

Tesis Doctoral

Distribución, comportamiento y evaluación del impacto de las embarcaciones turísticas sobre la ballena franca austral (*Eubalaena australis*) en el Golfo San Matías

Arias, Magdalena

2019

Este documento forma parte de las colecciones digitales de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en bibliotecadigital.exactas.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the digital collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in bibliotecadigital.exactas.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Arias, Magdalena. (2019). Distribución, comportamiento y evaluación del impacto de las embarcaciones turísticas sobre la ballena franca austral (*Eubalaena australis*) en el Golfo San Matías. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
https://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n6578_Arias

Cita tipo Chicago:

Arias, Magdalena. "Distribución, comportamiento y evaluación del impacto de las embarcaciones turísticas sobre la ballena franca austral (*Eubalaena australis*) en el Golfo San Matías". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2019.
https://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n6578_Arias

EXACTAS UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



UBA

Universidad de Buenos Aires



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Departamento de Ecología, Genética y Evolución

**Distribución, comportamiento y evaluación del impacto de las
embarcaciones turísticas sobre la ballena franca austral *Eubalaena
australis* en el Golfo San Matías**

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires, en el
área CIENCIAS BIOLÓGICAS

Magdalena Arias

Directores de tesis: Dr. Raúl González
Dr. Enrique Crespo

Consejero de Estudios: Dra. Irina Izaguirre

Lugar de trabajo: Centro de Investigación Aplicada y Transferencia Tecnológica en
Recursos Marinos Almirante Storni (CIMAS), San Antonio Oeste, Río Negro

Buenos Aires, 2019

Distribución, comportamiento y evaluación del impacto de las embarcaciones turísticas sobre la ballena franca austral *Eubalaena australis* en el Golfo San Matías

Resumen

La población de ballena franca austral en Argentina ha estado históricamente concentrada en torno a Península Valdés (golfos Nuevo y San José). Esta especie se encuentra protegida desde el año 1935 y sus stocks han mostrado signos de recuperación durante las últimas décadas. Estudios recientes indican que el stock de Península Valdés está experimentando un proceso de regulación denso-dependiente, el cual se traduce en una creciente presencia de animales en otras áreas costeras circundantes al área de mayor concentración, por ejemplo, el Golfo San Matías al norte de Península Valdés. La presencia de ballenas en ciertos sectores del Golfo San Matías, se ha vuelto tan común que en 2012 se habilitó la actividad de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio acompañado por un programa de monitoreo científico de la actividad. Este programa cuenta con un plan de investigación tendiente a establecer las bases de manejo y desarrollo de la actividad turística a partir de información científica. En este contexto, los objetivos de este trabajo fueron describir la distribución, abundancia, composición social y tendencia poblacional de las ballenas francas en el Golfo San Matías y comparar los resultados obtenidos con los reportados en Península Valdés. Por otro lado, también son objetivos de esta tesis caracterizar la actividad turística de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio y evaluar sus potenciales efectos en los distintos tipos de grupos observados en la zona. La información fue relevada a partir de censos aéreos, salidas con embarcaciones turísticas y con embarcaciones de investigación.

Como resultados más relevantes, se observó que la presencia de ballenas en el área de estudio se extendió desde agosto a octubre, con un pico a fines de agosto y principios de septiembre. Los individuos solitarios fueron el tipo de grupo predominante en el Golfo San Matías, donde además se observó un cambio en la distribución de las ballenas a través de los años y una tendencia positiva en la tasa de crecimiento poblacional.

Las operaciones de turismo de avistamiento de ballenas en el Golfo San Matías se centraron sobre los individuos solitarios y los grupos sociales no reproductivos. La reacción de las ballenas frente a las embarcaciones dependió de la distancia y del tipo de maniobra de acercamiento utilizada. La presencia de embarcaciones turísticas afecta el comportamiento de las ballenas y el cambio observado depende de la composición del grupo de ballenas. Los resultados de este estudio tienen implicaciones significativas para la regulación de las operaciones de turismo de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio. En los niveles actuales, esta actividad turística presenta un bajo impacto sobre los animales y puede considerarse ambientalmente aceptable.

Palabras claves: *Eubalaena australis*, comportamiento, distribución, composición social, Golfo San Matías, tendencia poblacional, turismo de avistamiento de ballenas, evaluación de impacto.

Distribution, behavior and evaluation of the impact of whale watching on southern right whale *Eubalaena australis* in the Golfo San Matías

Abstract

The southern right whale population in Argentina has historically been concentrated around Peninsula Valdés (Golfos Nuevo and San José). This species has been protected since 1935 and its stocks have shown signs of recovery during the last decades. Recent studies indicate that the Peninsula Valdés stock is experiencing a density-dependent process, which explains an increasing presence of animals in other coastal areas surrounding the area of greater concentration, for example, the Golfo San Matías north of Peninsula Valdés. The presence of whales in certain areas of the Golfo San Matías has become so common that in 2012 an experimental program of whale watching was established in the Protected Natural Area, Bahía San Antonio. This program counts on a research plan aimed at establishing the bases of management and development of tourism activity based on scientific information. In this context, the objectives of this study were to describe the distribution, abundance, social composition and population trend of the southern right whales in the Golfo San Matías, and to compare the results obtained with those reported in Península Valdés. On the other hand, it is also the objective of this thesis to describe the tourism activity of whale watching in the Natural Protected Area Bahía San Antonio and to evaluate its potential effects on the different types of groups observed in the area. The information was collected from aerial surveys, departures with tourist vessels and with research vessels.

As the most relevant results, it was observed that the presence of whales in the study area extended from August to October, with a peak in late August and early September. Solitary individuals were the predominant group in the Golfo San Matías, and there was a change in the distribution of the whales over the years and a positive trend in the rate of population growth.

Whale watching tourism operations focused on the solitary animals and non-social active groups. The reaction of the whales to the vessels depended on the distance and the type of approach maneuver used. The presence of whale watching vessels affects the behavior of the whales and the detected change depends on the composition of the whale group. The results of this study have significant implications for the regulation of whale watching

tourism operations in the Protected Natural Area Bahía San Antonio. At current levels, whale watching tourism in Bahía San Antonio has a low impact on animals and can be considered a sustainable activity.

Keywords: *Eubalaena australis*, behavior, distribution, social composition, Golfo San Matías, population trend, whale watching, impact evaluation.

Agradecimientos

Esta tesis representó para mí un sueño cumplido, que en algún momento pareció imposible. Estos años fueron una etapa de crecimiento y aprendizaje enorme, tanto en lo académico como en lo personal. Esto fue posible gracias a mis directores Raúl González y Enrique Crespo quienes me brindaron la posibilidad de realizar la tesis. Les agradezco por su apoyo, su contención, su paciencia, su motivación, su tiempo, sus consejos y enseñanzas. Valoro la libertad que me dieron para trabajar y la confianza que pusieron en mí en todo momento. Sin duda, son un ejemplo para mí de que con constancia y esfuerzo todo se puede lograr.

A Irina Izaguirre, quien amablemente aceptó ser mi consejera de estudios en la Universidad de Buenos Aires, por su interés en este proyecto y por su apoyo para que esta tesis se concretara.

A Mariano Coscarella, a quién debo gran parte de mi formación, por guiarme en el mundo de los modelos estadísticos. Por siempre estar ahí para lo que necesité, por darme un espacio en su oficina, por prestarme la oreja y aconsejarme. Sin dudas es un referente para mí en la ciencia y valoro muchísimo sus opiniones.

A Silvana Dans, por compartirme su conocimiento en el estudio de comportamiento de cetáceos.

A Graciela Chiappini y Mabel Salinas, por guiarme en los trámites necesarios para poder realizar esta tesis en el departamento de Ecología, Genética y Evolución a distancia, respondiendo mis mails y consultas con suma rapidez, claridad y mucha calidez humana.

A todos los integrantes del Laboratorio de Mamíferos Marinos del CIMAS y el CENPAT, por sus aportes y acompañamiento durante el desarrollo de este proyecto, y por el apoyo durante el trabajo de campo que no hubiera sido posible sin su colaboración.

A los estudiantes de la Escuela Superior de Ciencias Marinas, con quienes compartí días de mar, expuestos al frío, al calor y al viento, por su predisposición desinteresada para trabajar y por el apoyo en el trabajo de campo.

A los operadores turísticos (Rupestre, Atlántico avistajes, MarSub, Las Grutas avistajes), por los momentos compartidos, las experiencias vividas y por siempre estar dispuestos a colaborar con este proyecto.

A todos los capitanes de las embarcaciones turísticas: Franco, Pompei, Sebas, Sandro, Jorge, Agustín, Claudio y Jonatan, por el buen humor, por cuidarme, por las risas

compartidas, y por permitirme vivir juntos a ustedes momentos inolvidables con nuestras queridas ballenas.

A Cande, por avisarme cada vez que se organizaba una excursión para que pudiera ir a tomar mis datos, y por invitarme tantas veces a quedarme en su casa para que no tuviera que no tuviera que salir cansada a la ruta. Gracias por tu amistad.

A Claudio Barbieri, por brindarme su apoyo durante todo el proyecto y principalmente hacia el final del mismo, por prestarnos embarcaciones para poder terminar con los muestreos a pesar de la falta de financiamiento.

A Nicolás Cetra, Jorge López, Sandro Acosta y Claudio Barbieri por colaborar con mis muestreos de campo y mantenerme siempre segura en el agua.

A Jonatan Padilla, Nicolás Cetra, María Laura Muñoz, Agustín Sánchez y Agustina Ramírez por compartirme sus fotos y permitirme utilizarlas en la tesis.

A la Fundación Natural Felix de Azara por su apoyo logístico para el desarrollo del proyecto y por el apoyo financiero para que pueda capacitarme en congresos internacionales.

Al piloto Peter Domínguez, por hacerme sentir segura en cada uno de los censos aéreos.

A Prefectura Nacional Argentina, por permitirnos utilizar el buque guardacostas en este proyecto.

A la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable por otorgarnos los permisos necesarios para realizar las investigaciones.

A mi familia, que a pesar de la distancia me apoyaron incondicionalmente durante todos estos años.

A Milton, por acompañarme durante el último año de esta tesis, dándome cariño y apoyándome.

A mis amigas de toda la vida, Sole, Lu, Chu y Elfo, que a la distancia me apoyaron cada vez que las necesite.

A todas las personas que influyeron y formaron parte de mi vida a lo largo de estos años de trabajo de Tesis, que hicieron que mi vida en un lugar alejado en la Patagonia sea más amena.

A todas las personas que sostienen y defienden la educación pública y gratuita para que todos puedan tener acceso al derecho de estudiar.

A las ballenas francas, que desde los 16 años marcaron mi rumbo llevándome a lugares impensados, por generarme esta pasión por la biología marina y por regalarme tantos momentos que llevaré siempre en mi corazón.

El presente trabajo fue financiado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, quien me otorgó una beca para que pueda realizar mi doctorado, y por el Consejo Federal de Inversiones quién financió el trabajo de campo.

ÍNDICE

<u>CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL Y OBJETIVOS</u>	1
Introducción	2
Antecedentes sobre la ballena franca austral	9
Objetivo general	16
Objetivos particulares	16
Estructura de la tesis	17
<u>CAPÍTULO 2: LA BALLENA FRANCA AUSTRAL EN EL GOLFO SAN MATÍAS</u>	18
Introducción	19
Objetivo	21
Objetivos particulares	21
Metodología	21
Área de estudio	21
Evidencia histórica de la presencia de ballenas francas en el Golfo San Matías	22
Censos aéreos	22
Validación de la metodología de censo costero para el Golfo San Matías	25
Evaluación del patrón de distribución	26
Distribución y abundancia de ballenas en el noroeste del Golfo San Matías	27
Resultados	30
Evidencia histórica de la presencia de ballenas francas en el Golfo San Matías	30
Validación de la metodología de censos costeros en el Golfo San Matías	35
Censos aéreos costeros	36
Evaluación del patrón de distribución	37
Distribución y abundancia de ballenas en el noroeste del Golfo San Matías	39
Discusión	44
Presencia de ballenas en la franja costera y fuera de esta	44
Temporalidad, composición de grupo y distribución costera de las ballenas	47
<u>CAPÍTULO 3: TENDENCIA POBLACIONAL DE BALLENAS FRANCAS EN EL GOLFO SAN MATÍAS. UN ANÁLISIS A ESCALA REGIONAL</u>	50
Introducción	51
Objetivo	52
Objetivos particulares	53
Metodología	53

Tendencia poblacional.....	53
Análisis a escala regional	54
Resultados.....	56
Tendencia poblacional.....	56
Análisis a escala regional	57
Discusión	60
<u>CAPÍTULO 4: CARACTERIZACIÓN DEL TURISMO DE AVISTAMIENTO DE</u>	
<u>BALLENAS EN EL ÁREA NATURAL PROTEGIDA BAHÍA SAN ANTONIO</u>	64
Introducción	65
Objetivos	70
Objetivos particulares.....	70
Metodología	70
Área de estudio.....	70
Caracterización del turismo de avistamiento ballenas	70
Análisis de las operaciones de avistamiento en relación a las directrices de manejo	73
Análisis de datos.....	73
Resultados.....	75
Caracterización del turismo de avistamiento de ballenas.....	75
Análisis de las operaciones de avistamiento en relación a las directrices de manejo	87
Discusión	89
<u>CAPÍTULO 5: EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA ACTIVIDAD DE</u>	
<u>AVISTAMIENTO DE BALLENAS SOBRE EL COMPORTAMIENTO DE LA</u>	
<u>BALLENA FRANCA AUSTRAL</u>	98
Introducción	99
Objetivo.....	100
Objetivos particulares.....	100
Metodología	101
Observaciones a bordo de embarcaciones turísticas	101
Observaciones a bordo de una embarcación de investigación	104
Análisis de datos.....	106
Resultados.....	110
Reacción de las ballenas francas frente a las distintas maniobras de acercamiento de las embarcaciones turísticas	110
Patrones de comportamiento en presencia/ausencia de embarcaciones turísticas	113
Discusión	119

Reacción de las ballenas frente a las distintas maniobras	119
Patrones de comportamiento en presencia/ausencia de embarcaciones turísticas	123
<u>CAPÍTULO 6:</u> CONCLUSIONES, RECOMENDACIONES DE MANEJO Y PERSPECTIVAS PARA FUTURAS INVESTIGACIONES.....	131
Conclusiones	132
Manejo del turismo de avistamiento de cetáceos	136
Perspectiva para futuras investigaciones.....	147
REFERENCIAS	149

CAPÍTULO 1

Introducción general y objetivos



Foto: María Laura Muñoz

Introducción

Los cetáceos han tenido gran significancia en la vida de los humanos y han sido utilizados como recurso desde tiempos prehistóricos, iniciando con la caza de subsistencia, continuando con la explotación comercial y finalizando con un cambio hacia un uso no consuntivo a través del avistamiento de ballenas o “*whale-watching*”. La ballena franca austral *Eubalaena australis* (BFA) ha atravesado todas estas etapas y la explotación comercial las llevó casi a su extinción (International Whaling Commission IWC 2001). La cacería de ballenas francas comenzó en el hemisferio norte en el siglo XI con las capturas iniciadas por los vascos sobre la ballena franca del Atlántico Norte *Eubalaena glacialis*, que al igual que la BFA, resultaban ideales para cazar por su lentitud de desplazamiento y por flotar una vez muertas (Bastida & Rodríguez 2003). Las ballenas eran capturadas como fuente de alimento, así como también por su aceite, barbas y otros recursos (Crespo & Hall 2001, Bastida & Rodríguez 2003).

En Europa, la actividad ballenera se extendió hacia el sur por la Península Ibérica, alcanzando un pico en los siglos XVI y XVII, y fue acompañada por una reducción drástica de las capturas asociada al agotamiento del recurso. Esto impulsó a los balleneros vascos a incursionar en las costas de Canadá en el siglo XVI y fines del XVII, expandiendo las capturas por las costas de Norteamérica y provocando el colapso de la población (Bastida & Rodríguez 2003). Hoy en día, la ballena franca del Atlántico Norte es la ballena más amenazada en el mundo y muestra pocos signos de recuperación (Kraus *et al.* 2005, Cooke 2018), estimándose una abundancia de 451 ejemplares en 2016 (Pettis *et al.* 2017). Agotado este recurso, los esfuerzos de caza se reorientaron hacia el hemisferio sur, iniciándose así las capturas de la BFA (Bastida & Rodríguez 2003). Se estima que la abundancia de BFA en el hemisferio sur rondaba entre 60.000 y 100.000 individuos previo al inicio de la explotación comercial, a fines del siglo XVIII (Belgrano *et al.* 2008). Durante los siglos XVIII y XIX la caza comercial de ballenas causó una disminución drástica en el número de BFA, que la llevó al borde de la extinción (IWC 2001), estimándose su abundancia en 200-300 ejemplares en 1920 (Jackson *et al.* 2008).

