia de la población de todo el golfo, si el muestreo se enfoca en puntos de alta densidad de su distribución.

Las diferencias entre las estimaciones de marcaje-recaptura [Tabla 1] y las aquí reportadas se deben a múltiples factores. Diferentes áreas de estudio, años, el uso de fotografías o marcadores moleculares, el manejo de los datos y la manera de aplicar los estimadores. Varios trabajos realizados de momento usan

valores resumidos de las comparaciones fotográficas, “estadísticos”, como el número de individuos capturados y recapturados (Enríquez-Paredes, 1996; Díaz-Guzmán, 2006, Martínez-Villalba, 2008), pocos han sido los casos donde se usan historiales de captura (Montesinos-Laffont, 2016; Pardo et al., 2017). El uso de historiales de captura, contrario al uso de estadísticos, mantiene la resolución original de los datos y es preferible en los estudios de marcaje-recaptura, ya que a partir de ellos se pueden calcular los estadísticos necesarios en distintos modelos. Mientras que lo contrario no es posible, en caso de que se desee aplicar otro estimador a esos datos (Cooch y White, 2006). Otra peculiaridad es realizar agrupaciones temporales diversas, al juntar identificaciones de múltiples años y zonas como un evento de captura y comparar las estimaciones con los estadísticos resultantes (Enríquez-Paredes, 1996; Montesinos-Laffont, 2016). En algunos casos, se ha indicado que la estimación más robusta es aquella en la que el intervalo de confianza es el más reducido (Díaz-Guzmán, 2006), lo cual hace referencia a su precisión y no necesariamente a su exactitud, por lo que no es un criterio de selección suficiente.

La precisión de las estimaciones de abundancia es influenciada por el tamaño de muestra. Mientras que la exactitud está influenciada por las probabilidades de captura y el grado de heterogeneidad individual en las probabilidades de captura y de supervivencia (Amstrup et al., 2005). En los sub-modelos empleados en este trabajo este parámetro tuvo el mismo valor para todos los individuos por evento de captura, o bien, se supuso que fuera constante a lo largo del tiempo. El grado de diferencia entre las estimaciones está directamente relacionado a las probabilidades de captura. Entre menores sean, mayor es la diferencia entre las estimaciones de distintos sub-modelos (Link, 2003). Por lo que la recomendación general es incrementar la probabilidad de captura lo más posible. En este sentido el diseño de monitoreo empleado buscó foto-identificar la mayor cantidad posible de rorcuales. Los valores observados en este estudio variaron de 0.09 a un poco más de 0.5.

El rechazo del TEST3.SR en RELEASE, el programa usado para revisar la bondad de ajuste de los datos al modelo general, puede indicar varias cosas, entre ellas un efecto de marcaje que influya sobre la mortalidad, la presencia de individuos en tránsito, y heterogeneidad en probabilidades de captura (Cooch y White, 2006). Lo más probable es que sea debido a la segunda causa, ya que la mayoría de los individuos se observaron sólo una vez de manera inter-anual. Los problemas de estimación de parámetros, fueron debidos a la naturaleza de los sub-modelos de donde se derivaron, en donde no es posible calcular ciertos valores, por ejemplo el primer y último valor de la probabilidad de captura y de la probabilidad de entrada en el sub-modelo tiempo dependiente del modelo POPAN [Tabla 18, Tabla 19].

Por otro lado, la presencia de variación extrabinomial, indicada por los resultados de RELEASE [Tabla 13 y Tabla 14] y la estimación de \hat{c} , causó que los errores estándar de los parámetros estimados se ampliaran. Un valor de \hat{c} mayor a dos es considerado como un valor de sobredispersión, que está dentro de los límites aceptables de ajuste (Burnham y Anderson, 2002). El hecho de que el rechazo de las pruebas de significancia estadística en RELEASE no fuera sistemático, nos hizo considerar que la falta de ajuste detectada con respecto a los supuestos Cormack Jolly Seber fue por variación extrabinomial, y no por problemas estructurales del modelo global, el cual se consideró un punto de partida suficientemente útil.

4.5 Estacionalidad

El modelo estacional producido indicó que la mayor tasa de encuentro se presentó durante la estación fría, de diciembre a marzo, con el máximo de diciembre a enero. Se observaron valores muy bajos durante la estación cálida y la estación de transición fría-cálida. En el Canal de Ballenas, se observó que las mayores tasas de encuentro [individuos observados/hora de esfuerzo] ocurrían en la estación cálida, mientras que las más bajas se observaron en la estación de transición cálida-fría (Ladrón-de-Guevara et al., 2015). En este trabajo los valores más altos de la tasa de encuentro se observaron durante las estaciones de transición cálida-fría y fría. El patrón estacional observado fue por lo tanto opuesto al observado en la costa occidental en la Región de las Grandes Islas. Es posible que este contraste entre costas opuestas de la RGI esté conectado al hecho de que la circulación atmosférica y oceánica del golfo se revierte estacionalmente. La circulación es anticiclónica en invierno, lo cual ocasiona surgencias en la costa oriental, mientras que durante el verano la circulación es ciclónica, lo cual ocasiona surgencias en la costa occidental, de menor magnitud (Beir, 1997; Lluch-Cota 2000).

De acuerdo a mediciones satelitales de *clorofila a* en la Región de las Grandes Islas de 2002 a 2017 las mayores concentraciones anuales ocurrieron durante la estación fría; siendo mayores en la costa de Sonora que en la costa de Baja California (Burgos Othón, 2018). Esta señal parece coincidir con los momentos del año donde se registró una mayor presencia de rorcuales en el área de estudio. De manera inter-anual, la mayor concentración de *clorofila a* en la ROGI ocurrió en el año 2009, año en el que las estimaciones de abundancia fueron las más altas dentro del período de estudio.

Desde la segunda mitad del 2014 hasta el 2017 se detectaron valores inusualmente bajos de *clorofila a* y productividad en la Región de las Grandes Islas, en correlación con los fenómenos “El Blob” y ENSO (Burgos-Othón, 2018). Sorpresivamente, de acuerdo a las anomalías inter-anales en las tasas de encuentro, el período 2014-2016 fue cuando se presentaron más rorcuales en la región. Como ha sido mencionado por otros autores, la Región de las Grandes Islas puede fungir como un refugio ante los cambios impuestos por estos fenómenos en el golfo debido a su peculiar topografía y patrones de circulación (Tershy et al., 1991; Ladrón-de-Guevara et al., 2015). En conjunción con la posibilidad de que los valores obtenidos para 2014-2016 fueran rorcuales en tránsito a la región norte del golfo, evitando áreas con peores condiciones de productividad primaria en la región sur del golfo. Se observaron las notas conductuales de los avistamientos de esos años, y se vio que la mayoría de ellos fueron de rorcuales en “tránsito”. La conducta de tránsito se reportó en 117, 60 y 75 de los avistamientos, en comparación con 12, 4 y 3 de “alimentación” para los años 2014, 2015 y 2016 respectivamente. Por otro lado estos fueron los años en que se colectaron más recapturas intra-anales e inter-anales. Esta evidencia sugiere que durante esos años de condiciones oceánicas adversas, la ROGI fue visitada por individuos en tránsito, que al permanecieron en el área por el suficiente tiempo como para ser recapturados, por lo cual se podría apoyar la idea de que conforma un tipo de refugio para la población durante estos períodos.

Se trabajó de manera escalonada, produciendo un modelo estacional en donde se supuso que todos los años eran similares, y posteriormente calculando las anomalías inter-anales con respecto a este modelo estacional. Este procedimiento ignoró la variabilidad que hay entre años, además de perder de vista la separación entre la variabilidad en los datos debida al proceso ecológico, problemas de detectabilidad, y la incertidumbre relacionada a la estimación (Royle y Dorazio, 2009). Aunque en este caso se respondió la hipótesis de estacionalidad, es posible mejorar la capacidad predictiva del modelo estacional mediante el uso de modelación jerárquica que tome en cuenta y separe estas fuentes de variación. Por ejemplo, la variabilidad en las tasas de encuentro observadas entre años, resulto en un modelo estacional que predecía valores preferentemente bajos de la tasa de encuentro, sobre todo influenciado por el hecho de que muchos valores de la variable fueron cero [Figura 22].

Capítulo 5 - Conclusiones

Se registró la presencia de 369 individuos distintos en la Región Oriental de las Grandes Islas mediante foto-identificaciones. Este es un porcentaje alto de la abundancia total en el Golfo de California, lo cual resalta la importancia de la zona para la especie.

La estimación del tamaño super-poblacional POPAN para los rorcuales comunes en la Región Oriental de las Grandes Islas durante 2009-2017 fue de 585 individuos con un $IC_{95\%} = 485.64 - 704.495$.

Las estimaciones anuales de abundancia obtenidas con POPAN mostraron dos patrones opuestos, uno de estabilidad en el sub-modelo más respaldado por el QAIC_c, y otra de cambio que fue más acorde a los resultados de los avistamientos, las foto-identificaciones y las anomalías interanuales con respecto a la tasa de encuentro. Los valores de abundancia anual para el primero están entre los 224 y 323 individuos, y los valores para el segundo entre los 42 y los 374 individuos.

En la ROGI los períodos de mayor tasa de encuentro ocurren de diciembre a marzo, lo cual coincide con la estación fría, período durante el cual la temperatura superficial del agua es baja y la productividad primaria alta. Los años en los que se observaron más rorcuales fueron 2014, 2015 y 2016 de acuerdo a las anomalías inter-anales positivas con respecto al modelo estacional, períodos en que ocurrió el fenómeno de “El Niño” y la onda cálida marina del Pacífico.