Particularmente, para el Atlántico Sudoccidental, Richards (1993) estimó un total de 29.500 ballenas francas capturadas por las pesquerías multinacionales entre 1772 y 1814, tanto en las costas de Brasil como en aguas del Océano Atlántico Sudoccidental sobre la plataforma continental sudamericana, en la zona conocida como “Brazil banks”

en las antiguas bitácoras de pesca. Esta zona fue utilizada para designar el área al sur desde aproximadamente la latitud 16°S, siendo el límite norte “Ponta da Baleia” y hacia el este las islas rocosas. Con el paso de los años los barcos balleneros extendieron sus viajes hacia el sur alcanzando las costas de la Patagonia Argentina, llegando hasta las Islas Malvinas, y toda esta zona continuó nombrándose como “Brazil banks” (Richards 1993). Las capturas pelágicas en este sector estuvieron dominadas por los balleneros norteamericanos, con un pico máximo en el siglo XIX (Best 1987, Smith *et al.* 2012). Por su parte, los británicos también realizaron grandes cacerías en esta región, seguidos por los franceses y algunas pocas capturas realizadas por los españoles, aunque siempre en menor medida respecto a los norteamericanos (Du Pasquier 1986, Richards 1993, IWC 2001). A principios del siglo XX la cacería de ballenas ya había reducido drásticamente la población de BFA. En consecuencia, en 1935 la Liga de las Naciones Unidas, organismo internacional de regulación de la caza ballenera, emitió un documento para proteger internacionalmente a la BFA prohibiendo la cacería de las mismas (IWC 2001). Sobre la base de la Liga de las Naciones Unidas, en 1946 se estableció la Convención Internacional para la Regulación de la Caza de Ballenas. Dicha convención estableció en 1949 estableció la Comisión Ballenera Internacional (IWC por sus siglas en inglés) como organismo de toma de decisiones, con el fin de establecer medidas y controles para conservar las poblaciones de ballenas para el adecuado desarrollo de la industria ballenera. Este nuevo organismo aprobó en 1982 una moratoria a la caza comercial de ballenas que se haría efectiva a partir de 1986. Como resultado de esta normativa, durante la era de la cacería moderna (siglo XX) pocas capturas fueron oficialmente declaradas en el hemisferio sur (IWC 2001). Sin embargo, una gran cantidad de capturas soviéticas ilegales ocurrieron entre 1951/52-1970/71, cazando al menos 3.349 ejemplares, de los cuales 1.335 fueron capturas pelágicas frente a las costas de la Patagonia Argentina entre 1961 y 1962 (Tormosov *et al.* 1998). Estas capturas mataron a la mitad de la población remanente en aquel momento, retrasando la recuperación de la especie (Harcourt *et al.* 2019)

Una vez finalizada la cacería comercial de ballenas, la interacción entre los humanos y los cetáceos se modificó. Muchos países que explotaban a los cetáceos como fuentes de alimento, reemplazaron la cacería por un uso no letal de estos recursos y con rentabilidad económica como el “*whale-watching*” (Romero & Hayford 2000, Parsons & Rawles 2003, Kogi *et al.* 2004). Los beneficios económicos de esta actividad han crecido

de manera sostenida con aproximadamente 2 millones de personas realizándola en 1990 la industria ascendió a 9 millones de participantes en 1999 (Hoyt 2001), con una tasa de crecimiento anual de 12% (Garrod & Fennell 2004). Para 2008, la International Fund for Animal Welfare (IFAW) estimó que los ingresos por esta actividad excedían los US \$2,1 billones por año y generaba 13.000 puestos de trabajo, desarrollándose en un total de 119 países (O'Connor *et al.* 2009). Sin embargo, la tasa de crecimiento del *whale-watching* se desaceleró en los últimos años con una estimación de 3,7% para el período comprendido entre 1998 y 2008 (Hoyt & Parsons 2014).

La observación de ballenas se define como una actividad comercial turística que incluye la posibilidad de que los participantes observen, naden, toquen o alimenten cetáceos desde costa, mar o aire (Higham *et al.* 2014). Esta actividad puede tener efectos positivos en las comunidades locales, incluyendo beneficios económicos, generación de empleo, ampliación de infraestructura, exposición de turistas a ambientes naturales, logística y financiamiento para investigaciones científicas, educación ambiental y promoción de un uso sustentable de los cetáceos (Orams 1997, 2001, Hoyt 2001, Bejder & Samuels 2003, Garrod & Fennell 2004). Por estas razones, a partir de 1993 la Comisión Ballenera Internacional reconoció la actividad de avistamiento de ballenas como una industria turística que permite el uso sustentable de estos animales (Orams 2000). Se ha propuesto que la actividad de avistamiento de ballenas puede promover actividades pro-conservación en sus participantes, dado que los turistas aprenden sobre el comportamiento de las especies y/o el ecosistema donde viven (Curtin 2003, Stamation *et al.* 2007, Filby *et al.* 2015). Sin embargo, el rápido crecimiento de esta industria ha generado preocupación por el impacto que puede producir en las distintas especies, ya que esta actividad turística puede afectar de manera negativa el comportamiento de los cetáceos (Bejder & Samuels 2003, IWC 2006, Lusseau & Bejder 2007, Higham *et al.* 2014, Christiansen & Lusseau 2015). Además, debe considerarse que el marco legal de esta actividad y las medidas de protección que cada especie recibe varían en cada jurisdicción y que, en la mayoría de los casos, la misma se desarrolla en ausencia de un marco regulatorio (Higham *et al.* 2009). El crecimiento descontrolado y la falta de manejo de esta industria, sumado al conocimiento científico adquirido por los estudios de impacto, generó cuestionamientos sobre la sustentabilidad de esta actividad (Cokeron 2004, 2006). Principalmente los problemas surgen cuando la actividad de avistamiento se intensifica y la competencia se incrementa. Se ha reportado que la aproximación de

embarcaciones a delfines y ballenas puede provocar cambios en las tasas de respiración, el estado comportamental, la comunicación acústica, los patrones de movimiento y el uso de hábitat (Gordon *et al.* 1992, Richardson *et al.* 1995, Scarpaci *et al.* 2000, Heckel *et al.* 2001, Hastie *et al.* 2003, Constantine *et al.* 2004). Considerando estos efectos, recientemente se ha propuesto que el avistamiento de ballenas debe ser reconocido como una forma de explotación no letal, que puede afectar la morbilidad animal (por ejemplo, el estrés antropogénico) y la mortalidad accidental (por ejemplo, colisión con las embarcaciones) (Higham *et al.* 2015). Esto representa un cambio de paradigma en el pensamiento del turismo de avistamiento como una actividad no-consuntiva, con implicaciones para su regulación y gestión sustentable. En la mayoría de los casos, la actividad de avistamiento de ballenas no ocurre con colaboración entre los operadores, investigadores y autoridades de manejo. En consecuencia, en estas ocasiones no es posible identificar y mitigar los impactos negativos, o establecer medidas de manejo adecuadas para un desarrollo sustentable (Allen 2014). Además, generalmente la industria de avistamiento se establece y crece antes de que se realicen los estudios de impacto correspondientes y el régimen de manejo se establece *a posteriori*, una vez que la actividad y su problemática están establecidas.

En la actualidad, en el Atlántico Sudoccidental existen 2 importantes áreas de congregación de BFA: Santa Catarina (Brasil) y Península Valdés (Argentina). Sobre esta última, la industria de avistamiento de ballenas comenzó a desarrollarse informalmente en 1970, cuando los operadores de embarcaciones locales empezaron a llevar grupos de turistas en botes inflables con motores fuera de borda para observar ballenas. Una década después, particularmente a partir de 1984, comenzó a realizarse la actividad de manera formal y bajo regulación oficial de parte del Estado por la Ley Provincial N° 2381 (un año más tarde modificada por la Ley N° 2618) (Rivarola *et al.* 2001, Chalcobsky *et al.* 2017). Por lo tanto, en sus inicios, la actividad de avistamiento de ballenas en Península Valdés fue impulsada por la demanda, y sin medidas de manejo que consideraran el potencial efecto sobre el comportamiento y la distribución de las ballenas. Esto se modificó en 2008, cuando se implementó la Ley provincial N° 5714 y el Decreto N° 167/08, que regulan el avistamiento de ballenas y establecen la “técnica de avistamiento de ballenas patagónicas”, un conjunto de reglas, códigos de conducta y maniobras desarrolladas para realizar los avistamientos de manera responsable (Chalcobsky *et al.* 2017).

El turismo de avistamiento de ballenas en Chubut fue creciendo a lo largo del tiempo desde unos cuantos cientos de turistas realizando la excursión al inicio de la década del 70' a más de 100.000 personas embarcadas en 2014 (Chalcobsky *et al.* 2017). De todas las ofertas del ecoturismo, el avistamiento de BFA es una de las actividades más importantes tanto por su antigüedad en la región como por su importancia económica. Se estima que esta actividad generó ingresos totales de más de US \$42,6 millones en 2006, con US \$2,1 millones en gastos directos y US \$ 40,5 millones en gastos indirectos (Hoyt & Iñíguez 2008). El número de compañías se ha incrementado de 2 en 1985, trabajando con 3 embarcaciones, a 6 compañías desde principios de la década del 90', que operan en esta zona con un bote a la vez, pero en circunstancias excepcionales pueden operar simultáneamente hasta 12 botes (Tagliorette *et al.* 2008, Chalcobsky *et al.* 2017). Estas 6 compañías, todas ellas operando desde Puerto Pirámides (Fig. 1.1), realizan salidas diarias en diferentes tipos de embarcaciones, las que incluyen monocascos, botes neumáticos semirrígidos, un catamarán y una embarcación de observación submarina. El número de pasajeros que pueden transportar varía entre 19 y 70 dependiendo del tamaño de la embarcación (Fazio *et al.* 2015). En la actualidad, la temporada de ballenas (tiempo en el que se permite la actividad de avistamiento) se inicia alrededor de la primera quincena de junio y finaliza a mediados de diciembre.

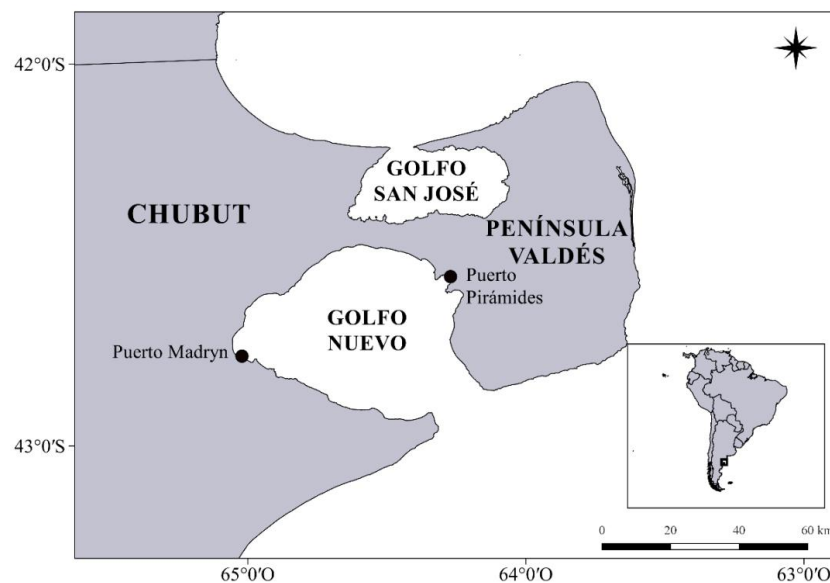


Figura 1.1. Mapa indicando la zona de Península Valdés y particularmente el sector donde se realiza la actividad de avistamiento de ballenas en Chubut, Puerto Pirámides.

En la Provincia de Río Negro, el turismo de avistamiento de BFA se comenzó a realizar desde el año 2012, con epicentro de las operaciones en el sector noroeste del Golfo San Matías (GSM), dentro de los límites geográficos del Área Natural Protegida

Bahía San Antonio (Fig. 1.2). Esta actividad se encuentra reglamentada por la provincial Ley M N°4066 y se desarrolla amparada en un programa monitoreo científico autorizado por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable provincial, patrocinado por el Ministerio de Turismo y la Secretaría de Planificación de Río Negro. En la actualidad esta actividad aún se encuentra en etapa de prueba e investigación. El inicio de esta actividad en Río Negro emergió como resultado de la búsqueda de alternativas para el uso de las capacidades e instalaciones ociosas por parte de los operadores de turismo náutico (buceo, pesca, paseos) fuera de la temporada de verano. El interés por parte de los operadores se vio favorecido por un incremento en la presencia de BFA en la zona durante los últimos años. Este incremento podría estar relacionado con la recuperación que se ha reportado en distintos stocks de BFA, como Argentina-Brasil, Sudáfrica, Nueva Zelanda y Australia (Bannister 2001, Best *et al.* 2001, Cooke *et al.* 2001, Bannister 2011, Carroll *et al.* 2011, 2014, Barendse & Best 2014, Danilewicz *et al.* 2016, Charlton 2017, Crespo *et al.* 2018). Recientemente, se ha sugerido que el aumento de registros de BFA en el GSM se correlaciona con un proceso de regulación denso-dependiente descripto para Península Valdés, donde se reportó una desaceleración en la tasa de crecimiento poblacional y un cambio en la distribución y uso de hábitat de la BFA (Crespo *et al.* 2018, Sueyro *et al.* 2018). En este contexto de crecimiento y expansión poblacional y, considerando que se han reportado cambios comportamentales de la BFA asociados a la presencia de embarcaciones turísticas (Lundquist *et al.* 2012, Argüelles *et al.* 2016), se ha planteado la necesidad de contar con estudios sitio-especie específicos que permitan la formulación de directrices de manejo regionales. Por lo tanto, la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable por Resolución N°272/2013, encargó a una institución científica local la realización de estudios científicos dirigidos a evaluar el impacto de las embarcaciones sobre la especie y el medio ambiente y coleccionar información científica para establecer medidas de manejo de la actividad.

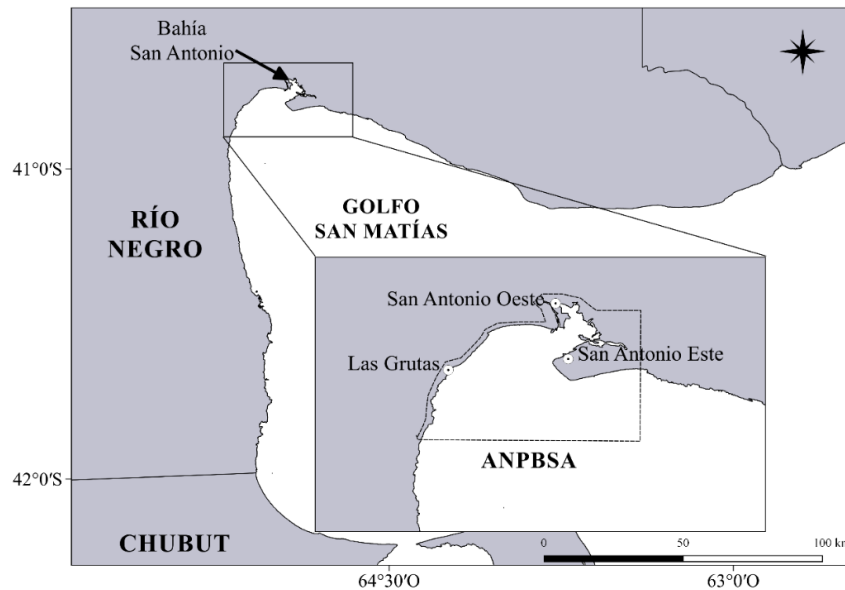


Figura 1.2. Golfo San Matías, provincia de Río Negro, con un detalle del Área Natural Protegida Bahía San Antonio (ANPBSA), donde se realiza la actividad de avistamiento de ballenas.