5.1 Recomendaciones

Sería interesante buscar aplicar el modelo robusto, el cual combina propiedades de modelos abiertos y cerrados para generar estimaciones de abundancia. En un modelo robusto existen dos tipos de eventos de captura, primarios y secundarios. Mientras un evento secundario es largo y se supone que la población es abierta durante ellos (un año o un par de meses), un evento primario es de comparativamente corta duración, durante el cual se maximiza el esfuerzo de observación, y en el que se supone que la población es cerrada. Este evento podría durar un par de semanas, por ejemplo. Para analizar los datos de este trabajo con un modelo robusto habría que realizar otra comparación entre foto-identificaciones, una vez

definidas estas nuevas agrupaciones temporales. De momento implica más trabajo, pero tal vez en un futuro plantear programas de monitoreo con este esquema permita obtener conclusiones más robustas con un menor esfuerzo en campo.

El definir transectos lineales que se distribuyan sobre el área de más avistamientos, y que se recorran de manera sistemática durante cada navegación mejoraría la señal ecológica buscada usando tasas de encuentro. Para estos muestreos no habría que cambiar de curso cuando se vea a un rorcual, sino sólo contarlos. En caso de usar datos que se originen de recorrer distintas áreas se recomienda estandarizar con un procedimiento como el que se buscó implementar en este trabajo, y que se encuentra en un script de R.

En estudios de marcaje-recaptura es una buena práctica incluir una fase de diseño y selección de sub-modelos. Es posible generar un amplio número de sub-modelos, por lo que su diseño debe de estar basado en observaciones y datos sobre la biología y la ecología de la especie. Su uso es una práctica común en estudios de marcaje-recaptura en otras especies, y es importante porque los valores de distintos sub-modelos pueden generar estimaciones muy diferentes. Se recomienda el uso de historiales de captura, además de programas como MARK o R y el paquete RMARK.

Probablemente el mejor método disponible para obtener estimaciones de abundancia usando foto-identificación y marcaje recaptura sea una aproximación bayesiana, implementada a través del lenguaje JAGS y el paquete RMARK en R. Otras herramientas útiles son el uso de modelos multi-estado y modelos jerárquicos, también llamados de estado-espacio. Actualmente no se han hecho trabajos de marcaje-recaptura bayesianos para la especie.

Al usar múltiples años de datos para establecer una estacionalidad, es preferible hacer el ajuste de un modelo en un solo paso. Al hacerlo por pasos, como en este trabajo, se le indica al modelo que todos los años son iguales. En este caso que hubo una variación considerable en la ventana temporal del estudio, se sugiere aplicar un modelo jerarquizado bayesiano para mejorar la capacidad predictiva del modelo. En este modelo se tomaría en cuenta la variación interanual para genera un modelo estacional

Literatura citada

- ACD. 1999. ACDSee pro 3. Accelerate your photography workflow. User Guide. ACD Systems International Inc. Recuperado en enero de 2018 de: <http://files.acdsystems.com/english/acdseepro/manuals/acdseepro3-fls-userguide.pdf>
- Agler, B.A., Beard, J.A., Bowman, R.S., Corbett, H.D., Frohock, S.E., Hawvermale, M.P., Katona, S.K., Sadove, S.S., Seipt, I.E. 1990. Fin whale (*Balaenoptera physalus*) photographic identification: methodology and preliminary results from the western north Atlantic. En: Hammond, P.S., Mizroch, S.A., Donovan, G.P. (Eds.) Report of the International Whaling Commission Special Issue 12. Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. International Whaling Commission. Cambridge. (pp. 349-356).
- Akaike, H. 1998. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. En: Selected papers of Hirotugu Akaike. Springer, New York. (pp. 199-213).
- Ashe, E., Wray, J., Picard, C., Williams R. 2013. Abundance and survival of Pacific humpback whales in a proposed critical habitat area. PLoS ONE 8(9).
- Álvarez-Borrego, S., Lara-Lara, J.R. 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. En: Dauphin, J.P and Simoneit, B. (Eds.) The gulf and peninsular province of the Californias. American Association of Petroleum Geologists. (pp. 555-567).
- Álvarez-Borrego, S. 2010. Physical, chemical, and biological oceanography of the Gulf of California. En: Brusca, R.C. (Ed.) The Gulf of California : biodiversity and conservation. University of Arizona Press. (pp. 24-48).
- Arellano-Peralta V., Medrano González, L. 2013. Distribución y abundancia de los mamíferos marinos del Golfo de California. En: Mamíferos marinos en el Golfo de California. Macroecología, impacto humano y perspectiva hacia la conservación. Universidad Nacional Autónoma de México, México. (pp. 35-54).
- Badán-Dangón, A., Koblinksky C.J., Baumgartner, T. 1985. Spring and summer in the Gulf of California: Observations of surface thermal patterns. Ocean. Acta. 8: 13-22
- Beier E. 1997. A Numerical Investigation of the Annual Variability in the Gulf of California. Journal of Physical Oceanography. 27, 615-632.
- Benjamini, Y., Hochberg, Y., 1995 Controlling the False Discovery Rate: A Practical and Powerful Approach to Multiple Testing. Journal of the Royal Statistical Society. 57(1), 289-300

- Bérubé, M., Aguilar, A., Dendanto, D., Larsen, F., Notarbartolo di Sciara, G., Sears, R., Sigurjónsson, J., Urban-R., J., Palsbøll, P.J. 1998. Population genetic structure of North Atlantic, Mediterranean Sea and Sea of Cortez fin whales, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus 1758): analysis of mitochondrial and nuclear loci. *Molecular Ecology*. 7, 585–599.
- Bérubé, M., Urbán, J., Dizon, A.E., Brownell, R.L., Palsbøll, P.J. 2002. Genetic identification of a small and highly isolated population of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Sea of Cortez, México. *Conservation Genetics*. 3, 183-190.
- Bonilla-Garzón, N.A. 2015. Caracterización poblacional del rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en el Golfo de California con base en sus sonidos. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 96 pp.
- Borchers, D., Buckland, S., Zucchini W. 2002. Estimating animal abundance. Closed populations. Springer. Great Britain.
- Bose, N., Lien, J. 1989. Propulsion of a fin Whale (*Balaenoptera physalus*): Why the fin whale is a fast swimmer. *Proceedings of the Royal Society of London*. 237, 175–200.
- Brown E., Colling A., Park, D., Phillips, J., Rothery, D., Wright, J. 2001. *Ocean Circulation* (2 Edition). Butterworth Heinemann & The Open University. 286 pp.
- Burgos Othón, T.A. 2018. Biomasa y producción fitoplanctónicas derivadas de satélite en la parte central del Golfo de California, en 2002-2017. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 63 pp.
- Burnham, K., Anderson, D., White, G., Brownie, C., Pollock, K. 1987. Protocols for studies with a control and one treatment. En: Burnham, K., Anderson, D., White, G., Brownie, C., Pollock, K. *Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture*. (pp. 64-77)
- Burnham, K., Anderson D. 2002. *Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag. New York. (pp. 1-148)
- Calambokidis J., Barlow J. 2004. Abundance of blue and humpback whales in the eastern north Pacific estimated by capture-recapture methods and line transect methods. *Marine Mammals Science*. 20(1) (pp. 63-85)
- Chao, A., Huggins R.M. 2005. Classical closed-population capture-recapture models. En: (Eds.) Amstrup, S.C., McDonald, T.L., Manly, B.F. *Handbook of capture-recapture analysis*. Princeton University Press, USA. (pp. 22-35).
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2016. Catálogo único de rorcual común (*Balaenoptera physalus*), del Golfo de California 1981-2015. México. Recuperado en enero de 2018 de: <http://www.conanp.gob.mx/contenido/pdf/CATALOGOPHYSALUS-PROCER2016-FINAL.pdf>

- Cooch, E., White, G. 2006. Program MARK: a gentle introduction. (13a ed.) Recuperado en octubre de 2017 de : <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>
- Darroch, J.N. 1958. The multiple-recapture census: I. Estimation of a closed population. *Biometrika*. Vol. 45, No. 3-4 (pp. 343-359).
- Del Ángel Rodríguez, J.A. 1997. Hábitos alimentarios y distribución espacio-temporal de los rorcuales común (*Balaenoptera physalus*) y azul (*Balaenoptera musculus*) en la bahía de la Paz, B.C.S., México. Tesis de Maestría en Ciencias. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 78 pp.
- Díaz-Guzmán, C.F. 2006. Abundancia y movimientos del rorcual común, *Balaenoptera physalus*, en el Golfo de California. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 49 pp.
- Enríquez-Paredes, L.M. 1996. Ocurrencia, movimientos, estructura social y tamaño de las agregaciones de rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en el Golfo de California, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 59 pp.
- EDMAKTUB. 2017. Fin whale Project. The study of fin whales in Catalan waters. An initiative of the EDMAKTUB association. Annual report 2017. Results & description. Recuperado en enero de 2019 de: <http://www.edmaktub.org/wp-content/uploads/2018/04/Fin-Whale-Project-Annual-Report-2017.pdf>
- Gambell, R. 1985. Finwhale *Balaenoptera physalus*. En: Ridgeway S.H., Harrison R. (Eds.), Handbook of marine mammals. Academic Press, Toronto. (pp. 3171-3192).
- Gerrodette, T., Palacios D.M. 1996. Estimates of cetacean abundance in EEZ waters of the Eastern tropical Pacific. National Marine Fisheries Service. Southwest Fisheries Science Center Administrative Report no. LJ-96-10.
- Gilmore R.M. 1957. Whale's around in Cortez's Sea. Tragic strandings in the Gulf of California. *Pacific Discovery*, 10, 22-27.
- Guerrero Ruiz, M., Urbán Ramírez, J., Lorenzo, R.B. (Comps.) 2006. Conocimiento biológico de los cetáceos del Golfo de California. Rorcual común (*Balaenoptera physalus*). En: Guerrero Ruiz, M., Urbán Ramírez, J., Lorenzo, R.B. (Comps.) Las ballenas del Golfo de California. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. (pp. 255-271).
- Goldbogen, J. 2011 La buchada perfecta. Nuevos dispositivos arrojan luz sobre la biomecánica de la alimentación en los rorcuales, los mayores mamíferos marinos. *Investigación y Ciencia*. 419, 72-79.
- Hammond, P. S., Mizroch, S.A., Donovan, G.P. (Eds.) 1990. Report of the International Whaling Commission Special Issue 12. Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. International Whaling Commission. Cambridge.