En el Área Natural Protegida Bahía San Antonio, dentro de la cual se encuentran las localidades de San Antonio Oeste, Puerto San Antonio Este y Las Grutas, la demanda de servicios turísticos se concentra en la temporada de verano (diciembre a febrero), generada por el principal atractivo regional: el turismo de sol y playa. El principal centro turístico del área es Las Grutas, que se ha caracterizado por recibir un gran volumen de inversiones privadas, mayoritariamente centradas en el rubro inmobiliario. Según información oficial¹, entre diciembre de 2014 y febrero de 2015 ingresaron al área más de 490 mil visitantes. Fuera de la temporada de verano, el área dispone de más de 13 mil plazas de alojamiento y servicios ociosos, que podrían ser aprovechadas a partir del desarrollo de la actividad de avistamiento de ballenas.

La condición de Área Natural Protegida Bahía San Antonio impone a la actividad de avistamiento de ballenas una serie de condicionantes en lo inherente a su desenvolvimiento operativo y a la planificación de su desarrollo. A nivel mundial son cada vez más frecuentes los casos en los que el desarrollo del turismo y la recreación se han transformado en actividades aliadas de la conservación en las áreas protegidas, contribuyendo a través de diversas herramientas (ej. pagos por servicios ambientales) al financiamiento de la gestión sustentable de las mismas (FAO 2009). En la actualidad, cualquier desarrollo de turismo que se pretenda realizar debe ajustarse al paradigma del

¹ Fuente: Secretaría de Turismo del Municipio de San Antonio Oeste.

turismo sustentable, entendiendo a éste como el que “... reúne las necesidades de los turistas presentes y de las regiones receptoras, protegiendo y mejorando oportunidades para el futuro. Se debe mirar el manejo de todos los recursos de tal manera que las necesidades económicas, sociales y estéticas puedan ser colmadas manteniendo la integridad cultural, procesos ecológicos esenciales, la diversidad biológica y los sistemas que soportan la vida” (WTTC/WTO 1999).

El aprovechamiento de la BFA como objeto principal de la industria de avistamiento en el norte de Patagonia determina la necesidad de contar con información científica sobre el tamaño y tendencia de sus poblaciones a los fines de establecer medidas de conservación y manejo de este importante recurso. Paralelamente a los estudios poblacionales, son también de suma importancia aquellos dirigidos a evaluar los efectos directos e indirectos de esta actividad sobre el comportamiento y la ecología de la especie, considerando también la evaluación del impacto de la actividad turística en términos económicos y sociales.

En esta tesis se propuso establecer información de base sobre la BFA en el GSM para establecer herramientas de gestión que permitan el desarrollo sustentable de la incipiente actividad de avistamiento de ballenas en Río Negro. El uso de la información generada en esta investigación y la implementación de medidas de conservación basadas en estudios científicos permitirán la planificación de la actividad sobre bases sólidas y ampliará el conocimiento del estado de la BFA en el norte de la Patagonia.

Antecedentes sobre la ballena franca austral

En la actualidad se reconocen 3 especies de ballenas francas: la ballena franca austral *Eubalaena australis*, la ballena franca del Atlántico Norte *Eubalaena glacialis*, y la ballena franca del Pacífico Norte *Eubalaena japonica*; probablemente originadas a partir de una única especie que fue aislándose sin que existiera intercambio reproductivo entre ellas durante millones de años (Rosenbaum *et al.* 2000, Gaines *et al.* 2005, Kaliszewska *et al.* 2005). Las ballenas francas son fácilmente reconocibles por su falta de aleta dorsal, por su soplido en forma de V y por poseer un cuerpo voluminoso que alcanza los 17 m de largo. Su cabeza presenta numerosas callosidades, que son colonizadas al nacer por crustáceos de la familia Cyamidae que provienen de la madre (Bastida & Rodríguez 2003). Cada ballena posee un patrón de callosidades único que permite identificarlas (Payne 1983). En cuanto a su coloración, se han reportado 5 patrones de

coloración distintos para la BFA con variaciones que van desde completamente negra hasta el parcialmente albina (Schaeff *et al.* 1999).

La BFA es una especie migratoria, es decir, cada año realiza viajes entre sus zonas de alimentación y sus zonas reproductivas. Durante la temporada de pariciones y apareamientos (invierno - primavera), migra hacia áreas costeras en regiones templadas de Sudamérica, Sudáfrica, Australia, Nueva Zelanda y otras islas oceánicas (Best *et al.* 1993). Una vez finalizada la época reproductiva, las ballenas regresan a sus zonas de alimentación. Particularmente, las BFA que utilizan zonas reproductivas ubicadas en Argentina (Península Valdés y Golfo San Matías), utilizan zonas de alimentación ubicadas en el talud de la plataforma argentina, en las Islas Georgias del Sur y el Mar de Escocia (Zerbini *et al.* 2016, 2018, Valenzuela *et al.* 2018). Estudios recientes indican una marcada variación individual en los viajes migratorios. Particularmente en la Patagonia Argentina, se ha observado que las ballenas que abandonaron Península Valdés iniciaron su viaje hacia el sur, mientras que en el GSM se observó ballenas que iniciaron su viaje hacia el sur y otras hacia al norte bordeando toda la costa de la provincia de Buenos Aires hasta Uruguay, finalmente migrando hacia el este y luego al sur por el talud de la plataforma argentina (Zerbini *et al.* 2018). En las zonas de alimentación las BFA consumen eufáusidos, copépodos y langostilla (Pauly *et al.* 1998, Leaper *et al.* 2006). Si bien sus zonas de forrajeo se concentran en los lugares anteriormente mencionados por la alta productividad de los mismos, también se han registrado BFA alimentándose en sus zonas reproductivas como Península Valdés (Sironi 2004, Hoffmeyer *et al.* 2010) y en el GSM.

Las ballenas francas poseen un sistema de apareamiento poliándrico, es decir, una hembra tiene más de una pareja sexual. La hembra vocaliza para atraer a los machos y de esta manera inicia la competencia entre ellos para acceder a la misma (Kraus & Hatch 2001, Best *et al.* 2003, Parks & Tyack 2005) (Fig. 1.3). Se ha propuesto que la competencia espermática desempeña un rol preponderante en el sistema apareamiento de las ballenas francas (Brownell & Ralls 1986), y la presencia de múltiples machos que logran copular a la misma hembra se ha considerado como un comportamiento que evidencia la competencia espermática (Mate *et al.* 2005). Generalmente, en un grupo de cópula, dos o más machos compiten por una posición al lado de la hembra que yace sobre su espalda de modo que su hendidura genital esté fuera del agua, y la cópula generalmente ocurre cuando la hembra gira para respirar. El sexo de la ballena solo puede ser

determinado por ciertos comportamientos como observarla con una cría, mediante métodos moleculares u observando sus hendiduras genitales.



Figura 1.3. Grupos de cópula de ballena franca austral observados en el Golfo San Matías. A) se puede observar a la hembra con la zona genital expuesta y el pene del macho, B) actividad característica del grupo de cópula, donde un macho intenta girar a la hembra. Fotografías: Jonatan Padilla

Se estima que la BFA vive alrededor de 70 años (Bastida & Rodriguez 2003, Kraus & Rolland 2007). La hembra alcanza su madurez sexual en promedio entre los 8 y 9 años de edad (Best *et al.* 2001, IWC 2001), y el período de gestación es de 12 a 13 meses (Best 1994). Los intervalos de parición varían entre 2 y 7 años, siendo el más común cada 3 años (Payne 1986); comprendiendo 12 meses de gestación, 12 meses de lactancia, y un periodo de recuperación de otros 12 meses (Cooke *et al.* 2003). Ciclos de menor duración, por ejemplo 2 años, se relacionan con ciclos fallidos en el que la cría nació muerta o murió poco después del nacimiento por lo que se interrumpió la lactancia y la hembra pudo ovular luego de 1 año en lugar de 2 años después del parto (Burnell

2001). Ciclos de mayor duración, por ejemplo 4 años, podrían representar 2 ciclos fallidos consecutivos (Best *et al.* 2005). Al momento del nacimiento la cría es asistida por la madre y el destete ocurre cuando las crías tienen por lo menos 11 meses de edad; la separación suele ser repentina y sin agresión por parte de la madre (Sironi 2004). Al nacimiento las crías miden entre 4 y 5,50 m con un peso entre 1 y 3 tn (Bastida & Rodriguez 2003) (Fig. 1.4), puede crecer 3,2 cm/día y aumentar 0,083 m³/día su volumen corporal durante los primeros meses de vida (Christiansen *et al.* 2018). La gran demanda energética de la cría es cubierta por la leche materna que posee un alto contenido graso y proteico. Dado que la hembra se encuentra en ayunas en sus zonas reproductivas, debe abastecerse de la grasa acumulada en sus zonas de alimentación para amamantar a su cría (IWC 2001). Esto provoca que las hembras lactantes pierdan en promedio el 25% de su volumen corporal inicial durante los primeros 3 meses de la estación reproductiva. Por lo tanto, durante esta etapa del ciclo de vida, las hembras enfrentan un costo energético considerable (Christiansen *et al.* 2018). Además, la supervivencia de la cría está fuertemente influenciada por la abundancia de alimento disponible antes de la lactancia, y por la capacidad de la madre de almacenar nutrientes y equilibrar la demanda energética de la cría y sus necesidades individuales (Valenzuela *et al.* 2010). De esta manera, se ha propuesto que los años en donde se observó elevada mortalidad de crías en Península Valdés (Rowntree *et al.* 2013) podrían estar relacionados a un estrés nutricional asociado a una reducción de la ingesta de alimentos durante la temporada de alimentación anterior. Por último, se ha reportado comportamiento filopátrico en las crías hembras, es decir, regresan a tener sus crías al lugar donde ellas nacieron (Best 2000).

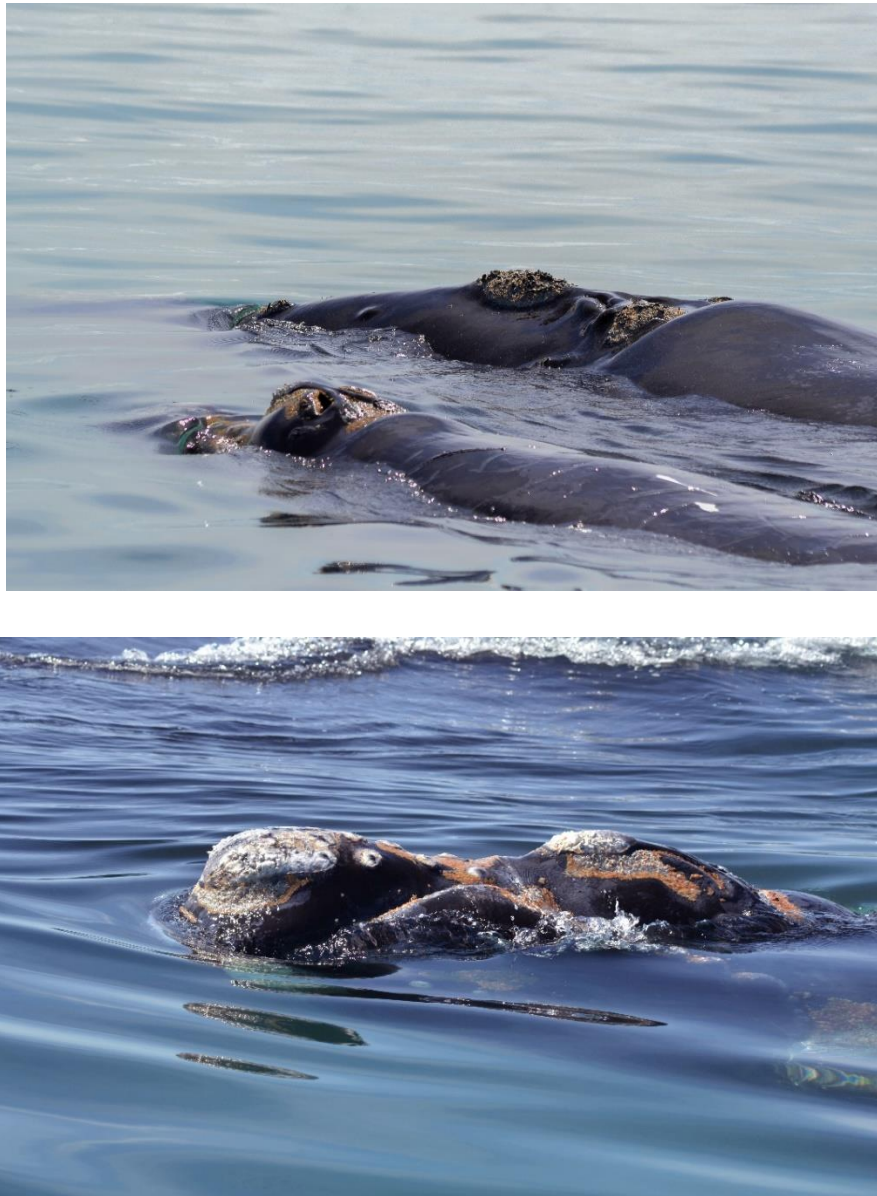


Figura 1.4. Fotografía superior: madre con cría de pocos días de edad fotografiada en la Bahía San Antonio en octubre de 2016; Fotografía inferior: detalle de la cabeza de la cría en donde se puede observar las callosidades que comienzan a ser colonizadas por ciámidos. Fotos: Agustina Ramírez

El único predador natural conocido de la BFA es la orca *Ornicus orca*. En Península Valdés se han reportado 112 encuentros entre orcas y BFA de los cuales solo en el 10% de los mismos se observaron ataques por parte de las orcas (Sironi *et al.* 2008). En la zona del GSM, en septiembre de 2016, se observó un ataque de orcas a dos ejemplares adultos de BFA en la zona de la Bahía de San Antonio. Además, en esta zona se han observado ballenas con cicatrices cuyo patrón es coincidente con una mordida de orca (Fig. 1.5).



Figura 1.5. Fotografías aleta de ballena franca con cicatriz cuyo patrón es coincidente con una mordida de orca. Superior: aleta pectoral de ballena franca fotografiada en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio. Inferior: aleta caudal de ballena franca varada en Caleta de los Loros, Río Negro, Argentina (Fotografía inferior Sironi *et al.* 2018)

Durante su época reproductiva en las costas patagónicas, las BFA se encuentran expuestas a ataques por parte de la gaviota cocinera (*Larus dominicanus*), que es una especie con hábitos de alimentación generalista y oportunista que en Península Valdés también se alimenta de trozos de piel y grasa de las BFA (Fazio 2012). En esta zona el inadecuado manejo de los residuos urbanos y los descartes pesqueros han generado basurales a cielo abierto que las gaviotas aprovecharon como subsidio con un beneficio en su reproducción y supervivencia (Lisnizer *et al.* 2011, Fazio 2012). Esto posibilitó la expansión poblacional de las gaviotas, que se vio acompañado por un aumento en el número de gaviotas alimentándose de BFA, atacando principalmente a las crías (Fazio 2012). Este comportamiento ha sido reportado desde 1970 (Rowntree *et al.* 1998, Sironi *et al.* 1998, Thomas 1988), y el aumento en la tasa de ataque reportada en la actualidad podría desencadenar un futuro problema de conservación para las ballenas (Fazio 2012).

En cuanto su estado de protección, actualmente la BFA se encuentra protegida por los siguientes convenios y organizaciones internacionales: la Convención de Bonn sobre Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS), la Comisión Ballenera Internacional (IWC), la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna (CITES), que prohíbe toda acción de comercio internacional al haberla incluido en su Apéndice I y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), que la ha incluido en su Libro Rojo bajo la categoría de “Least Concern”. En el Atlántico Sudoccidental cuenta con protección especial tanto en Brasil como en Argentina, siendo el primer Monumento Natural de la Argentina por Ley N° 23.094 del año 1984. También lo es en el Estado de Santa Catarina (Brasil), según decreto N° 171 del año 1995. En Rio Negro ostenta también el máximo estatus de protección, habiendo sido declarada Monumento Natural por la Ley M N°4066.

Objetivo general

El estudio de los efectos que produce una actividad antrópica sobre las poblaciones animales constituye un debate importante en el campo de la ecología aplicada. Sin embargo, para comprender los cambios producidos se debe contar con información de base que permita establecer comparaciones entre la situación de estrés y la condición natural. Por lo tanto, el objetivo general de esta tesis fue establecer la línea de base ambiental del stock de BFA en el GSM, describiendo su distribución espacial, tamaño y tendencia poblacional. En forma paralela, se evaluaron los efectos inmediatos de las interacciones entre embarcaciones turísticas y ballenas en el comportamiento de las mismas considerando los diferentes tipos de grupos sociales. Finalmente, se llevó a cabo un relevamiento y caracterización de la actividad turística de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio, con el objetivo de obtener un diagnóstico de su estado de desarrollo y evaluar su factibilidad de expansión en términos económicos y sociales. Estos aspectos estudiados son trascendentes tanto para el desenvolvimiento de la actividad turística como en el conocimiento de la historia de vida de la especie. En este sentido, fue de interés conocer si el crecimiento de la población de BFA en el área de Península Valdés ha provocado una expansión y uso de nuevas áreas en el GSM, como así también si los tipos de grupos observados en el GSM difieren en estructura y proporción de los de Península Valdés.