- Hidalgo-González, R.M., Alvarez-Borrego, S. 2004. Total and new production in the Gulf of California estimated from ocean color data from the satellite sensor SeaWiFS. *Deep-Sea Research Part II*, 51, 739–752.
- Hurvich, C., Tsai, C-L. 1989. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika*, 76, 297-307.
- Huggins, R. 1989. On the statistical analysis of capture experiments. *Biometrika*, 76(1), 133-140.
- Jaume-Schinkel, M.S. 2004. Hábitos alimentarios del rorcual común *Balaenoptera physalus* en el Golfo de California mediante el uso de isótopos estables de nitrógeno y carbono. Tesis de Maestría en Ciencias. Instituto Politécnico Nacional. 64 pp.
- Jiménez-López, M., Palacios, D., Jaramillo-Legorreta, A., Urbán, J., Mate, B. 2019. Fin whale movements in the Gulf of California, Mexico, from satellite telemetry. *PLoS ONE* 14(1).
- Jolly, G.M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration stochastic model. *Biometrika*. Vol 52, No. 1. (pp. 225-247).
- Laws, R.M. 1961 Southern fin whales. "Discovery" Report, 31, 327-486.
- Ladrón de Guevara, P., Lavaniegos, B.E. Heckel, G. 2008. Fin whales (*Balaenoptera physalus*) foraging on daytime surface swarms of the euphausiid (*Nyctiphanes simplex*) in Ballenas Channel, Gulf of California, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 89(3), 559–566.
- Ladrón-de-Guevara, P., Heckel, G., Lavaniegos, B.E. 2015. Spatial and temporal occurrence of fin whales (*Balaenoptera physalus*) and euphausiids (*Nyctiphanes simplex*) in the Ballenas Channel, Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*, 41(2), 125–142.
- Leatherwood, S., Caldwell, D.K., Winn, H.E., Schevill, W.E., Caldwell, M.C. 1976. Fin whale. En: Leatherwood, S., Caldwell, D.K., Winn, H.E., Schevill, W.E., Caldwell, M.C. *Whales, dolphins, and porpoises of the western North Atlantic. A guide to their identification*. National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, WA. (pp. 26-31)
- Leatherwood, S., Reeves, R.R., Perrin, W.F., Evans, W.E. 1982. Fin whale. En: Leatherwood, S., Reeves, R.R., Perrin, W.F., Evans, W.E. *Whales, dolphins, and porpoises of the eastern north Pacific and adjacent Arctic waters. A guide to their identification*. National Oceanic and Atmospheric Administration. California. (pp. 23-28).
- Lebreton, J-D., Burnham, K., Clobert, J., Anderson, D. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62(1). (pp. 67-118).

- Lockyer C. 2001 Ecological aspects of reproduction of marine mammals En: Evans, P. G.H., Raga, J.A. (Eds.) Marine mammals: biology and conservation. Springer Science+Business, LLC. New York. (pp. 93-132).
- López, M., Candela, J., Argote, M.L. 2006. Why does the Ballenas Channel have the coldest SST in the Gulf of California? Geophysical Research Letters, 33.
- López, M., Candela, J., García, J. 2008. Two overflows in the Northern Gulf of California. Journal of Geophysical Research, Vol. 113.
- Lluch-Cota, S.E. 2000. Coastal upwelling in the eastern Gulf of California. Oceanologica Acta. Vol. 23, 6. (pp. 731-738).
- Marinone, S.G., Lavín, M.F. 2003. Residual flow and mixing in the large islands region of the central Gulf of California. En: Velasco Fuentes, O.U., Sheinbaum, O.U., Ochoa, J. (Eds.) Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. (pp. 213–236).
- Martínez-Villalba, M.G. 2008. Distribución y abundancia de la ballena de aleta (*Balaenoptera physalus*) en aguas adyacentes a Guaymas y algunas inferencias ecológicas generales sobre esta especie en el Golfo de California. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 86 pp.
- Mayo, C.A., Hawvermale, M.P., Carlson, C.A., Mattila, D.K., Clapham, P.J. 1985. Identification of individual fin whales: The technique and its uses. Abstracts: Fifth Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Boston, MA. EE.UU
- Mitchell, E.D. 1972. Balaenopterine or finner whales. En: Seed, A. (Ed.) Baleen whales: in Eastern North Pacific and Arctic waters. Pacific Search Press, Seattle.
- Montesinos-Laffont, A. 2016. Evidencia genética de estabilidad en la abundancia de la población de rorqual común del Golfo de California, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California. 57 pp.
- Navarro, R., López, M., Candela, J. 2016. Seasonal cycle of near-bottom transport and currents in the Northern Gulf of California. Journal of Geophysical Research: Oceans, 121.
- Nigenda-Morales, S., Flores-Ramírez, S., Urbán-R., J., Vázquez-Juárez, R. 2008. MHC DQB-1 polymorphism in the Gulf of California fin whale (*Balaenoptera physalus*) population. Journal of Heredity, 99(1), 14–21
- Nowak, R.M. 2003. Rorquals: Balaenopteridae. En: Walker's marine mammals of the world. Johns Hopkins University Press. (pp. 198-209).

- O'Brien S., Bourou R., Tiandry H. 2005. Consequences of violating the recapture duration assumption of mark-recapture models: a test using simulated and empirical data from an endangered tortoise population. *Journal of Applied Ecology*. 42 (pp. 1096-1104)
- Otis, D., Burnham, K., White, G., Anderson, D. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife monographs*, 62, 3-135
- Pardo, M.A. 2015. Evaluación de la abundancia, tendencia poblacional y distribución espacial del rorcual común en el Golfo de California. Informe técnico final. Programa de Conservación de Especies en Riesgo PROCER. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. La Paz.
- Pardo, M.A., Gendron D., Carone, E., Jiménez, E., Busquets, G., Rosales, H., Urbán, J., Vilorio, L., Enríquez, L., Mata, R. 2017. Determinación del estado y dinámica poblacional del rorcual común en el Golfo de California. Informe final. Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER). La Paz.
- Pérez-Puig, H. 2012. Distribución y abundancia del rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en Bahía Kino y la Región de las Grandes Islas del Golfo de California. En: Resúmenes de la XXXIII Reunión internacional para el estudio de los mamíferos marinos, Melaque, JC, de 6-9 Mayo, SOMEMMA.
- Pérez-Puig, H. 2016. Research and Conservation Program Report 2015-2016: Marine Mammal Program Report. Prescott College Kino Bay Center for Cultural and Ecological Studies.
- Pérez-Puig, H., Meltzer L. 2016. Residencia y fidelidad al sitio de rorcuales comunes (*Balaenoptera physalus*) en la Región Oriental de las Grandes Islas del Golfo de California, México. En: Resúmenes de la XXXV Reunión internacional para el estudio de los mamíferos marinos, La Paz, B.C.S., 1-5 de Mayo, SOMEMMA.
- Perrin, W. Würsig, B., Thewissen (Editors) G. 2009. "Fin Whale" En: *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2nd Edition. Academic Press. pp 228, 372, 433-434
- Puig Pérez H. 2016 Marine mammal program. Research and Conservation Program Report 2015-2016. Prescott College Kino Bay Center for Cultural and Ecological Studies.
- Pettis, J., Pfister, T., Jaume, S., Urbán, J. 2000a. Las ballenas de aleta (*B. physalus*) de Bahía Kino conforman una subpoblación. En: Resúmenes de la XXVII Reunión Internacional para el Estudio de los mamíferos marinos. La Paz, B.C.S. México.
- Pollock, K.H., Nichols, J.D., Brownie, C., Hines, J.E. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs*. No. 107. (pp. 3-97).
- Pollock, K.H., Apizar-Jara, R. 2005. Classical open population capture-recapture models. En: (Eds.) Amstrup, S.C., McDonald, T.L., Manly, B.F. *Handbook of capture-recapture analysis*. Princeton University Press, USA. (pp. 36-57).

- Reilly, S.B., Bannister, J.L., Best, P.B., Brown, M., Brownell Jr., R.L., Butterworth, D.S., Clapham, P.J., Cooke, J., Donovan, G.P., Urbán, J. & Zerbini, A.N. 2013. *Balaenoptera physalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T2478A44210520. (<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T2478A44210520.en>) Descargado el 30 de Septiembre del 2018
- Rice, D.W. 1998. Order Cetacea. Suborder Mysticeti. Family Balaenopteridae. Rorquals. *Balaenoptera physalus*. En: Rice, D.W. (Comp.), Wartzok, D. (Ed.) Marine mammals of the world: systematics and distribution. Allen Press. Lawrence, KS. (pp. 76-77).
- Roden, G.I. 1964. Oceanographic aspects of the Gulf of California. En Van Andel T.H., Shor G.G. Jr. (Eds.) Marine Geology of the Gulf of California: A Symposium Memoir 3, American Association of Petroleum Geologists, Tulsa. (pp. 30 –58).
- Royle, J., Dorazio, R. 2008. Conceptual and philosophical considerations in ecology and statistics. En: Royle, J., Dorazio, R. Hierarchical modeling and inference in ecology. (pp. 1-26)
- Santamaría-del-Ángel, E., Álvarez-Borrego, S., Mueller-Karger, F.E. 1994. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *Journal of Geophysical Research*, 99(C4), 7411-7421.
- Santamaría-del-Ángel, E., Álvarez-Borrego, S., Millán-Núñez, R., Müller-Karger, F.E. 1999. Sobre el efecto débil de las surgencias de verano en la biomasa fitoplanctónica del Golfo de California. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. Vol. 49. (pp. 207-212).
- Sarmiento, F. 2000. Diccionario de ecología: paisajes, conservación y desarrollo sustentable para Latinoamérica. Ediciones Abya Yala. (pp. 142).
- Seber, A.G. 1965. A note on the multiple-recapture census. *Biometrika*. Vol. 52 No. 1 (pp. 249-259).
- Schaub M., Royle A. 2014. Estimating true instead of apparent survival using spatial Cormack-Jolly-Seber models. *Methods in ecology and evolution*. 5. (pp. 1316-1326)
- Schnabel, Z.E. 1938. The estimation of the total fish population of a lake. *The American Mathematical Monthly*. Vol. 45. No. 6. (pp. 348-352).
- Schwarz, C.J., Seber, G.A.F. 1999. Estimating animal abundance: Review III. *Statistical Science*. Vol. 14, No. 4. (pp. 427-456).
- Schwarz, C., Arnason, A. 1996. A general methodology for the analysis of capture recapture experiments in open populations. *Biometrics*, 52(3). 860-873.
- Soto-Mardones, L., Marinone, S.G., Parés-Sierra, A. 1999. Time and spatial variability of sea surface temperature in the Gulf of California. *Ciencias Marinas*, 25(1), 1– 30.

- Tershy, B.R., Breese, D., Strong, C. 1990. Abundance, seasonal distribution and population composition of Balaenopterid whales in the Canal de Ballenas, Gulf of California, Mexico. En: Hammond, P.S., Mizroch, S.A., Donovan, G.P. (Eds.) Report of the International Whaling Commission Special Issue 12. Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. International Whaling Commission. Cambridge. (pp. 369-376).
- Tershy, B., Acevedo-G, A., Breese, D., Strong, C.S. 1993a. Diet and feeding behaviour of fin and Bryde's whales in the central gulf of California. *Revista Investigación Científica*, 1(No. Esp. SOMMEMA 1), 31–38.
- Tershy, B., Urbán-Ramírez, J., Breese, D., Rojas-Bracho, L., Findley, L.T. 1993b. Are fin whales resident to the Gulf of California? *Revista Investigación Científica*. Número especial S(1), 69–72.
- Thompson P.O., Findley L.T., Vidal O. 1992. 20-Hz pulses and other vocalizations of fin whales, *Balaenoptera physalus*, in the Gulf of California, Mexico. *The Journal of the Acoustical Society of America* 92(6), 3051-3057.
- Thompson W.L., White G.C., Gowan, C. 1998. Monitoring vertebrate populations. Academic Press, Inc. United States of America.
- Mizroch, S.A., Rice, D.W., Zwiefelhofer, D., Waite, J., Perryman, W.L. 2009. Distribution and movements of fin whales in the North Pacific Ocean. *Mammal Review*. 39(3), 193–227.
- Urbán, J., Aurióles-G. D., Aguayo-L, A. 1988. El rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en la porción sur del Golfo de California. Resumen XIII Reunión Internacional sobre el Estudio de Mamíferos Marinos. La Paz, B.C.S., México
- Urbán Ramírez, J. 1997. El rorcual común *Balaenoptera physalus*, en el Golfo de California, México. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. B040. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México.
- Urbán J., Rojas-Bracho, L., Guerrero-Ruíz, M., Jaramillo-Legorreta, A., Findley, L.T., Cartron, J.L., Ceballos, G., Felger, R.S. 2005a. Cetacean diversity and conservation in the Gulf of California. En: Cartron, J.L.E., Ceballos, G., Felger R.S. (Eds.) Biodiversity, ecosystems and conservation in Northern Mexico. Oxford University Press. (pp. 276-296).
- Urbán, J., Mate, B., Jaume-Shinkel, S., Díaz, C., Tershy, B., Acevedo-Gutiérrez, A., Croll, D. 2005b. Determination and characterization of fin whale habitat in the Gulf of California. Resumen de la 16a Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. San Diego, EE.UU
- Urian, K., Gorgone, A., Read, A., Balmer, B., Wells, R.S., Bergren, P., Durban, J., Eguchi, T., Rayment, W., Hammond, P.S. 2015. Recommendations for photo-identification methods used in capture-recapture models with cetaceans. *Marine Mammal Science*, 31(1), 298–321.

- Urrutia Osorio, M.F. 2015. PADI Foundation Grant Report. Photo-identification, abundance and distribution of cetaceans in the Canal de Ballenas area: providing information needed for informed management and conservation in the Gulf of California. PADI Foundation.
- Valdez-Holguín, J.E., Álvarez-Borrego, S., Trees, C.C. 1999. Seasonal and spatial characterization of the Gulf of California phytoplankton photosynthetic parameters. *Ciencias Marinas*, 25(4), 445–467
- Vernazzani, B., Jackson, J., Cabrera, E., Carlson, C. 2017. Estimates of abundance and trend of Chilean blue whales off Isla de Chiloé, Chile. *PLoS ONE* 12(1).
- Watkins, W.A., Johnson, J.H., Wartzok, D. 1978 Radio tagging report of finback and humpback whales. Technical report. Woods Hole Oceanographic Institution. Woods Hole, MA.
- Watkins, W.A. 1981. Activities and underwater sounds of fin whales. *The Scientific Reports of the Whales Research Institute*. 33, 83-117.
- White, G, Burnham, K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*. 46, 120-139.
- Williams, B., Nichols, J., Conroy, M. 2012. Estimating abundance and recruitment with mark-recapture methods. En: Williams, B., Nichols, J., Conroy, M. 2012. *Analysis and management of animal populations*. Academic Press. USA. (pp.495-511)
- Würsig B., Jefferson, T.A. 1990. Methods of photoidentification for small cetaceans. En: Hammond, P.S., Mizroch, S.A., Donovan, G.P. (Eds.) *Report of the International Whaling Commission Special Issue 12. Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters*. International Whaling Commission. Cambridge. (pp. 43-52).
- Würsig B., Thewissen, J.G.M., Kovacs, K. 2017. Fin Whale. En: Würsig B., Thewissen, J.G.M., Kovacs, K. (Eds.) *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press. (pp. 368-371).
- Zavala Hernández, V.I. 1996. Distribución de *Balaenoptera musculus* y *B. physalus* en función de algunos factores físicos, en la zona comprendida entre Bahía Magdalena y Punta Concepción, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 57 pp.

Anexos

Anexo 1. Especies de rorcuales en la región que se asemejan a *B. physalus*.

Al almacenar y comparar las imágenes que se tomaron en campo, es importante tomar en cuenta que hay dos especies de balenopteridos en la región que se pueden confundir fácilmente con el rorcual común.

Estos son:

- Rorcual tropical o ballena de Bryde (*B. edeni*)
- Rorcual de Rudolphi, ballena de Sei (*B. borealis*)

La comparación de algunas características morfológicas y de comportamiento permite distinguirlas entre sí.

El rorcual común tiene un rostro plano, con una sola cresta de tamaño mediano, además de tener un patrón de coloración grisáceo. Las otras especies son de coloraciones más oscuras.

El rorcual tropical (*B. edeni*) suele presentar una pigmentación negro-azulada en el dorso y la parte anterior, incluyendo las aletas pectorales (ambas caras), además de presentar 3 crestas de tamaño mediano. Tiene una aleta dorsal falcada y su superficie suele ser más lisa. Suele tener un comportamiento evasivo, cambiando de dirección constantemente.

Anexo 3. Propiedades de los estimadores usando máxima verosimilitud

Entre las propiedades útiles para inferencia estadística se encuentran:

- a) Son *consistentes*.
- b) No están sesgados asintóticamente, aunque podrían haber algo de sesgo dependiendo del tamaño de la muestra.
- c) Son eficientes asintóticamente. Ningún estimador no sesgado asintóticamente tiene una varianza asintótica menor que uno derivado por máxima verosimilitud.
- d) Tienen una distribución asintótica normal. Esto permite el uso de pruebas estadísticas paramétricas.
- e) Si existe un *estadístico suficiente* para un parámetro, el estimador de máxima verosimilitud para ese parámetro es una función de este *estadístico*.

Existen dos formas de obtener el MLE de un parámetro. La analítica y la numérica. La analítica usa algebra para obtener los resultados, algunas funciones pueden resolverse de esta manera y son denominadas de forma cerrada. La mayoría de las funciones de verosimilitud que se evalúan en marcaje-recaptura no se pueden resolver de manera analítica y se requieren de procesos iterativos que evalúen distintos valores del parámetro para obtener el MLE de la función. Este proceso iterativo es simplificado por el uso de algoritmos de búsqueda en computadoras, y es parte de las funciones que realiza MARK.

Trabajando analíticamente con una función de forma cerrada, se obtiene el MLE sacando la primera derivada de la función de verosimilitud, igualando a 0 y resolviendo. Esta función es llamada la “función de puntaje de Fisher”.

Para obtener la varianza se obtiene la segunda derivada de la función, denominada “Hessian”, se evalúa en el MLE y finalmente se le saca la inversa negativa. Esta es conocida como la “función de información” o “matrix”.

Anexo 4. Catálogo fotográfico

Ejemplo de como aparece un individuo en el catálogo.