Objetivos particulares

- Describir la distribución espacial y temporal de la BFA en el litoral de la Provincia de Río Negro
- Obtener estimaciones de la abundancia y de la tasa de crecimiento poblacional de la especie en el Golfo San Matías y evaluar la tendencia de estos indicadores en el contexto regional (sistema Península Valdés – Golfos Norpatagónicos)
- Caracterizar el turismo de avistamiento de BFA en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio en relación con las operaciones turísticas.
- Evaluar las interacciones operacionales entre embarcaciones y ballenas a los fines de identificar efectos comportamentales inmediatos sobre los diferentes tipos de grupos sociales.

- Sobre la base de la información recopilada en los objetivos previos, definir lineamientos para la elaboración del Plan de Manejo de la actividad turística de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio

Estructura de la tesis

En el Capítulo 2 se describen los principales aspectos ambientales del área de estudio y la composición de grupos sociales de ballenas observados en la zona. Además, se analiza la distribución de los animales en el área de estudio, tanto en la franja costera como en aguas profundas, incluyendo las variaciones interanuales.

En el Capítulo 3 se aborda el análisis de la abundancia y tendencia poblacional de la BFA en el ecosistema del Golfo San Matías, en la provincia de Río Negro. Los resultados obtenidos se discuten a una escala regional, analizando los cambios en la tendencia poblacional observados en Península Valdés durante los últimos años. Adicionalmente, para comprender el proceso que subyace la recolonización observada en la provincia de Río Negro, se realiza una comparación en cuanto a la abundancia y la composición de grupos registrados en las zonas de la franja costera que presentan la mayor concentración en la provincia de Chubut y Río Negro.

En el Capítulo 4 se presenta la caracterización de la actividad comercial de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio, detallando sus cambios a través del tiempo. Por otro lado, se evalúa la correspondencia entre las operaciones de avistamiento y las normas de manejo establecidas para esta actividad.

En el Capítulo 5 se evalúan las respuestas de las BFA a la presencia de las embarcaciones turísticas. Las respuestas consideradas se refieren a cambios en el comportamiento debido a la presencia de las embarcaciones turísticas y a la reacción de las ballenas frente a los distintos modos de operación de las mismas. En función de estos resultados se proponen recomendaciones para reducir el impacto producido por la actividad.

Finalmente, en el Capítulo 6 se discuten los resultados centrales de esta tesis en el contexto del manejo sustentable de la especie, presentándose además los lineamientos para el desarrollo del Plan de Manejo de la actividad de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio.

CAPÍTULO 2

La ballena franca austral en el Golfo San Matías



Introducción

Las aguas que rodean Península Valdés constituyen la principal zona de agregación de BFA en el Atlántico Sudoccidental (IWC 2001). Las BFA llegan a esta área entre abril y mayo y la abandonan entre noviembre y diciembre, con un pico en el número de animales hacia fines de agosto y mediados de septiembre. Sin embargo, la duración de la temporada y el pico de la misma varían año a año (Crespo *et al.* 2018). Este stock reproductivo es uno de los más estudiados ya que las investigaciones sobre esta especie en la zona comenzaron a desarrollarse en 1970 (Payne 1986). Estos datos han servido para elucidar las características del ciclo de vida (Whitehead & Payne 1981, Whitehead *et al.* 1986), evaluar los patrones de distribución temporal y espacial en Península Valdés (Payne 1986, Rowntree *et al.* 2001), estimar el tamaño poblacional y la tasa de crecimiento (Payne *et al.* 1990, Cooke *et al.* 2001, Crespo *et al.* 2018) y estudiar aspectos comportamentales de la especie (Taber & Thomas 1982, Thomas & Taber 1984, Sironi 2004). Particularmente, para realizar la estimación del tamaño poblacional y la tasa de crecimiento se ha utilizado el número de ballenas registradas en censos aéreos costeros como una medida de la abundancia relativa (Crespo *et al.* 2018). Este método de muestreo se basa en la suposición de que en Península Valdés la mayoría de las ballenas se encuentran dentro de la franja costera (Payne 1986). Sin embargo, trabajos recientes han reportado un aumento del número de ballenas alejadas de la línea de costa y cambios en la abundancia relativa de los distintos tipos de grupo de BFA en el área costera de Península Valdés (Crespo *et al.* 2018, Sueyro *et al.* 2018), siendo en la actualidad distintos a los propuestos por Payne (1986). Por lo tanto, es importante determinar si la mayoría de las BFA se encuentran cercanas a la costa en el GSM, con el fin de validar si los censos aéreos costeros, método comúnmente utilizado para censar BFA (Best 1990, Crespo *et al.* 2018), son una buena metodología para monitorear la abundancia relativa de la especie en el GSM.

A través de los estudios realizados mediante censos aéreos, se ha logrado estimar la abundancia relativa de BFA en el área de Península Valdés que, para los últimos años, ronda las 1200 ballenas en el pico de temporada, con unos 450 nacimientos anuales (Crespo *et al.* 2018). Sin embargo, se ha propuesto que los números podrían estar subestimados, habida cuenta que en los últimos años se ha observado un incremento de la cantidad de ballenas en las áreas más profundas de los golfos y alejadas de la costa

(Crespo *et al.* 2014), situación que determinaría que estos animales sean ignorados en los censos aéreos costeros.

Cuando las BFA llegan a las costas tienden a ocupar determinadas áreas con cierta predictibilidad (Best 2000). Sin embargo, las áreas seleccionadas por las BFA pueden cambiar a través del tiempo, como se ha reportado en Península Valdés. En esta zona, en la década del 70', las BFA se concentraban en la costa externa de la península, y partir de la década del 80' comenzaron a moverse hacia el interior de los golfos Nuevo y San José (Rowntree *et al.* 2001) donde actualmente se concentran mayoritariamente (Sueyro *et al.* 2018). Se ha propuesto que la selección de determinadas áreas puede estar asociada a factores ambientales (Best 2000), eligiendo zonas protegidas del mar abierto y de los fuertes vientos, con suelos sedimentarios y con poca pendiente; particularmente, las madres con cría seleccionan la zona cercana a la costa y con suelos arenosos que le proveen protección a la cría (Elwen & Best 2004a, Rayment *et al.* 2014, Seyboth *et al.* 2015). Las hembras preñadas también tienden a trasladarse en áreas cercanas a la costa para dar a luz y permanecer durante el período posparto (Burnell & Bryden 1997).

En el GSM la distribución de la BFA era prácticamente desconocida hasta hace una década, existiendo solamente registros ocasionales de la especie en la zona noroeste del golfo. A partir del año 2006 comenzaron a realizarse los primeros estudios sistemáticos que permitieron obtener información sobre distintos aspectos ecológicos de la especie en este golfo (Failla *et al.* 2008, Crespo *et al.* 2011, Svendsen 2013). Estos estudios reportaron la presencia de madres con cría, grupos de cópula e individuos solitarios, y una mayor concentración de ballenas en el sector noroeste del golfo.

En la actualidad, en la Argentina existe un importante vacío de información sobre la distribución y abundancia de la BFA fuera de su principal zona de agregación, Península Valdés, dado que los esfuerzos de investigación se concentraron históricamente en esa área. Por lo tanto, contar con esta información de base en el GSM es determinante para proponer medidas de conservación para esta especie y permitirá evaluar en un futuro el potencial impacto producido por factores antropogénicos.

Objetivo

El objetivo de este capítulo consiste en analizar la distribución, abundancia y estructura social actual de la especie en el GSM y brindar información sobre los registros históricos de la BFA en el área de estudio.

Objetivos particulares

- Recopilar registros históricos de la presencia de BFA en el GSM
- Evaluar el uso de censos aéreos costeros en el GSM para la estimación de abundancia relativa de la especie
- Caracterizar la distribución, abundancia y composición social de las BFA en la franja costera del GSM durante la última década
- Caracterizar la distribución y composición de grupos de BFA en la zona adyacente a la Bahía San Antonio, noroeste del GSM

Metodología

Área de estudio

El área de estudio abarca 345 km de costa del GSM y sus aguas adyacentes desde Puerto Lobos (42° 00'S / 65° 04'W) hasta la desembocadura del Río Negro (41° 02'S / 62° 47'O) (Fig. 2.1). Esta área se encuentra adyacente a la principal área de cría y reproducción de BFA en Sudamérica, Península Valdés (Payne 1986, Payne *et al.* 1990, Rowntree *et al.* 2001).

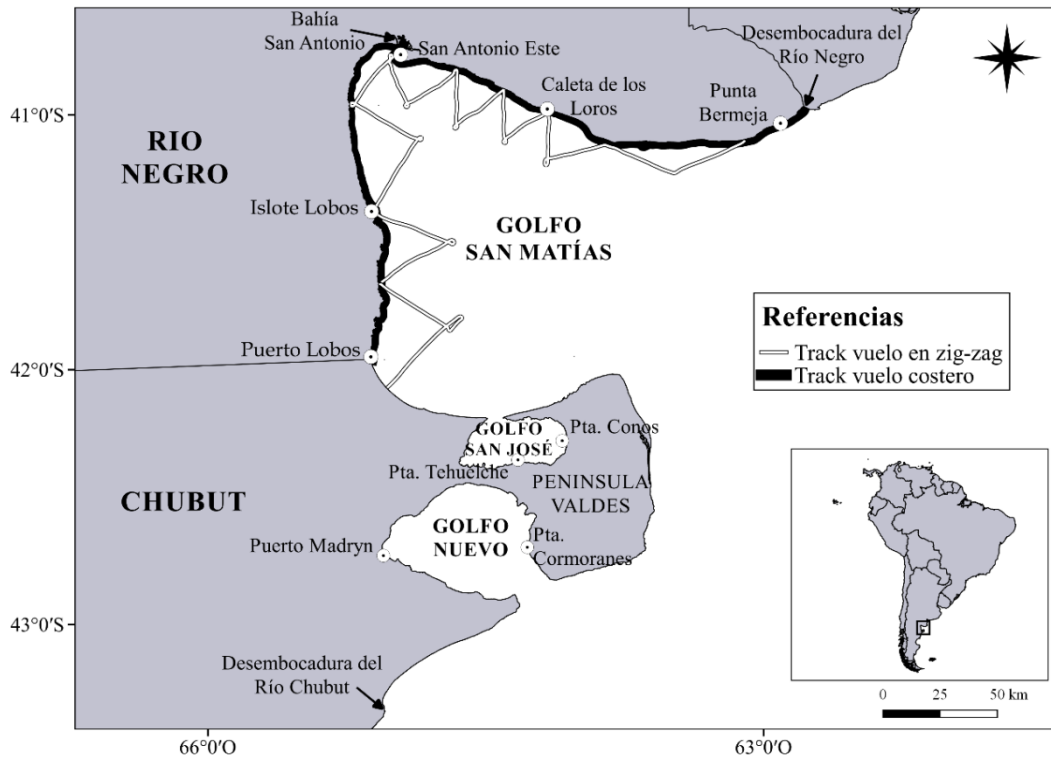


Figura 2.1. Área de estudio, Golfo San Matías y Península Valdés (Golfo San José y Golfo Nuevo), Argentina. La línea negra y la blanca indican las transectas realizadas durante los censos aéreos costeros y en zig-zag en el Golfo San Matías, respectivamente.

Evidencia histórica de la presencia ballenas francas en el Golfo San Matías

En el intento de recopilar registros históricos de la presencia de BFA en el GSM, se realizaron búsquedas en bibliotecas, así como también en la base de datos electrónica multidisciplinaria Google Scholar. Se utilizaron los siguientes términos de búsqueda: '*Eubalaena australis*', 'Golfo San Matías', 'Bahía San Antonio', 'ballena franca austral', 'barco ballenero', 'capturas' y se incluyó las traducciones al inglés. Además, se intentó recopilar anécdotas históricas que refieran a la presencia de ballenas en el GSM.

Censos aéreos

Desde 2007 al 2016 se realizaron censos aéreos costeros en el GSM. No hubo continuidad de muestreo a lo largo de estos años hasta 2013, cuando se realizó al menos un vuelo por temporada. Se realizaron trece censos aéreos costeros en un total de 6 años. La fecha de estos censos se planificó para el período en el que era más probable encontrar BFA en la costa GSM (Failla *et al.* 2008, Svendsen 2013). El objetivo principal de los censos fue el registro de la posición (lat, long), el número de animales y el tipo de grupo. Para este tipo de muestreo, se identificaron tres categorías de grupos: pares madre-cría,

una hembra adulta con una cría (Fig. 2.2); individuos solitarios, machos o hembras adultos o subadultos que se encuentran solos o a más de 2 cuerpos de ballena de distancia de otra ballena (Fig. 2.3); grupos de cópula, que comprenden 2 o más ballenas interactuando en superficie con un frecuente contacto físico (Fig. 2.4). Esta definición general de grupos de cópula engloba diferentes tipos de interacciones que ocurren entre las BFA, y si bien generalmente estos grupos se encuentran conformados por una hembra en el centro del grupo rodeada por múltiples machos, también se han reportado grupos que presentaban el comportamiento de un grupo de cópula, pero se encontraban conformados únicamente por hembras o machos (Parks *et al.* 2007). Por lo tanto, debe considerarse que dentro de ésta última categoría también se incluyen grupos sociales no reproductivos, es decir, grupos que no tienen necesariamente como finalidad la copulación (Parks *et al.* 2007). La falta de diferenciación entre estos grupos se debe a que las diferencias entre los mismos son sutiles, y dada la velocidad de vuelo (90 nudos) no se cuenta con el tiempo de observación necesario para realizar esta diferenciación.



Figura 2.2. Ballena franca austral, madre con cría. Foto: Nicolás Cetra



Figura 2.3. Ballena franca austral, individuo solitario. Foto: Agustín Sanchez.



Figura 2.4. Ballena franca austral, grupo de cópula. En la esquina superior derecha se puede observar una ilustración de un grupo de cópula de ballena franca.

Los vuelos se realizaron en un avión Cessna B-182 (Fig. 2.5) desplazándose de Sur a Norte desde Puerto Lobos hasta la desembocadura del Río Negro (Fig. 2.1), volando a una distancia estimada de entre 500 metros del borde costero, a una altura de 500 pies (152 m) y a una velocidad de 90 nudos (170 km/h). Por razones de seguridad el avión no puede alejarse a una distancia mayor de 0,5 km de la costa, por lo tanto, el ancho de la transecta de muestreo (banda fija) fue de 1,5 km, esto es, 0,5 km desde la costa hasta la aeronave y aproximadamente 1 km desde el avión hacia el mar abierto (ancho de banda visible) (Fig. 2.6). La tripulación estuvo compuesta por dos observadores, uno a cada lado del avión y una tercera persona que registró la información. Los vuelos se llevaron a cabo

cuando las condiciones de observación fueron buenas, sin niebla y con un estado de mar entre 0 y 3 en la escala de Beaufort.



Figura 2.5. Avión Cessna B-182 utilizado en los vuelos costeros.

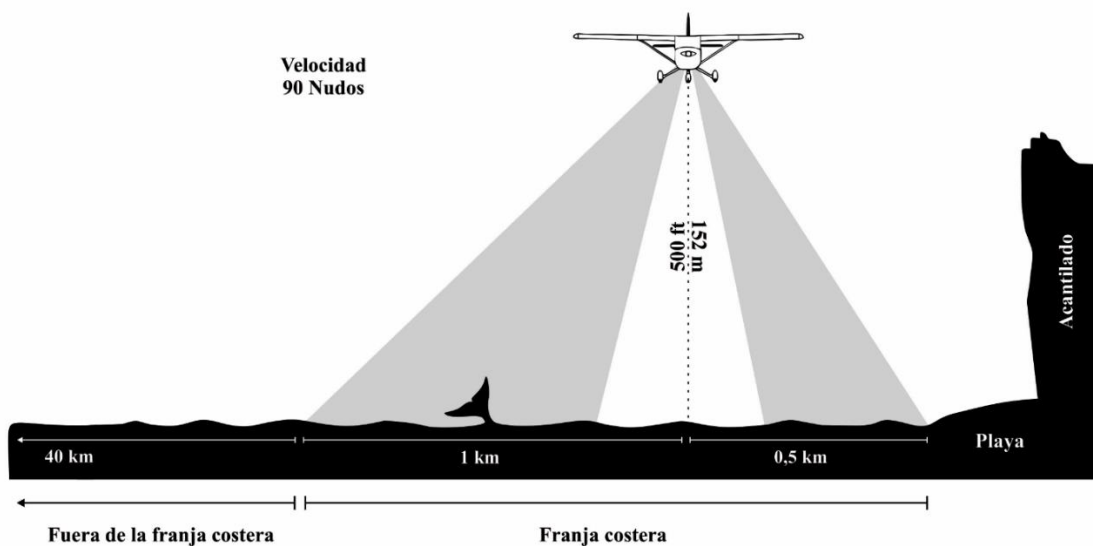


Figura 2.6. Esquema de la metodología de muestreo de los censos aéreos costeros, indicando la franja costera y la zona fuera de la franja costera.