ID: BPK286

Mejor fotografía derecha: Bp_20150112-S756-C-1619



Mejor fotografía izquierda: Bp_20150120-S763-C-2217



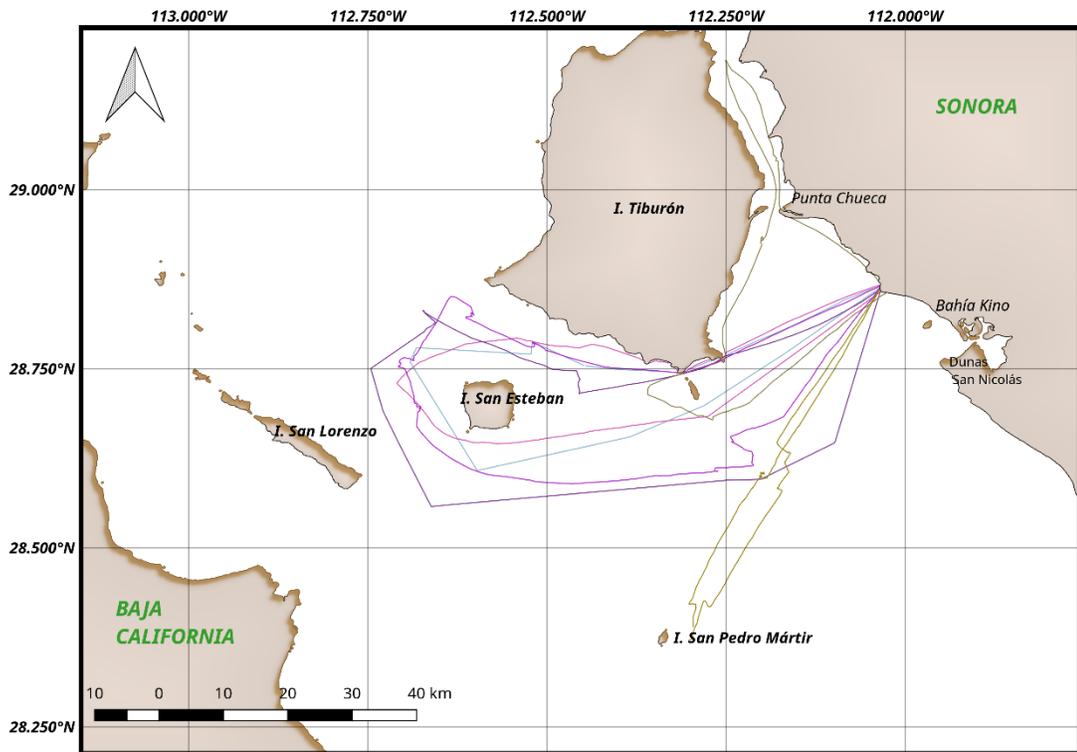
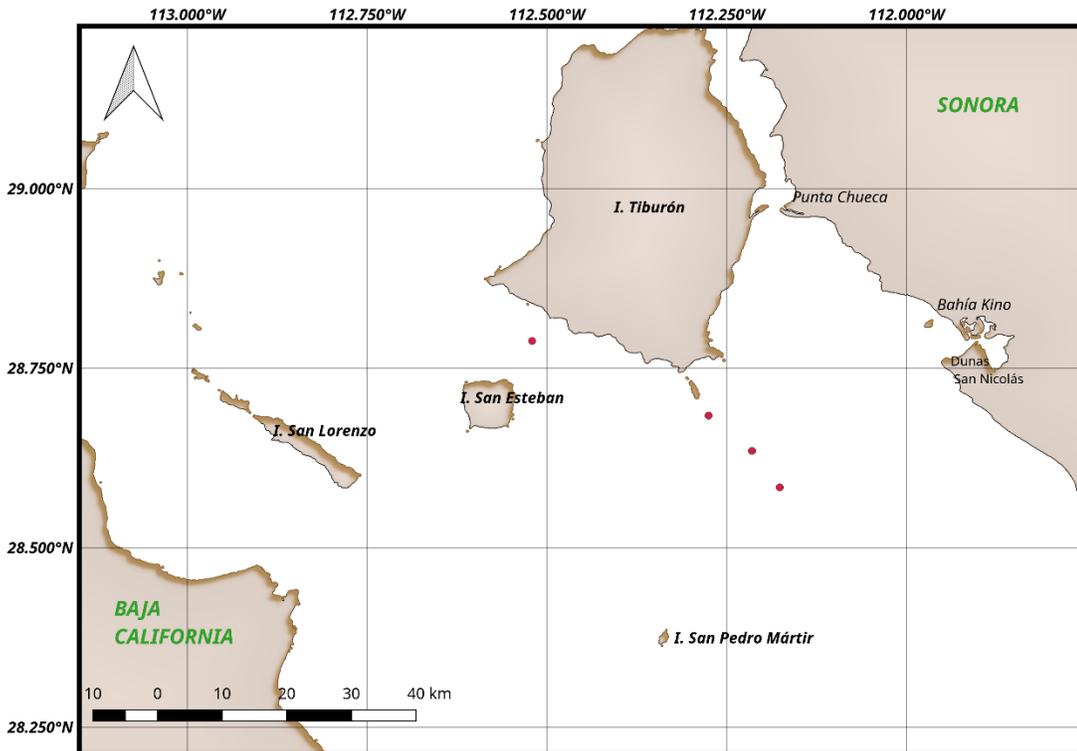
Anexo 5 Información geográfica de los avistamientos y navegaciones

Se adjuntan mapas con las posiciones geográficas de los avistamientos y recorridos de las navegaciones [Tabla 23] para el período que se analizó con tasas de encuentro, que comprende parte del 2012 hasta el final del año 2017. Los mapas se generaron usando el programa QGIS v.2.18.7. Se muestran los avistamientos seguido de los tracks.

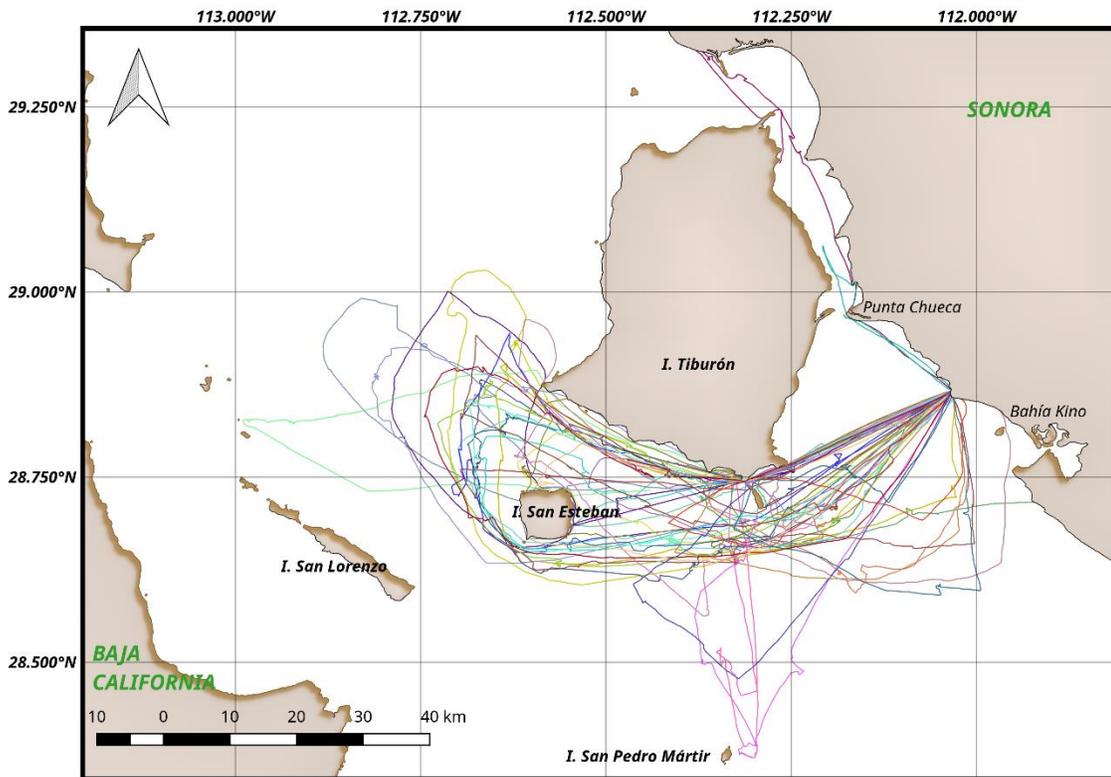
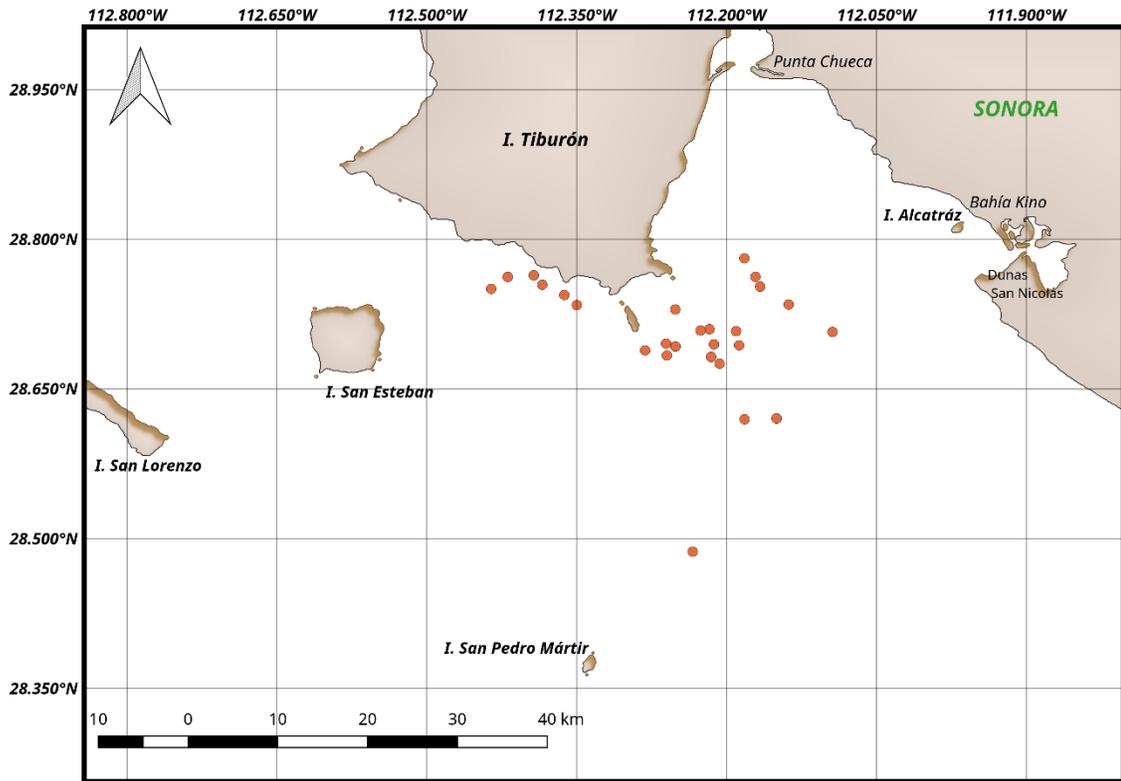
Tabla 23. Avistamientos y monitoreos analizados usando tasas de encuentro