Validación de la metodología de censo costero para el Golfo San Matías

Para validar el censo aéreo costero como un buen indicador del número de ballenas en el GSM, se comparó la abundancia relativa de ballenas en la “franja costera” y “fuera de la franja costera”. La franja costera se definió como la región entre la línea de costa y una distancia de 1,5 km respecto a ella, y la zona fuera de la franja costera como la región comprendida entre 1,5 - 40 km de distancia de la costa (Fig. 2.6).

Para este análisis, el 18 de septiembre de 2015, se realizó un vuelo con un diseño en zig-zag en el GSM (Fig. 2.1). El vuelo se realizó con un avión bimotor Cessna 337 Super Skymaster (Fig. 2.7), utilizando el mismo protocolo descrito anteriormente para los censos aéreos costeros, volando a la misma altura y velocidad de los relevamientos costeros, con excepción del ancho de transecta que en este caso fue de 2 km, esto es, 1 km desde la aeronave hacia el mar abierto de cada banda del avión. Las posiciones de las ballenas se corrigieron utilizando distancias perpendiculares a la transecta estimadas a partir de los ángulos obtenidos con un clinómetro. La distancia a la costa se estimó para cada ballena con el software QGIS (versión 2.18.4). Finalmente, para comparar ambas áreas, se calculó una tasa de avistamiento relativa para las ballenas observadas en la franja costera y fuera de esta franja, y se expresó como: “Avistamiento por unidad de esfuerzo” (APUE): número de ballenas avistadas por kilómetro recorrido en cada área.



Figura 2.7. Avión Cessna 337 utilizado en el vuelo de aguas profundas.

Evaluación del patrón de distribución

Para evaluar el patrón de distribución de las ballenas en el GSM, la costa comprendida entre Puerto Lobos y la desembocadura del Río Negro se dividió en 69 segmentos de 5 km de largo por 1,5 km de ancho (ancho de la franja) con el software QGIS versión 2.18.4 (www.qgis.org) y registró el número de ballenas en cada segmento. La longitud del segmento se eligió siguiendo a Rowntree *et al.* 2001, quienes dividieron la costa en segmentos de 5 km para evaluar la distribución de la BFA en Península Valdés.

Con el propósito de comparar la distribución de la BFA a lo largo de los años se utilizaron los censos aéreos costeros realizados en el período de mayor concentración de

ballenas (finales de agosto y principios de septiembre). Esto permitió evitar variaciones en la distribución que pudieran estar asociadas al momento de la temporada en el que se realizó el vuelo. Por lo tanto, se seleccionaron un total de 4 censos realizados durante 2007, 2014, 2015 y 2016.

Finalmente, para evaluar la presencia de los diferentes tipos de grupo a lo largo de la costa del GSM, se calculó el número de ballenas pertenecientes a los diferentes tipos de grupo en cada segmento.

Distribución y abundancia de ballenas en el noroeste del Golfo San Matías

Se realizaron relevamientos náuticos a bordo del Guardacostas GC69 “Río Paraná” de la Prefectura Naval Argentina (Fig. 2.8) con el objetivo de caracterizar la distribución espacial, composición social y abundancia relativa de las BFA en el área de estudio. El muestreo consistió en el recorrido de una transecta diseñada para abarcar gran parte del sector noroeste del GSM (Fig. 2.9) dentro del cual se realizan las actividades de turismo de avistamientos y que incluye una gran parte del Área Natural Protegida Bahía San Antonio. La transecta tuvo una extensión aproximada de 55 millas náuticas e incluye en su diseño espacial un gradiente de profundidades y distancias a la línea de costa. Cabe señalar que este diseño de transecta tiene como principal propósito servir como referencia al derrotero del buque, por lo que en algunas ocasiones los puntos y tramos de dicho derrotero pueden sufrir modificaciones en el posicionamiento como resultado de las condiciones hidrometeorológicas u otros eventos.



Figura 2.8. Guardacostas GC69 “Río Paraná” de la Prefectura Naval Argentina

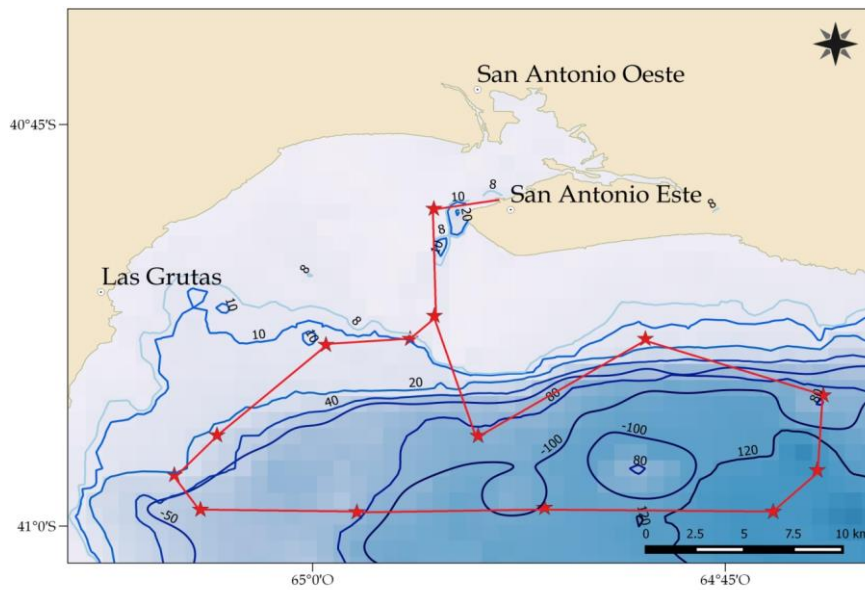


Figura 2.9. Transecta diseñada para el relevamiento en sector de aguas profundas

Las observaciones durante la transecta se realizaron con binoculares reticulados desde una posición elevada en el puente superior de la cabina del buque (ubicada a unos 6 m sobre el nivel del mar aproximadamente) en la cual se ubicaron dos observadores (uno por cada banda del buque) y un asistente anotador (Fig. 2.10). En cada evento de observación se registró la posición mediante un GPS. Además, mediante los binoculares reticulados se registró el rumbo de la embarcación, el ángulo donde se encontraba la ballena y las retículas desde el horizonte hasta la misma. Esta última información se colectó con la finalidad de corregir posteriormente la posición del grupo de ballenas registrada con el GPS. Además, se registró el tipo de grupo y el número de animales que lo conformaban. Se utilizó las categorías de grupo mencionadas anteriormente para los censos aéreos, y se agregó una nueva categoría: grupos sociales no reproductivos (Fig. 2.11), compuestos por ballenas adultas o subadultos que se encontraban a una distancia menor a 2 cuerpos de ballenas y no presentan un comportamiento de cópula (Best *et al.* 2003, Parks *et al.* 2007). Esta categoría se agregó en este muestreo ya que el tiempo de observación del grupo permitió en general diferenciar con seguridad si se trataba de un grupo de cópula o un grupo social no reproductivo.



Figura 2.10 Observadores científicos colectando los datos a lo largo de la transecta.



Figura 2.11. Grupos sociales no reproductivos. Foto: Agustín Sánchez

Los datos obtenidos fueron volcados en un sistema de información geográfico, software QGIS versión 2.18.4 (www.qgis.org), y se construyeron mapas de distribución. Con la finalidad de evaluar la abundancia relativa de las ballenas y sus cambios a lo largo de la temporada se dividió el área censada en pixeles de 3 km x 3 km, se calculó para cada pixel el avistamiento por unidad de esfuerzo (APUE). Esta estimación se realizó para principios (mayo-julio), mediados (agosto-septiembre) y fines (octubre) de la temporada, construyéndose mapas con los valores de APUE para los distintos momentos de la temporada. Finalmente, para caracterizar la distribución de las ballenas en función de variables ambientales, se utilizaron capas de profundidad y distancia a la costa construidas

para la zona. La capa de profundidad se construyó interpolando puntos batimétricos de las cartas náuticas generadas para el noroeste del GSM por el Servicio de Hidrografía Naval Argentino (Schneider 2009), por lo tanto, la diferencias en la profundidad asociadas a la amplitud de marea se encuentran enmascaradas. Utilizando el software QGIS versión 2.18.4 se extrajo de cada punto geográfico donde se registró un grupo de ballenas la profundidad y la distancia a la costa. Para asegurar que estos valores fueran correctos se filtraron los datos para seleccionar únicamente aquellos grupos de ballenas cuyas posiciones geográficas pudieron ser corregidas de la manera mencionada anteriormente. A partir de esta información, se construyeron histogramas para ambas variables ambientales y se evaluó la frecuencia de uso de las ballenas de determinadas profundidades y distancias.

Resultados

Evidencia histórica de la presencia de ballenas francas en el Golfo San Matías

La información recolectada involucra la revisión de registros históricos, registros de explotación comercial y datos de monitoreo ecológico. Los registros históricos incluyeron la revisión de expediciones (navegantes y exploradores) que viajaron a lo largo de las costas del océano Atlántico sudoccidental y cruzaron la costa de GSM durante la temporada de ballenas (julio-diciembre). Se encontraron dos expediciones que refieren a la presencia de BFA y barcos balleneros en el GSM. La primera expedición fue realizada por el Capitán Basilio Villarino entre 1779 y 1781, quien en su descripción de la costa oeste de GSM mencionó: *“All along the coast between the port of San Jose and San Antonio, near countless whales are seen”* (Holmberg & Aubone 1948). La segunda expedición fue realizada por el Capitán Benjamín Morrell, quien el 21/9/1822 describió su paso por el puerto de Río Negro (Fig. 2.1, desembocadura del Río Negro) de la siguiente manera: *“...our vessel being the first from the United States that ever entered to this river.(...) Rio Negro had been of very little note; but it is now much frequented, especially by whalers, who touch here for refreshments”*, destacando la presencia de barcos balleneros en la zona. Incluso escribió instrucciones para ingresar al puerto fluvial de Río Negro, considerando que podría ser útil para los barcos balleneros que visitaban esas costas. Dos días más tarde, Benjamin Morrell llegó a las costas de la Bahía San Antonio (Fig. 2.1) y describió esta zona de la siguiente manera: *“At the western extremity*

of this bay, somewhat inland, rises Mount St. Antonio, and on the northwest there is a port of the same name. (...) the bay itself is very convenient for whaling ships, particularly in the months of September, October, November, and December, when the whales come in to bring forth their young” (Morrell 1832) haciendo referencia nuevamente a los barcos balleneros, y dando incluso más detalles de la presencia estacional de las ballenas y de los grupos que se podrían observar en el área. Estos registros históricos denotan la presencia de BFA en GSM durante el siglo XVIII y XIX, momento en el cual ocurría la caza comercial de ballenas en el Atlántico occidental (IWC 2001).

En el caso de los registros de explotación comercial, las principales fuentes de información fueron los artículos publicados que indican las áreas de captura obtenidas de los libros de bitácora de los buques balleneros que operaron durante aquella época y han sido preservados en colecciones públicas y privadas (Sherman *et al.* 1986). Estos libros fueron útiles para los balleneros como registro de las áreas más prometedoras para la caza de ballenas. El primer intento por recopilar la información sobre estos viajes con fines científicos fue realizado por Maury durante 1840 (Maury 1852) seguido por Townsend en 1920 (Townsend 1935). Ambos utilizaron estos datos para construir mapas de distribución global de las distintas especies de ballenas capturadas. Más recientemente Smith *et al.* (2012) construyeron nuevos mapas de distribución digitalizando los datos reportados por Maury y Townsend e incluyendo nuevos datos de libros de bitácora americanos que han sido digitalizados como parte del proyecto “Census of Marine Life” (www.coml.org). Ninguno de los mapas mencionados anteriormente reportó capturas de ballenas en el GSM. Si bien los mapas de Smith *et al.* (2012) no reportan capturas dentro del GSM debe considerarse que los datos utilizados para la construcción de sus mapas solo representan la revisión del 10% de los viajes realizados por los balleneros americanos entre 1780 y 1920.

Finalmente, a partir de la revisión del monitoreo científico realizado en GSM, se encontró evidencia de presencia de BFA en dicha área hacia el final del siglo XX. Los registros más antiguos se obtuvieron a partir de la revisión de los reportes de la Red Nacional de Avistamientos y Varamientos de Cetáceos (ReNAV) conformada por la Fundación Vida Silvestre, el Grupo Cetáceos y el Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”. Estos reportes denotan la presencia de BFA en el noroeste del GSM hacia fines del siglo XX y principios del siglo XXI, particularmente a partir de 1982 (Tabla 2.1). Por otro lado, estudios realizados desde costa y embarcados entre 1987 y

1992 (González *et al.* 1992), también reportaron la presencia de BFA al noroeste del GSM, en las cercanías de la Bahía San Antonio, entre mayo y noviembre, con picos durante julio de 1990 y agosto de 1991. El mayor número de ballenas contabilizado en ese período llegó a 59 durante todo un mes (agosto de 1991). Además, durante el desarrollo de un programa de vuelos costeros para monitoreo de apostaderos de lobos marinos realizado entre 1994 y 1996, un individuo solitario fue registrado ocasionalmente el 21 de agosto de 1995, en el noroeste de GSM, entre la Bahía de San Antonio e Islote Lobos (González, datos no publicados). El tercer registro corresponde a Intrieri (1997), que realizando observaciones costeras entre 1993 y 1996 en la zona de Punta Bermeja (un área marina protegida ubicada en la costa norte de GSM) reportó 179 avistamientos independientes BFA (31 pares madre-cría y 148 individuos solitarios), muchos de ellos podrían tratarse de los mismos individuos. Más recientemente Failla *et al.* (2008) reportó una colección de registros ocasionales costeros obtenidos entre 1991 y 2008, acumulando un total de 425 avistamientos de BFA entre enero y diciembre en la costa norte del GSM.

Tabla 2.1. Registros recopilados de los datos publicados por la Red Nacional de Avistamientos y Varamientos de Cetáceos (ReNAV).