Año	Avistamientos	Monitoreos
2011-2012	4	6
2012-2013	26	37
2013-2014	131	41
2014-2015	65	35
2015-2016	68	35
2016-2017	10	30

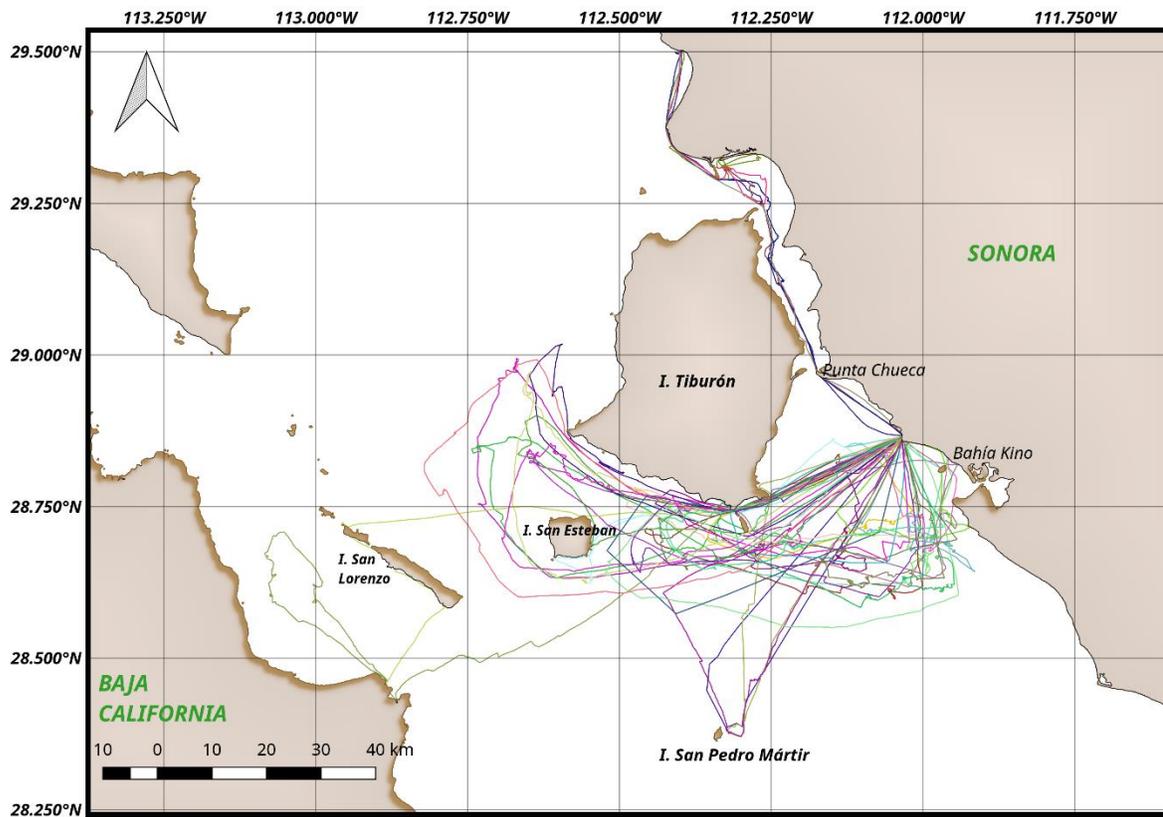
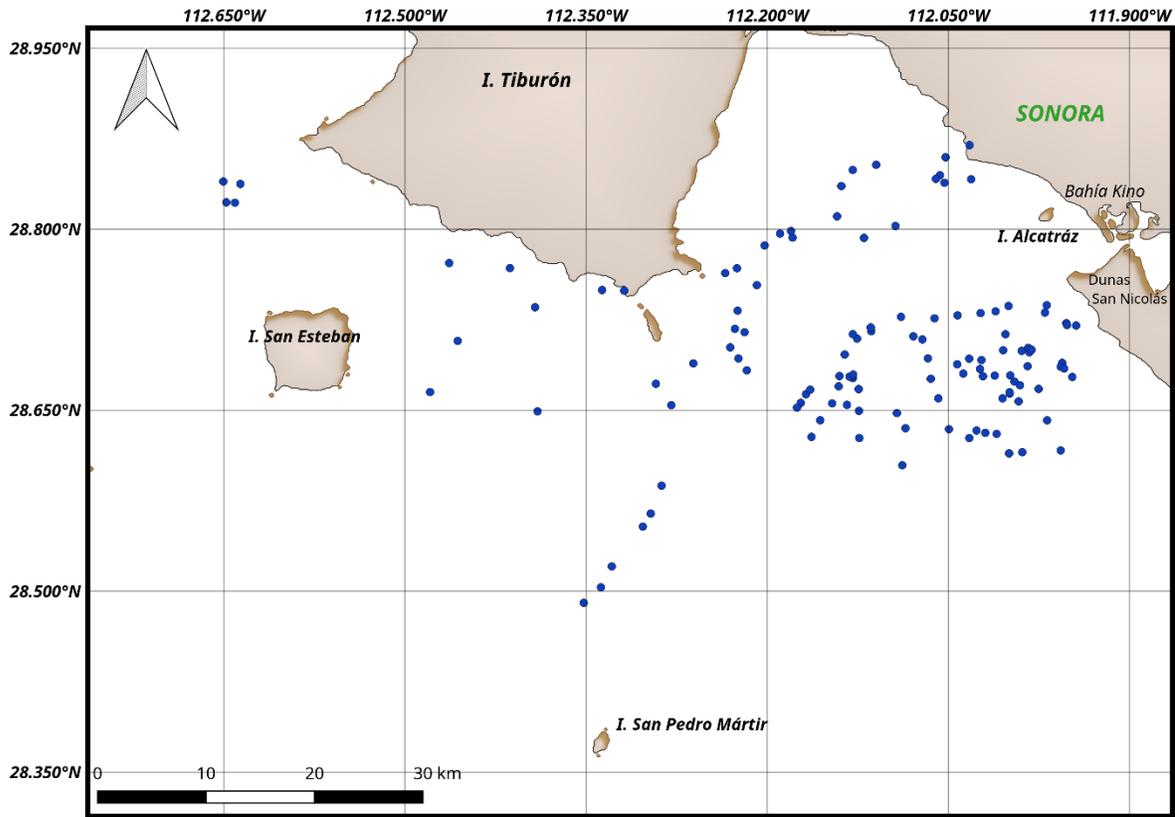
Año 2011-2012