Año	Día	Tipo de dato	#ballenas	Área	Colector - Autores
1982	?/10	Varamiento	1	San Antonio Este	FVSA/ Informe ReNAV Diciembre 1985
1986	12/06	Registro ocasional	?	Río Negro	FVSA/ Informe ReNAV Junio 1986
	18/06	Registro ocasional	?	Río Negro	FVSA/ Informe ReNAV Junio 1986
	28/06	Registro ocasional	?	Río Negro	FVSA/ Informe ReNAV Junio 1986
	20/08	Registro ocasional	1	La Lobería	D. Paz/ Informe ReNAV de Ballena Franca (<i>Eubalaena australis</i>), Junio 1987
	22/08	Registro ocasional	1	La Lobería	D. Paz/ Informe ReNAV de Ballena Franca (<i>Eubalaena australis</i>), Junio 1987
	23/08	Registro ocasional	1	La Lobería	D. Paz/ Informe ReNAV de Ballena Franca (<i>Eubalaena australis</i>), Junio 1987
	24/08	Registro ocasional	2	La Lobería	D. Paz/ Informe ReNAV de Ballena Franca (<i>Eubalaena australis</i>), Junio 1987
	15/10	Registro ocasional	1	Bahía Rosas	D. Paz/ Informe ReNAV de Ballena Franca (<i>Eubalaena australis</i>), Junio 1987
1987	13/07	Registro ocasional	2	La Lobería	D. Paz/Informe 7 Red SudAmericana de avistamientos y varamientos de Ballena Franca (<i>Eubalaena australis</i>)
	17/07	Registro ocasional	1	Las Grutas	Dr. González/ Red SudAmericana de avistamientos y varamientos de Ballena Franca (<i>Eubalaena australis</i>), Diciembre 1987
	18/07	Registro ocasional	2	Las Grutas	Dr. González/ Red SudAmericana de avistamientos y varamientos de Ballena Franca (<i>Eubalaena australis</i>), Diciembre 1987
	22/07	Registro ocasional	1	La Lobería	D. Paz/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988
	30/07	Registro ocasional	2	La Lobería	D. Paz/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988
	09/08	Registro ocasional	2	La Lobería	D. Paz/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988
	24/09	Registro ocasional	2	La Lobería	D. Paz/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988
	05/10	Registro ocasional	1	Las Grutas	Dr. González/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988
	13/10	Registro ocasional	?	Río Negro	D. Paz/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988
	19/10	Registro ocasional	2	La Lobería	D. Paz/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988
	26/10	Registro ocasional	1	La Lobería	D. Paz/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988
1988	16/07	Registro ocasional	3	Punta colorada	Dr. González/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988
	17/07	Registro ocasional	6	Punta colorada	Dr. González/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988

	26/07	Registro ocasional	1	San Antonio Este	Dr. González/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988
	23/08	Registro ocasional	2	Las Grutas	Dr. González/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988
	24/08	Registro ocasional	2	Las Grutas	Dr. González/Informe ReNAV, Junio 1987 - Diciembre 1988
	28/08	Registro ocasional	1	43°30'S 65°10'W	Dr. González
	21/11	Registro ocasional	4	Las Grutas	Grupo SAO - Serra
1989	?/1	Registro ocasional	3	?	Campaña Barranca Final
	17/06	Registro ocasional	1	Las Grutas	Dr. González
	28/07	Registro ocasional	2	Las Grutas	Dr. González
	03/10	Registro ocasional	1	Las Grutas	Dr. González
	05/10	Registro ocasional	2	Las Grutas	Dr. González
1990	13/07	Registro ocasional	2	Bahía San Antonio	Dr. González
1995	21/08	Registro ocasional	1	-41.05, -64.5333	PBB 1994 - 1996
2000	14/08	Varamiento	1	Bahía de San Antonio	Dr. González
	15/08	Varamiento	1	Bahía San Antonio	Dr. González
	01/09	Varamiento	1	Bahía San Antonio	Dr. González
	19/09	Varamiento	1	Bahía San Antonio	Dr. González
2004	01/08	Varamiento	1	Barranca Final	Grupo SAO

Validación de la metodología de censos costeros en el Golfo San Matías

Durante el vuelo en zig-zag realizado en septiembre de 2015, se registraron un total de 81 BFA, la mayoría de ellas en la costa noroeste del GSM (Fig. 2.12). La abundancia relativa de ballenas fue mayor en la franja costera, con un APUE más de ocho veces mayor en la franja costera que fuera de esta (Tabla 2.2). A pesar de que el número total de ballenas registradas fuera de la franja costera fue mayor que el número de ballenas registradas dentro de esta, el 76,78% de ellas se encontraron cerca de la Bahía San Antonio, mientras que en el resto de GSM la mayoría de las ballenas se encontraron en la franja costera (Fig. 3).

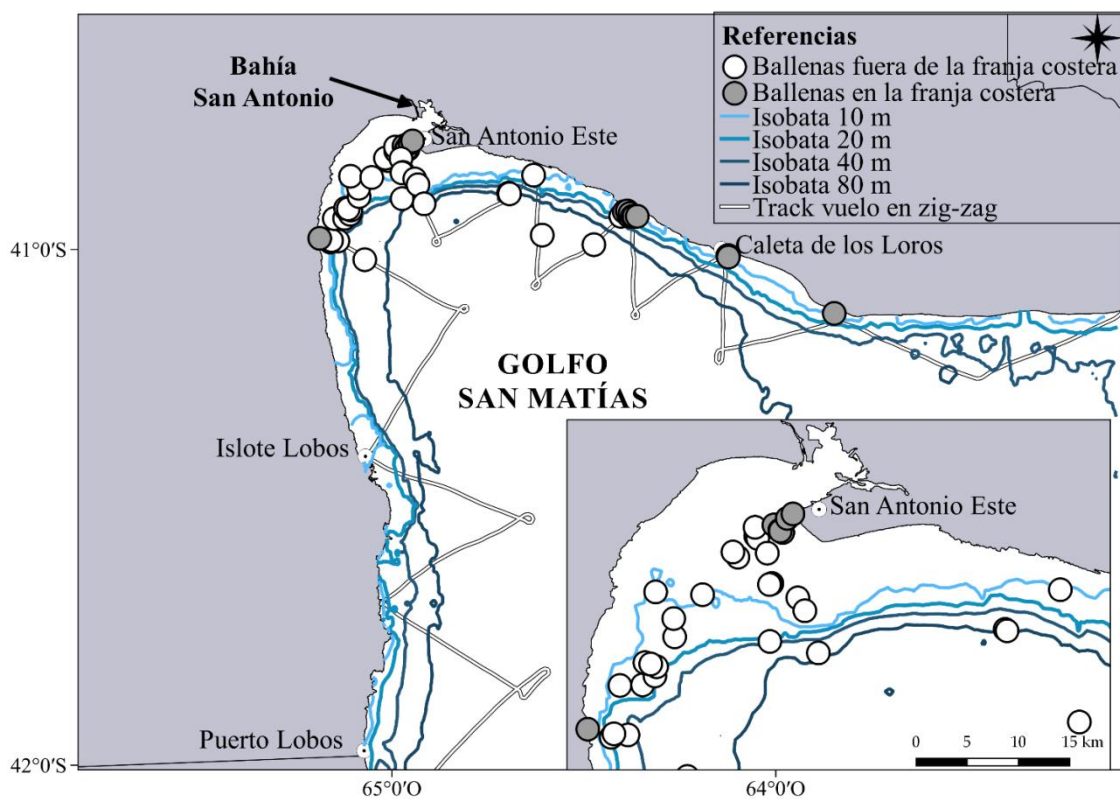


Figura 2.12. Posición de las ballenas registradas durante el censo aéreo en zig-zag. Los círculos grises indican ballenas observadas a distancias menores a 1,5 km de la costa, mientras que los círculos blancos indican ballenas observadas a distancias iguales o mayores a 1,5 km. Cada círculo indica una o más ballenas.

Tabla 2.2. Detalle del relevamiento aéreo en zig-zag y estimación del índice de avistamiento por unidad de esfuerzo (APUE) para la franja costera (hasta 1,5 km de la costa) y fuera de ella.

	Franja costera	Fuera de la franja costera	Total
Número de ballenas	25	56	81
Esfuerzo de muestreo (km)	28,32	555,72	584,04
APUE	0,88	0,10	0,14

Censos aéreos costeros

Se registraron BFA en todos los censos aéreos costeros realizados entre agosto y octubre desde 2007 (Tabla 2.3). El mayor número de ballenas se registró a fines de agosto y principios de septiembre, con un máximo de 160 individuos registrados en un solo censo a principios de septiembre de 2015.

Tabla 2.3. Detalles de los censos aéreos costeros y máximo número de ballenas registradas en cada censo aéreo costero. Ver figura 2.1 para referencias espaciales.

Año	Fecha	Número de ballenas	Área de la costa censada
2007	23/8	56	Puerto Lobos – desembocadura del Río Negro
	3/10	31	Puerto Lobos – desembocadura del Río Negro
2008	5/10	51	Puerto Lobos – desembocadura del Río Negro
2013	9/8	38	Islote Lobos - Caleta de los Loros
	24/9	76	Islote Lobos - Caleta de los Loros
2014	21/8	53	Puerto Lobos – desembocadura del Río Negro
	11/10	23	Puerto Lobos – desembocadura del Río Negro
	12/11	0	Puerto Lobos – desembocadura del Río Negro
2015	2/9	160	Puerto Lobos – desembocadura del Río Negro
	9/10	9	Puerto Lobos – desembocadura del Río Negro
2016	23/8	141	Puerto Lobos – desembocadura del Río Negro
	23/9	112	Puerto Lobos – desembocadura del Río Negro
	5/10	16	Puerto Lobos – desembocadura del Río Negro

Considerando todos los censos realizados, se observó un cambio en la frecuencia de los tipos de grupo a lo largo de la temporada ($n = 766$; test $\chi^2 = 63,79$; $gl = 4$; $p < 0,0001$) (Fig. 2.13). Los individuos solitarios fueron el tipo de grupo predominante toda la temporada, y se observó un aumento en la frecuencia de los grupos de cópula y los pares madre-cría durante septiembre y octubre, respectivamente.

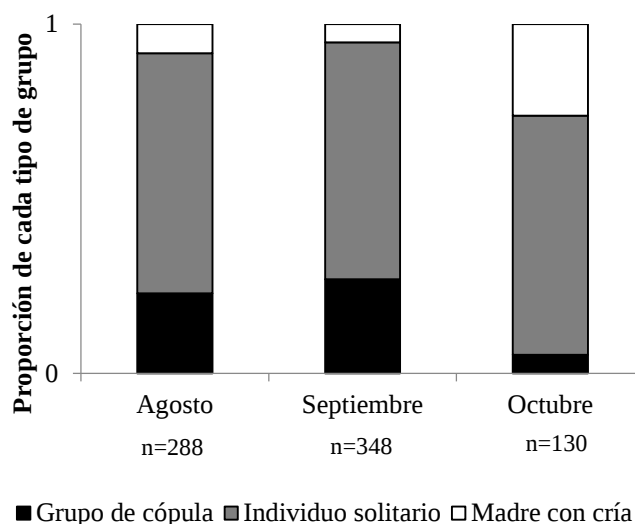


Figura 2.13. Cambio en la proporción de los distintos tipos de grupos observados a través de la temporada en el golfo San Matías.

Evaluación del patrón de distribución

Se registró un cambio en la distribución espacial en la costa de GSM a través de los años (Fig. 2.14). En 2007, la mayoría de las ballenas se encontraron alrededor de Puerto Lobos, cerca de Península Valdés concentradas en unos pocos segmentos (segmentos 1 - 4), y se registraron pocas ballenas en la costa norte de GSM. Durante 2013-2016, las áreas de concentración las ballenas han cambiado y se han expandido. La distribución de la BFA se limitó principalmente a la costa noroeste del GSM, particularmente en el sector entre San Antonio Este y Caleta de los Loros.

El tipo de grupo dominante en toda la franja costera del GSM fueron los individuos solitarios (Fig. 2.14). Los pares madre-cría y los grupos de cópula se concentraron principalmente en el área alrededor de Puerto Lobos, cerca de Península Valdés, y en el sector entre San Antonio Este y Caleta de los Loros. Finalmente, la densidad máxima de ballenas se registró en 2007, con 3,06 ballenas/km² en la zona aledaña a Puerto Lobos.

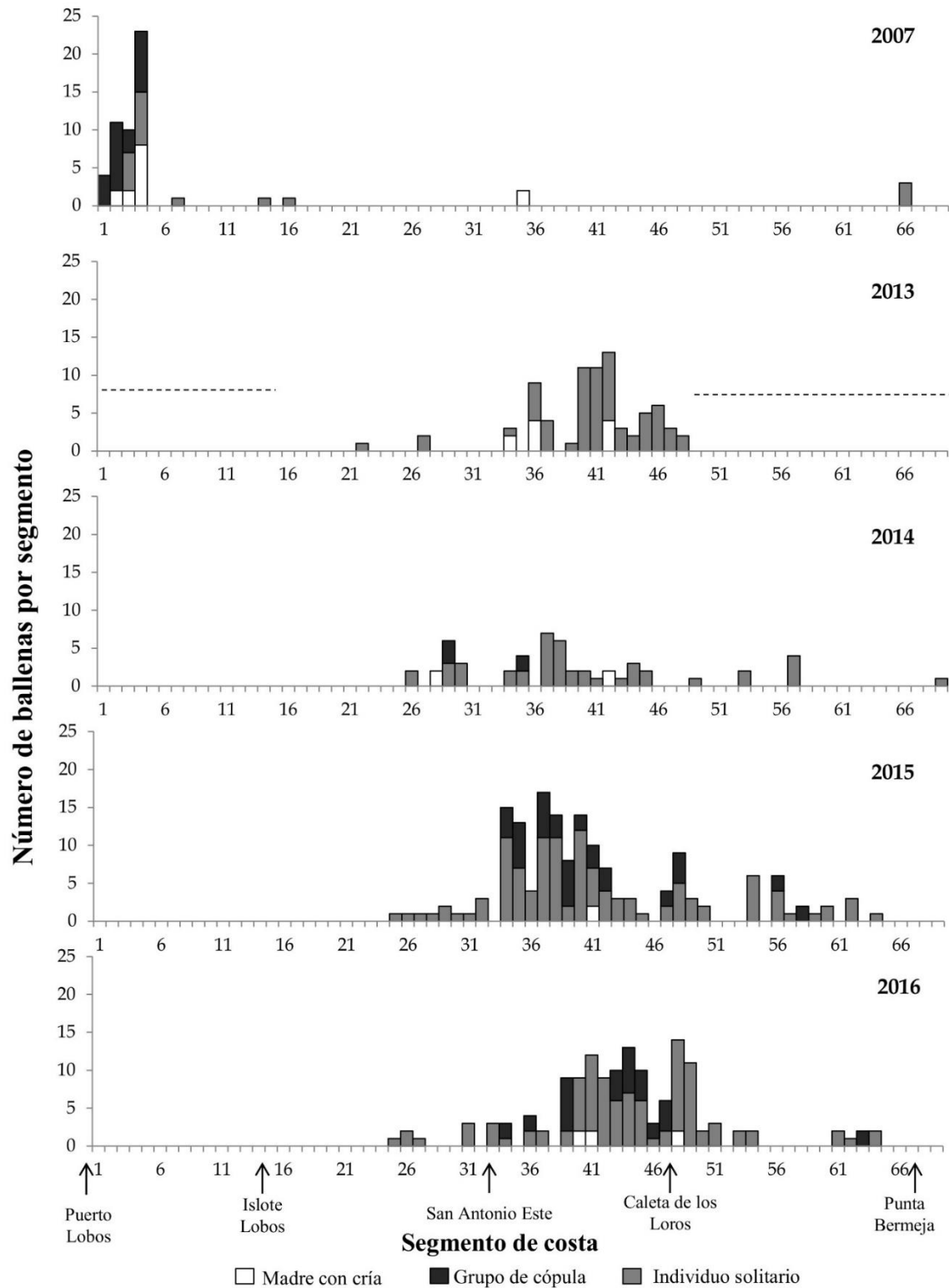


Figura 2.14. Tipos de grupo y número de ballenas por segmento registradas en el vuelo en que se contó el mayor número de ballenas cada año, entre fines de agosto y principios de septiembre. La línea punteada en el año 2013 indica los sectores que no fueron censados ese año. Ver figura 2.1 para referencias espaciales.

Distribución y abundancia de ballenas en el noroeste del Golfo San Matías

Se realizaron un total de 13 salidas a bordo del buque GC69 “Río Paraná” entre mayo y octubre de 2014, 2015 y 2016 (Fig. 2.15). Se registraron un total de 246 avistamientos correspondiendo a un total de 310 ejemplares (Tabla 2.4), de los cuales 81,3% fueron individuos solitarios, 9,35% grupos sociales no reproductivos, 8,54% grupos de cópula y el resto madres con cría. A partir de los datos colectados mediante el GPS y los binoculares reticulados se pudo corregir la posición de 217 grupos de ballenas. La distribución de dichos grupos puede observarse en la figura 2.16. Los individuos solitarios fueron el grupo dominante en todas las salidas, mientras que las madres con cría solo se registraron ocasionalmente en 2 oportunidades (Tabla 2.4).