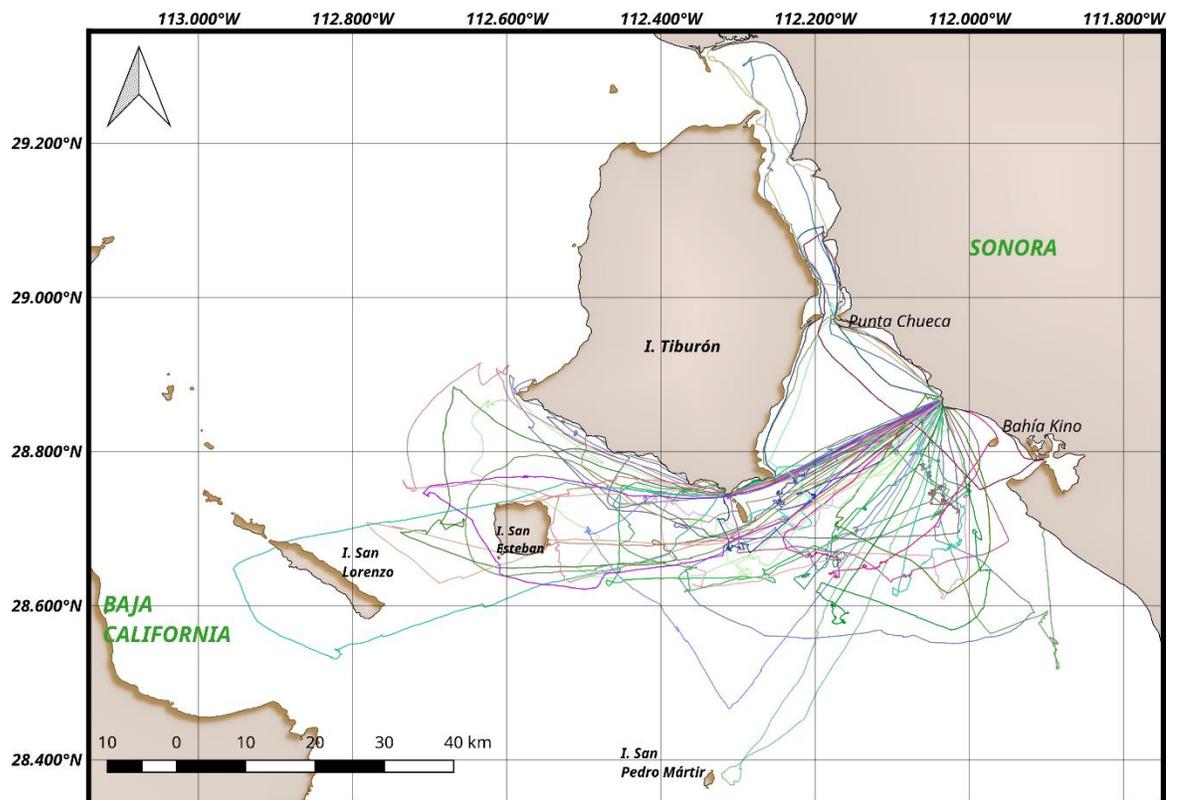
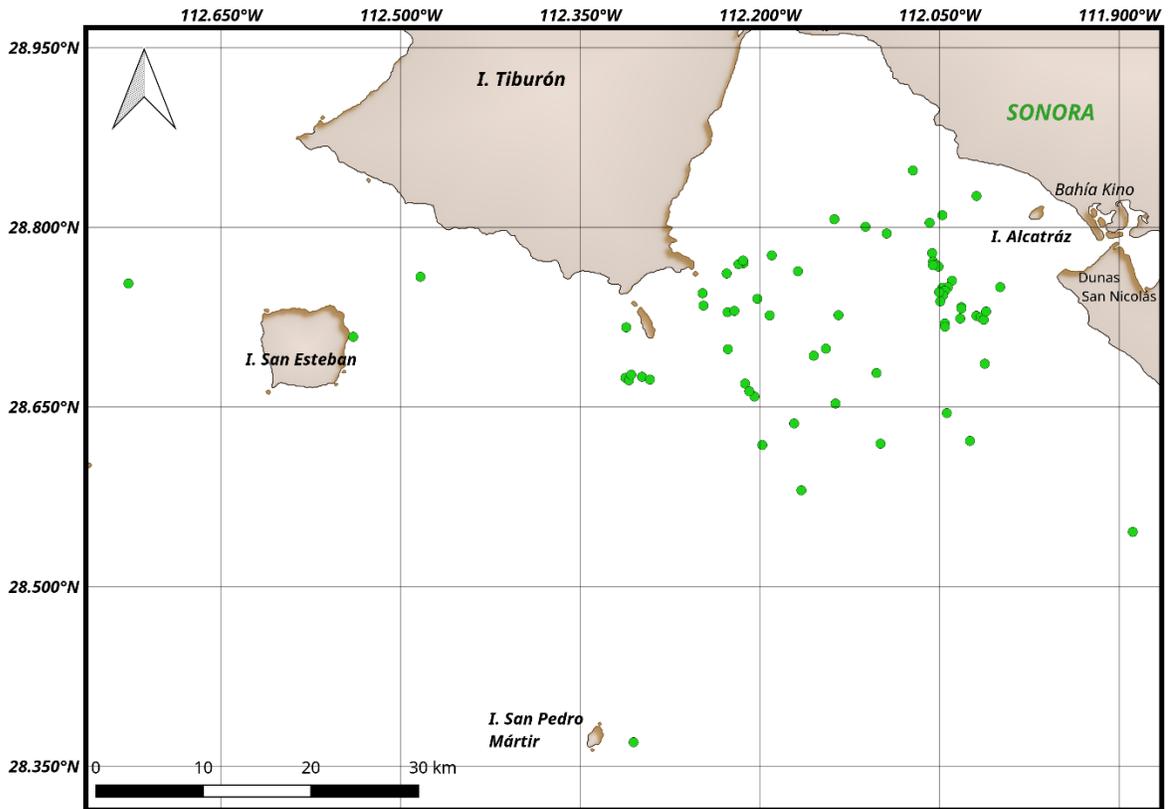
Año 2012-2013



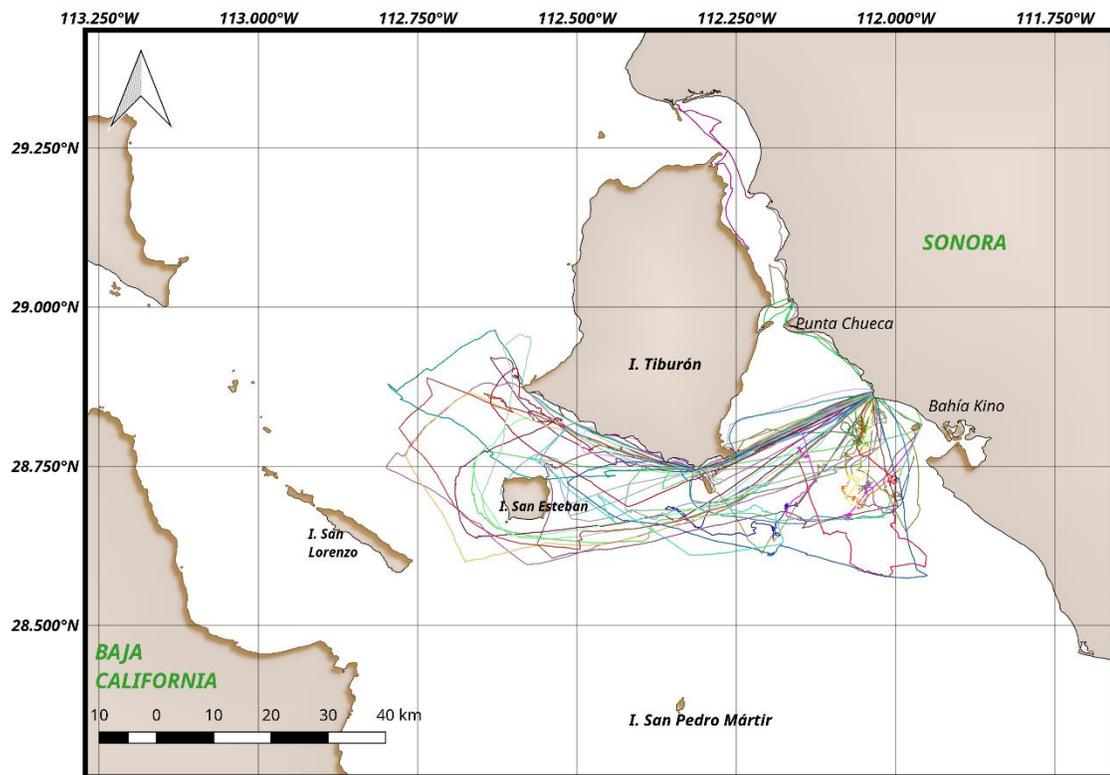
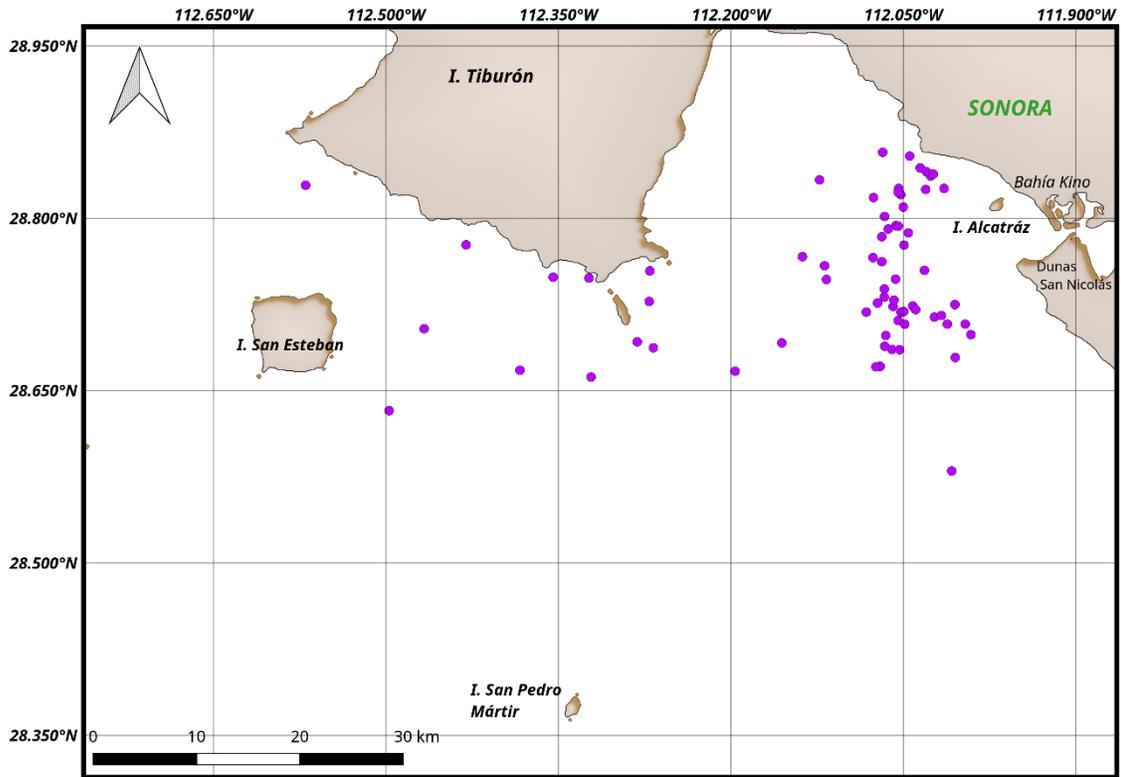
Año 2013-2014



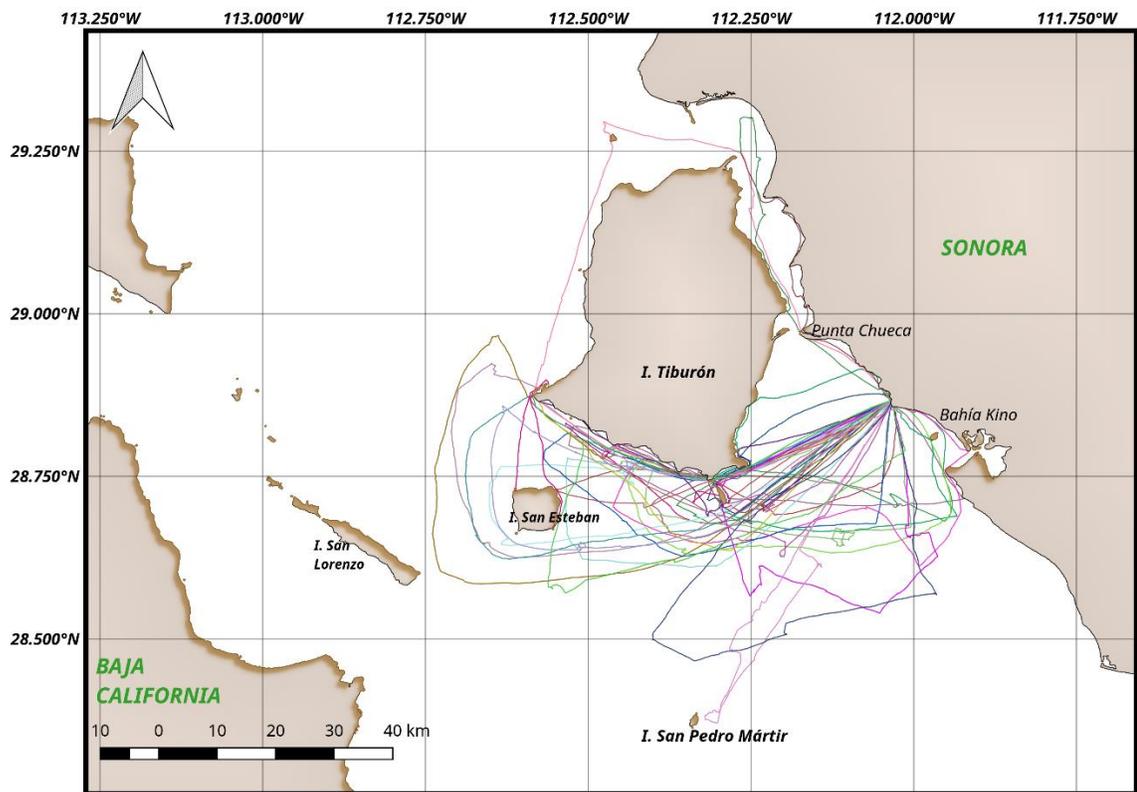
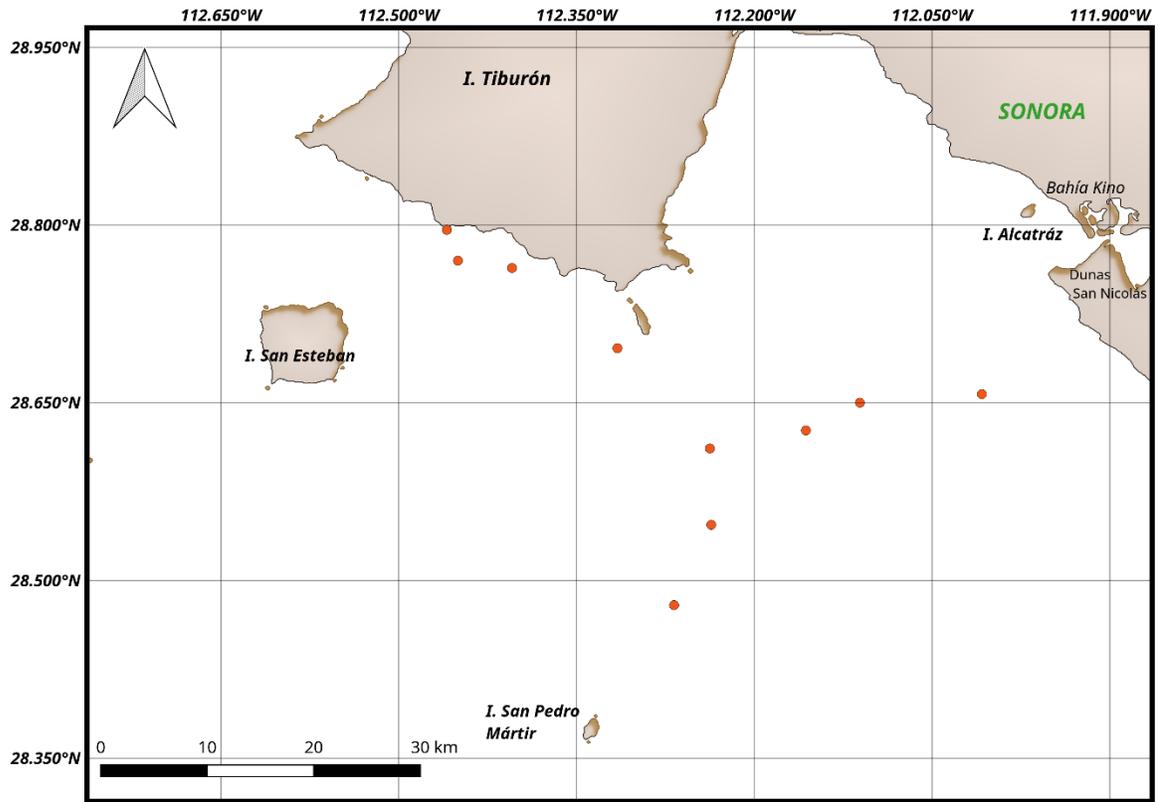
Año 2014-2015



Año 2015-2016



Año 2016-2017



Anexo 6 Glosario

Desviación estándar	Raíz cuadrada de la varianza
Error estándar	La desviación estándar de la muestra dividida entre la raíz de n . Estima la desviación estándar de las medias muestrales con respecto a la media poblacional
Estación	En este trabajo se refiere a períodos temporales dentro de un año, definidas en base a cambios en la temperatura superficial del agua y de productividad primaria
Factor de inflación de la varianza	Una medida del ruido, o variación extrabinomial de los datos con respecto a los modelos que se busca ajustar. Por defecto, $\hat{c} = 1.0$ lo cual indica que no hay variación extra binomial. Entre mayor sea la desviación con respecto a estos supuestos, mayor el valor del parámetro
Función de enlace o <i>link</i>	Una función que transforma la respuesta esperada de tal manera que sea posible aplicarle un modelo lineal. Es parte de un modelo lineal generalizado, la cual permite relacionar el componente determinista y estocástico de un modelo
GAM	Modelo aditivo generalizado. Es una función no paramétrica que busca lograr un compromiso entre la bondad de ajuste y la parsimonia de la curva final. Su finalidad es ajustar una curva suavizada a los datos, proporcionando medidas de bondad de ajuste y términos de error. Es un GLM penalizado, donde el predictor lineal se da como una función de suavizado además de un componente paramétrico del predictor lineal
Rango	La diferencia entre el valor más bajo y alto de los estimados
Intervalo de confianza	Probabilidad de que un estimado caiga dentro de n errores estándar de la media. Un intervalo de confianza al 95% corresponde a $\pm 2SE$
Modelo general	Es el modelo inicial de un set, a partir del cual se generan otros modelos con ciertas limitantes. De esta manera todos los modelos de un set están anidados dentro del modelo general. Por lo general es el modelo dependiente del tiempo
Modelo saturado	Aquel en el que el número de parámetros es igual al número de puntos de datos. Es el modelo con el mejor ajuste teóricamente posible para los datos. Su definición depende del tipo de análisis de marcaje recaptura, por ejemplo es diferente entre modelos de tipo Otis y de Jolly Seber

Monitoreo ecológico	Conjunto de procedimientos tendientes a describir las características de un área silvestre y a evaluar sistemáticamente las condiciones pasadas y actuales de los ecosistemas; con base en los cuáles se procede a desarrollar estrategias para el manejo adecuado de los recursos de dicha área (Sarmiento, 2000)
Precisión	Una medida de la variación en los estimados obtenidos de múltiples muestras. Se describe por el rango, varianza, desviación estándar, error estándar y los intervalos de confianza
Superpoblación	Concepto exclusivo a la parametrización POPAN del modelo Jolly Seber de marcaje-recaptura. Número de individuos presentes en el primer evento de captura, más los nuevos entrantes (\hat{B}_i) en cada evento de captura siguiente (Schwarz y Arnason, 1996).
Sub-modelo	Variantes dentro de cada modelo de marcaje-recaptura, que contienen distinto número de parámetros y relaciones entre ellos, de acuerdo a ideas de procesos que influyan en la población de estudio. Se crean a través de modificaciones de la matriz de diseño en el programa MARK, y su finalidad es comparar el efecto que tiene la inclusión de distintos factores en las estimaciones. Los valores resultantes de los parámetros se derivan del sub-modelo más parsimonioso entre los que se hayan probado.
Varianza	Suma de las desviaciones de cada muestra n con respecto a la media al cuadrado, dividido entre $n-1$.