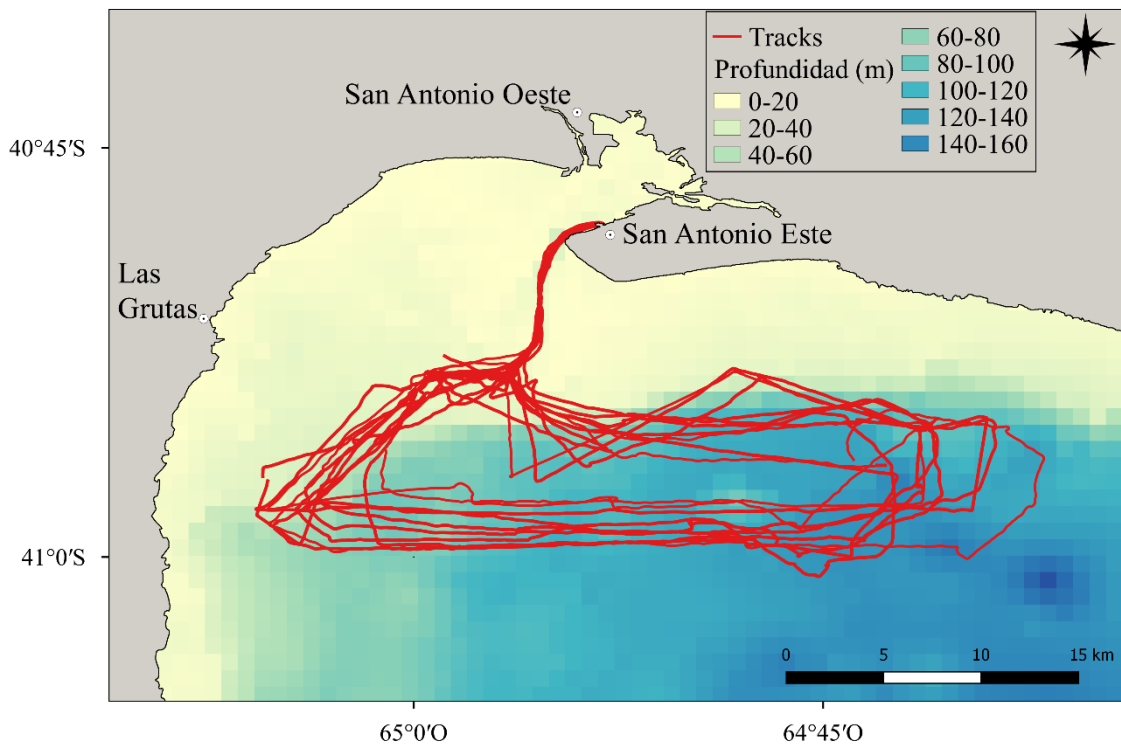


Figura 2.15. Derrotero del buque GC69 “Río Paraná” en las 13 salidas realizadas

Tabla 2.4 Fechas de las salidas realizadas a bordo del buque GC69 “Río Paraná, kilómetros recorridos y número de animales observados de los distintos tipos de grupo en cada salida.

Fecha	Km recorridos	N° de ballenas				Total
		Grupo de cópula	Individuo solitario	Madre con cría	Grupo social no reproductivo	
13/5/2014	103,79					0
29/7/2014	63,42		3		4	7
20/9/2014	11,97		7		2	9
17/10/2014	111,66		12	4	5	21
29/5/2015	116,38		1			1
18/7/2015	107,30		4			4
23/8/2015	47,03	2	46		6	54
3/9/2015	96,74	29	81		13	123
27/10/2015	121,58		1			1
17/5/2016	99,55		1			1
21/7/2016	100,58		2		2	4
25/8/2016	99,77	12	48		22	82
20/10/2016	94,03		3			3
Total	1173,79	43	209	4	54	310

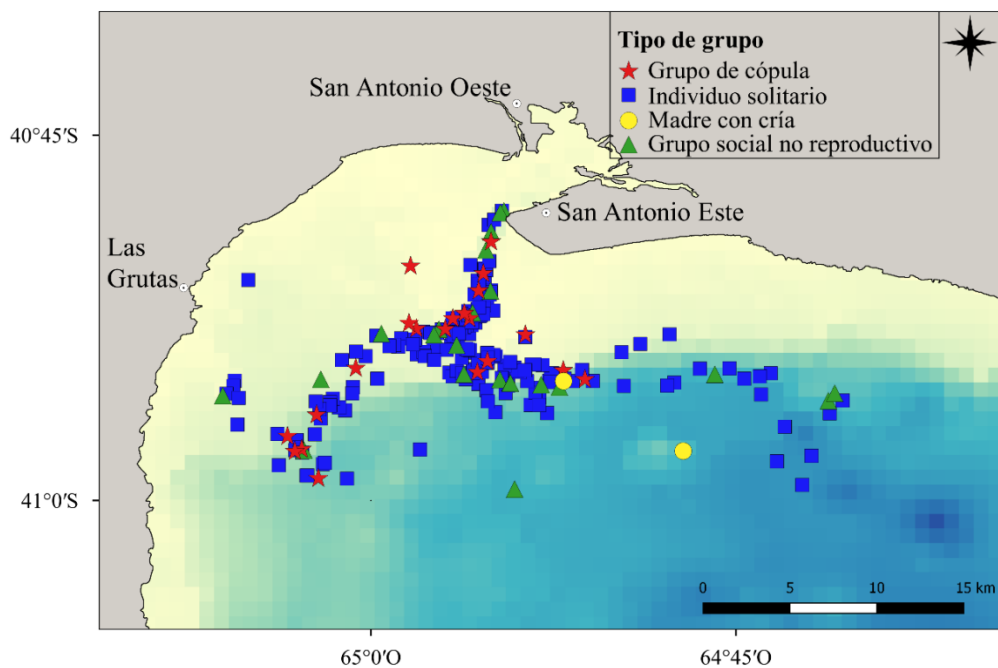


Figura 2.16. Distribución de los grupos de ballenas registrados durante las salidas a bordo del buque GC69 “Río Paraná”

La abundancia relativa de ballenas, medida como APUE, varió a lo largo de la temporada y en diferentes sectores de la transecta (Fig. 2.17). Durante mayo y julio se registró un bajo número de animales en la zona, incluso con ausencia total de BFA en mayo de 2014 (Tabla 2.4), y el valor máximo de APUE obtenido fue 1,71 ballenas/km.

En este momento de la temporada, los animales se observaron en su mayoría en el canal de acceso a la bahía, así como también al sur de Las Grutas, en el sector conocido como El Sótano (Fig. 2.17A). Entre agosto y septiembre se observó un incremento en el número de animales presentes, con valores de APUE de hasta 6,94 ballenas/km. Al igual que en los meses anteriores, la zona del canal de ingreso a la bahía y el sur de Las Grutas presentaron una alta concentración de BFA (Fig. 2.17B). Durante estos meses, se observaron ballenas prácticamente durante toda la navegación, con la excepción de la zona más profunda y alejada de la costa, alrededor de la latitud 41°S. Hacia fines de la temporada, durante octubre, la abundancia relativa de BFA disminuyó, y el valor máximo de APUE obtenido fue de 2,29 ballenas/km (Fig. 2.17C). Al igual que en mayo y julio, en la mayoría de la zona monitoreada no se observaron ballenas, con algunos registros aislados en el canal de acceso a la bahía y hacia el este del mismo.

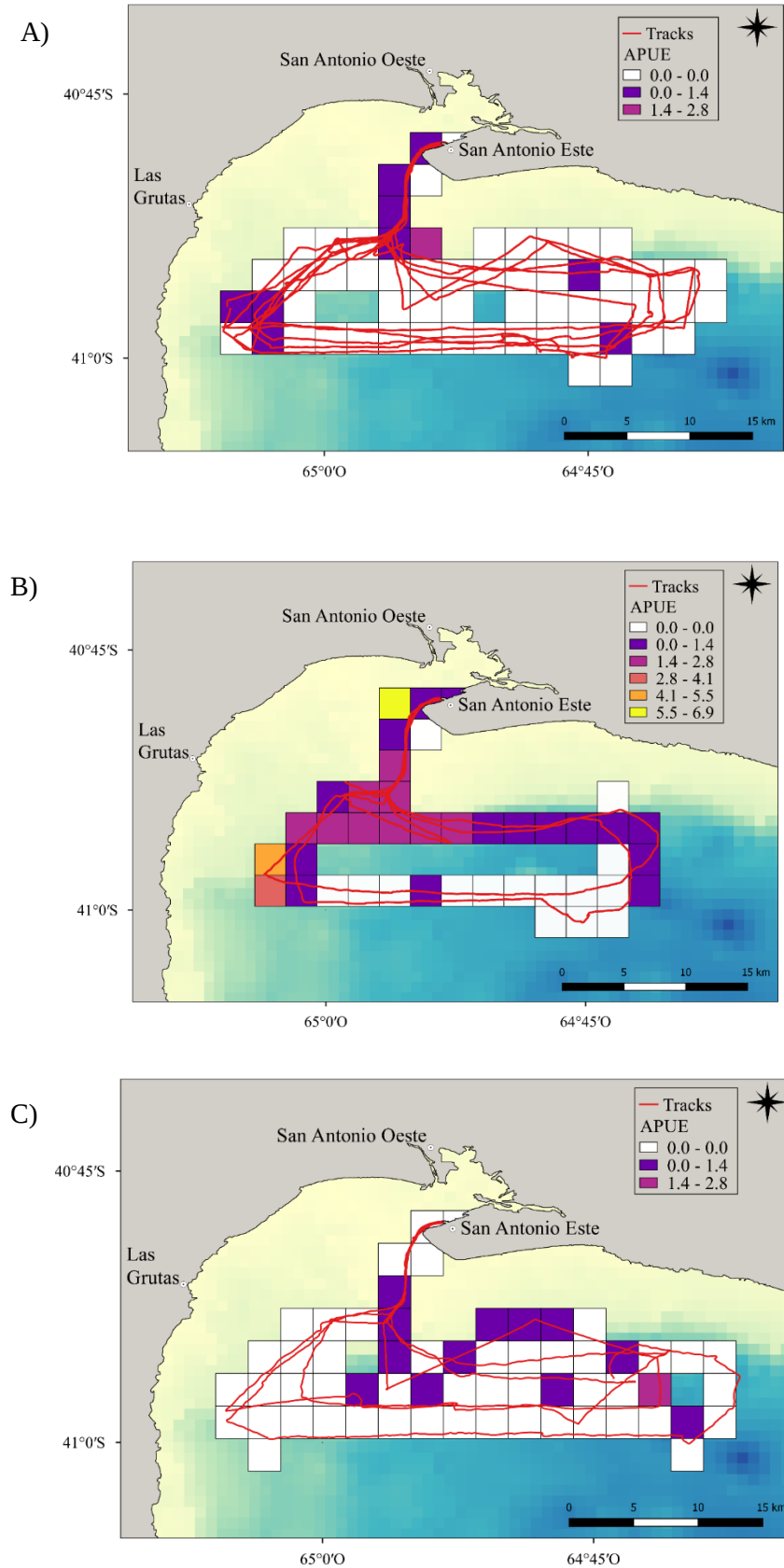


Figura 2.17. Mapas de avistamientos por unidad de esfuerzo (APUE) A) mayo-julio, B) agostos-septiembre, C) octubre. La línea roja indica el derroteo del buque GC69 “Río Paraná” durante la navegación.

En la zona de estudio la mayoría de los registros de BFA ocurrieron en zonas poco profundas, menores a 15 m, con el 54,71% (n=276) de las ballenas registradas en este rango de profundidad (Fig. 2.18). Para evaluar si existía un uso diferencial de las zonas poco profundas, se consideró la profundidad del área monitoreada. A partir de este análisis, se evidenció una mayor frecuencia de uso de zonas con profundidades menores a 5 m, con un bajo porcentaje de área monitoreada y un alto porcentaje de ballenas registradas en este rango de profundidad. También se observó un uso diferencial en zonas con profundidades entre 40 y 45 m (Fig. 2.18).

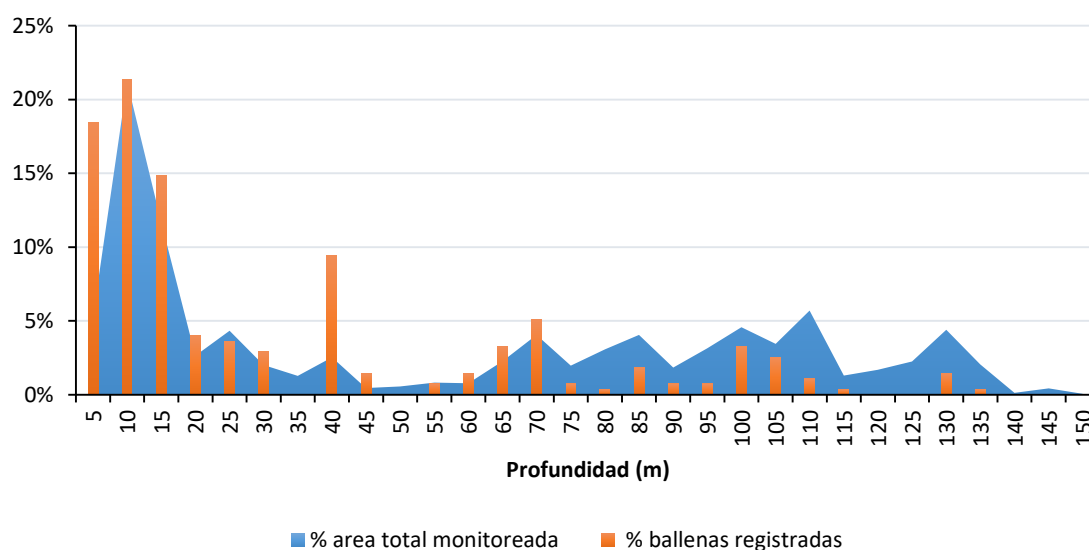


Figura 2.18. Porcentaje del área monitoreada y porcentaje de ballenas registradas en intervalos de 5 m de profundidad en la zona adyacente a la Bahía San Antonio.

Con respecto a la distancia a la costa, el 53,26% (n=276) de los registros mayoría de los registros ocurrieron entre 8 y 10 km de la misma (Fig. 2.19). Sin embargo, considerando la distancia a la costa del área monitoreada, se observó una mayor frecuencia de uso del área comprendida entre los 4 y 11 km de la línea de costa, especialmente entre los 4 y 7 km (Fig. 2.19).

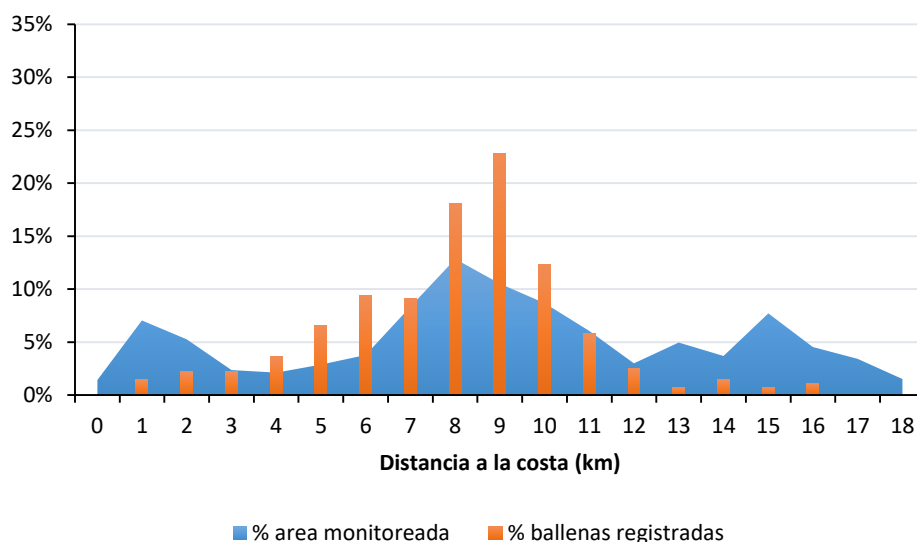


Figura 2.22. Porcentaje del área monitoreada y porcentaje de ballenas registradas en función de la distancia a la línea de costa en la zona adyacente a la Bahía San Antonio.

Discusión

Este es el primer estudio que presenta evidencia de presencia de BFA en el GSM hace más de doscientos años, durante la época de la explotación comercial. Se desconoce el grado de reducción del stock en esta área, así como su estructura social y distribución histórica. Además, este estudio reporta evidencia de que la BFA está recolonizando áreas en el norte de la Patagonia. En particular, en el presente capítulo se exploró la distribución y abundancia de la BFA en el GSM, y se proporcionó información sobre la utilización diferencial de la costa noroeste de este golfo. Para ayudar a enfocar esta discusión, la misma se dividió en: (1) discutir la distribución de las ballenas en la franja costera y fuera de esta y (2) resumir observaciones en relación con la estacionalidad, la composición del grupo y la distribución costera.

Presencia de ballenas en la franja costera y fuera de esta

Los hallazgos obtenidos a partir del vuelo en zig-zag resaltan que las BFA realizan un uso diferencial del área, con una mayor frecuencia de uso de las áreas cercanas a la costa en la mayoría del GSM. Este resultado respalda el supuesto considerado para realizar los censos costeros (la mayoría de las BFA se encuentran en la franja costera), y coincide con el conocimiento previo en el área de Península Valdés en la época en que las densidades de ballenas en esa zona eran menores a las actuales (Payne 1986). En el GSM, el patrón de distribución con mayor frecuencia de uso de las zonas costeras se

observó en casi toda la costa de este golfo con la excepción del área adyacente a Bahía San Antonio. En esta zona se observó un gran número de ballenas circulando en aguas profundas alejadas de la costa, principalmente entre agosto y septiembre, con una mayor frecuencia de uso de las zonas que se encontraron entre 4 y 11 km de la línea de costa y con profundidades menores a 5 m. Este uso diferencial de profundidad es coincidente con el propuesto por Payne (1986) para Península Valdés, en donde se nombró al contorno de 5 m de profundidad como el “camino de las ballenas” (Payne 1986). Se propuso que la elección de esta profundidad podría estar relacionada a la comunicación entre las mismas, ya que las BFA realizan vocalizaciones de frecuencias elevadas que son producidas en aguas poco profundas y no son capaces de desarrollar vocalizaciones de largo alcance en aguas más profundas. Por lo tanto, concentrarse en una profundidad aumentaría las probabilidades de encuentro con otras ballenas (Payne 1986).

La Bahía San Antonio y su zona adyacente ha sido caracterizada desde el punto de vista geomorfológico como un gran delta de mareas (Schnack *et al.* 1996, Alliota *et al.* 2000). La zona externa adyacente a la bahía presenta dos grandes bancos intermareales de arena, uno a cada lado del canal principal (Fig. 2.23). La presencia de estos bancos genera zonas de poca profundidad a gran distancia de la costa. Además, el área presenta un régimen de marea semidiurno con una amplitud entre 6 y 9 m, lo que provoca que los bancos de arena queden expuestos durante la bajamar, lo que genera el acercamiento de las ballenas a las costas durante la pleamar y el alejamiento durante la bajamar. Estos factores determinaron la presencia de ballenas alejadas de la línea de costa en el sector de la Bahía San Antonio. Por lo tanto, realizando un censo aéreo costero, el número de ballenas registrado en la zona aledaña a la Bahía San Antonio podría resultar subestimado. Esto se debe tener en cuenta al diseñar los próximos censos, y se debe incluir un esfuerzo adicional en esta área en particular. En el resto de GSM, zonas poco profundas solo se encuentran cerca de la costa, donde se registraron la mayoría de las ballenas. Por lo tanto, el número de ballenas registradas en los censos aéreos costeros realizados en este estudio debe considerarse indicativo de abundancia relativa, en lugar de abundancia absoluta.

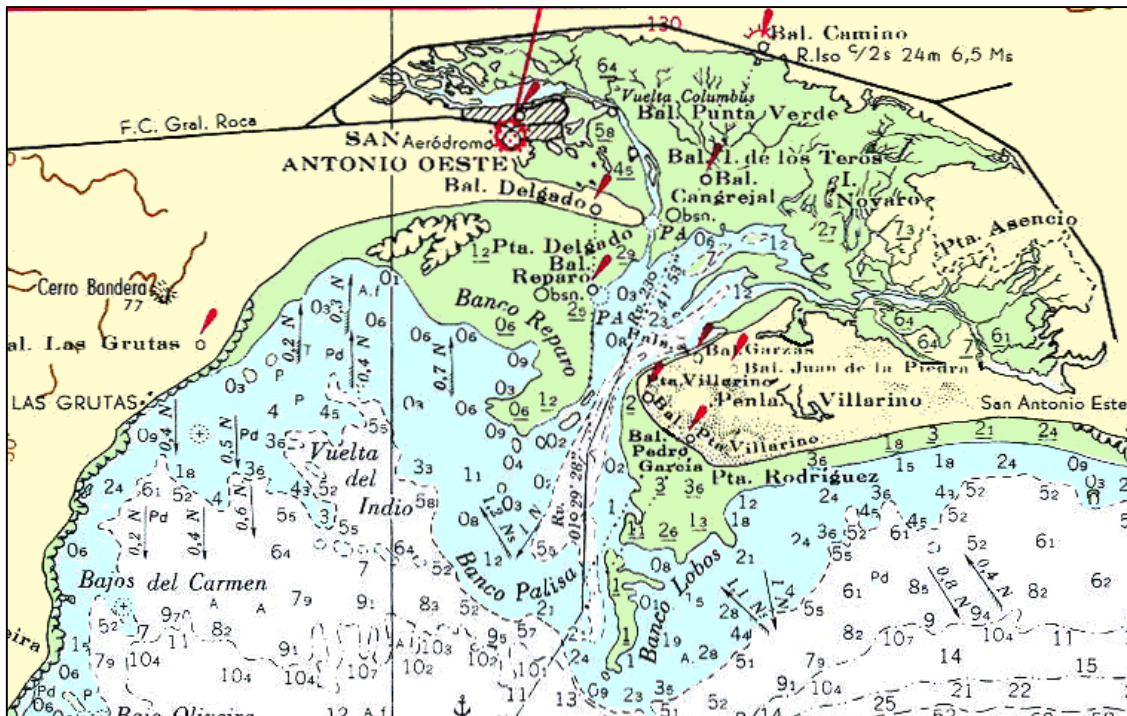


Figura 2.23. Carta náutica, del Servicio de Hidrografía Naval, de la Bahía San Antonio y sus zonas aledañas. En verde se pueden observar los principales bancos de arena que rodean la bahía (Banco Reparó y Banco Lobos)

En la zona adyacente a la bahía, la BFA se concentraron en el canal de acceso y la zona adyacente a los bancos de arena (Fig. 2.23). El canal de acceso fue la zona más utilizada por las ballenas, con presencia de las mismas durante toda la temporada. Este canal se encuentra entre los bancos de arena y alcanza profundidades de hasta 35 m. Estas características le permiten a los buques pesqueros y mercantes utilizarlo como vía de ingreso y egreso hacia/desde el puerto de San Antonio Oeste y San Antonio Este, respectivamente. En la actualidad, no se han reportado colisiones entre estos buques y las ballenas, sin embargo, en agosto de 2015 se documentó una eventual colisión de un buque pesquero con una ballena en el canal de acceso a la bahía ya que se reportó la presencia de una ballena con una herida provocada por una hélice (Fig. 2.24). Si bien no se puede asegurar que está herida haya sido provocada en la zona, se debe considerar que incremento de ballenas en zonas coincidentes con las vías de navegación puede generar conflictos en un futuro, y remarca la importancia de continuar evaluando la distribución de las BFA en este sector.



Figura 2.24. Ballena franca austral en la zona de la Bahía de San Antonio, con herida provocada por una hélice. Foto: Claudio Barbieri

Por último, la realización de monitoreos en zonas alejadas de la costa con embarcaciones de gran porte como el Guardacostas de Prefectura Naval Argentina permitió relevar una gran extensión de la zona utilizada por las ballenas. Sabiendo que las mismas no sólo circulan en zonas costeras y que estudios a largo plazo permitieron registrar una tendencia al aumento de ejemplares en aguas profundas en Península Valdés (Crespo *et al.* 2014, 2018) se considera fundamental continuar este tipo de monitoreo a fin de tener una visión completa de la cantidad de ejemplares que circulan en el área y de cómo utilizan las distintas zonas.

Temporalidad, composición de grupo y distribución costera de las ballenas

La composición de los grupos observados en GSM fue diferente a la observada en Península Valdés (Golfo San José y Golfo Nuevo), con un predominio de individuos solitarios a lo largo de toda la temporada, tanto en la franja costera del GSM como en zonas profundas, coincidiendo con estudios previos realizados en el área (Svendsen 2013, Crespo *et al.* 2014). La presencia de madres con cría y grupos de cópula mostró una tendencia similar a la de Península Valdés (Crespo *et al.* 2014), con grupos de cópula principalmente presentes al principio de la temporada y la presencia de madres con cría creciendo hacia su final.

El bajo número de madres con cría registrado en el GSM podría indicar que, al menos en la actualidad, esta no es un área central de parición y crianza. Sin embargo, considerando los reportes de Benjamin Morrell a principios del siglo XIX (Morrell 1832), el GSM y particularmente el área de la Bahía San Antonio podría haber sido una importante área de reproducción en aquel momento. Modelos de hábitat desarrollados para la BFA en el GSM (Svendsen 2013) apoyan esta hipótesis, ya estos modelos proponen que el noroeste del GSM constituiría un hábitat adecuado para las madres con cría. En los últimos años, ha habido registros de madres con crías de pequeño tamaño, a veces con pliegues fetales, en la zona de la Bahía San Antonio (Fig. 2.25), indicando que estas crías nacieron en esta área. Por otro lado, la presencia de grupos de cópula en el GSM sugiere que esta zona también podría ser un hábitat importante para las actividades sociales y de reproducción.



Figura 2.25. Madre con cría de pequeño tamaño en su lomo. La cría presenta pliegues fetales. Foto: Martín Brunella

En el GSM, la distribución de la BFA fue agregada y se modificó a lo largo de los años expandiéndose hacia nuevas áreas. Estos cambios podrían ser el resultado de un proceso exploratorio asociado con el aumento de la población de la especie (Crespo *et al.* 2018) y con una selección de la costa norte del GSM por sobre otras áreas adecuadas (Svendsen 2013). Cambios en la distribución de la BFA a lo largo de los años también ha sido reportados en Península Valdés (Rowntree *et al.* 2001, Sueyro *et al.* 2018) y Brasil

(Seyboth *et al.* 2015). Se ha propuesto que estos cambios podrían estar relacionados con factores como la preferencia individual, la cohesión social y/o la alteración del hábitat (Rowntree *et al.* 2001).

El número de ballenas registradas por segmento en las áreas de mayor concentración de la costa del GSM alcanzó valores similares a los descritos para Península Valdés entre 1991 y 1997 (Rowntree *et al.* 2001). Sin embargo, la densidad máxima de ballenas observada durante el pico de la temporada en GSM (3,06 ballenas/km²) es mucho menor que la densidad máxima registrada para Península Valdés en las áreas de máxima agregación (hot spot) en los últimos años (15,87 ballenas/km²) (Sueyro *et al.* 2018). Por lo tanto, se espera que la densidad de ballenas aumente en el futuro en aquellos sectores con condiciones ambientales *a priori* similares a las observadas en Península Valdés.

CAPÍTULO 3

Tendencia poblacional de ballenas francas en el Golfo San Matías. Un análisis a escala regional



Foto: Jonatan Padilla

Introducción

A partir de la finalización de la cacería comercial de la BFA asociada a la protección internacional otorgada por la Liga de las Naciones Unidas en 1935, las poblaciones de BFA han mostrado signos de recuperación. Particularmente, en las últimas décadas se observaron evidencias de recuperación en los stocks de Argentina-Brasil, Sudáfrica, Nueva Zelanda y Australia (Bannister 2001, Cooke *et al.* 2001, Best *et al.* 2001, Bannister 2011, Carroll *et al.* 2011, Barendse & Best 2014, Carroll *et al.* 2014, Danilewicz *et al.* 2016, Crespo *et al.* 2018,). Sin embargo, otras poblaciones son aún muy pequeñas y hay incertidumbre respecto a su recuperación (ej. Chile, Reilly *et al.* 2008).

En el Atlántico Sudoccidental, existen dos importantes zonas de crianza y reproducción reconocidas: Península Valdés (42-43° S), que tiene dos golfos principales (Golfo Nuevo y Golfo San José) donde se congregan las ballenas (Payne 1986) y Santa Catarina (entre la isla de Florianópolis, 27° 25' S y Laguna, 28° 36' S) en el sur de Brasil (Groch *et al.* 2005). Existe evidencia de movimientos de ballenas entre estas áreas (Best *et al.* 1993, Groch *et al.* 2005). Aunque las hembras de BFA muestran fidelidad a sus sitios de parto (Payne 1986, Rowntree *et al.* 2001) la especie muestra plasticidad en este comportamiento (Best *et al.* 1993) y es capaz de expandir su área de distribución y recolonizar áreas, como se ha reportado en Nueva Zelanda (Carroll *et al.* 2014) y Sudáfrica (Barendse & Best 2014). Por lo tanto, áreas con condiciones ambientales apropiadas alrededor de las principales áreas de congregación del Atlántico Sudoccidental podrían ser colonizadas por la especie. Esta hipótesis está respaldada por avistamientos más frecuentes de BFA en los últimos años en Rio Grande do Sul en Brasil (Danilewicz *et al.* 2016), Uruguay (Costa *et al.* 2005, 2007), y en el GSM en Argentina (Crespo *et al.* 2014).

Particularmente en Argentina, se han llevado a cabo estudios a largo plazo asociados a la dinámica poblacional de la BFA alrededor de Península Valdés. Para este stock, la tasa de crecimiento estimada para la década del 70' rondaba en el 8% (Payne *et al.* 1983, Whitehead *et al.* 1986, Payne *et al.* 1990). En 2010, la tasa estimada disminuía a 5,1% (Cooke 2012) y a 6,5% en 2012 (Cooke *et al.* 2015) utilizando las mismas técnicas. Recientemente, Crespo *et al.* 2018, utilizando una base de datos de censos aéreos costeros realizados desde 1999, han modelado los cambios en la tasa de crecimiento de los últimos 10 años. Como resultado han reportado que, a pesar de que el número de BFA

en el área crece, la tasa de incremento poblacional decrece, es decir, la población continúa creciendo de manera desacelerada. Sin embargo, el grado de reducción de la tasa de crecimiento no fue igual para todos los tipos de grupo. Particularmente, la tasa de crecimiento estimada para las madres con cría durante el período 1999-2014 fue de 5,54%, duplicando la tasa de crecimiento estimada para toda la población de Península Valdés para el mismo período. En 2016 la tasa de crecimiento estimada para toda la población de Península Valdés fue cercana a cero (Crespo *et al.* 2018). Además, estos autores informaron cambios en la proporción de los diferentes tipos de grupo observados en la franja costera (entre la costa y 1500 metros de la misma). Este cambio se evidenció en un aumento en la proporción de madres con cría, y una disminución del resto de los grupos, cerca de la línea de costa (entre la línea de costa y 500 m de la misma). Por el contrario, se observó un aumento en la proporción de individuos solitarios y grupos de cópula en zonas alejadas de la línea de costa (entre 500 m y 1500 m de la línea de costa). Los autores propusieron que esta modificación estaría asociada a una selección de la zona cercana a la línea de costa por parte de las madres con cría provocando un desplazamiento de individuos solitarios y grupos de cópula hacia aguas profundas o a otras regiones menos densas, como el GSM, al norte de Península Valdés (Crespo *et al.* 2014, 2018, Sueyro *et al.* 2018). Con base en estos resultados se sugirió que estos cambios se encontraban relacionados a un proceso de regulación denso-dependiente, en el cual las áreas de mayor concentración ubicadas en el sistema de Península Valdés (incluyendo Golfo Nuevo y Golfo San José) alcanzaron su capacidad de carga, causando un desplazamiento de ballenas de zonas de mayor densidad a otras regiones menos densas (Crespo *et al.* 2018).

Sobre la base de la información mencionada anteriormente, se ha propuesto que en Argentina la BFA podría recolonizar zonas con condiciones ambientales adecuadas que hayan sido ocupadas previamente del proceso de explotación comercial (Crespo *et al.* 2018). Dado que en Argentina la mayoría de los esfuerzos de investigación se han centrado en las zonas conocidas de reproducción alrededor de Península Valdés, la tendencia poblacional de la BFA en el GSM no ha sido descripta.

Objetivo

Evaluar la abundancia, la tasa de crecimiento y la tendencia poblacional de la BFA en el GSM en un contexto regional.

Objetivos particulares

- Estimar la tasa de incremento poblacional de la BFA en el GSM
- Comparar la proporción de tipos de grupo y la abundancia relativa de ballenas entre los golfos del norte de la Patagonia (San Matías, Nuevo y San José) para obtener un diagnóstico del estado y tendencia poblacional a escala regional

Metodología

Tendencia poblacional

Para estimar la tendencia poblacional de la BFA en el GSM se utilizaron los datos colectados en trece censos aéreos costeros. Durante los censos del 2013 no fue posible volar toda la costa del GSM, por lo tanto, para minimizar el potencial error causado por un esfuerzo diferencial en distintas áreas del GSM, solo el área monitoreada en todos los censos aéreos fue utilizada para este análisis. Esta área se encuentra comprendida entre Islote Lobos y Caleta de los Loros, y coincide con el área donde se han registrado las mayores concentraciones de ballenas francas en el GSM (Svendsen 2013) (Fig. 3.1).

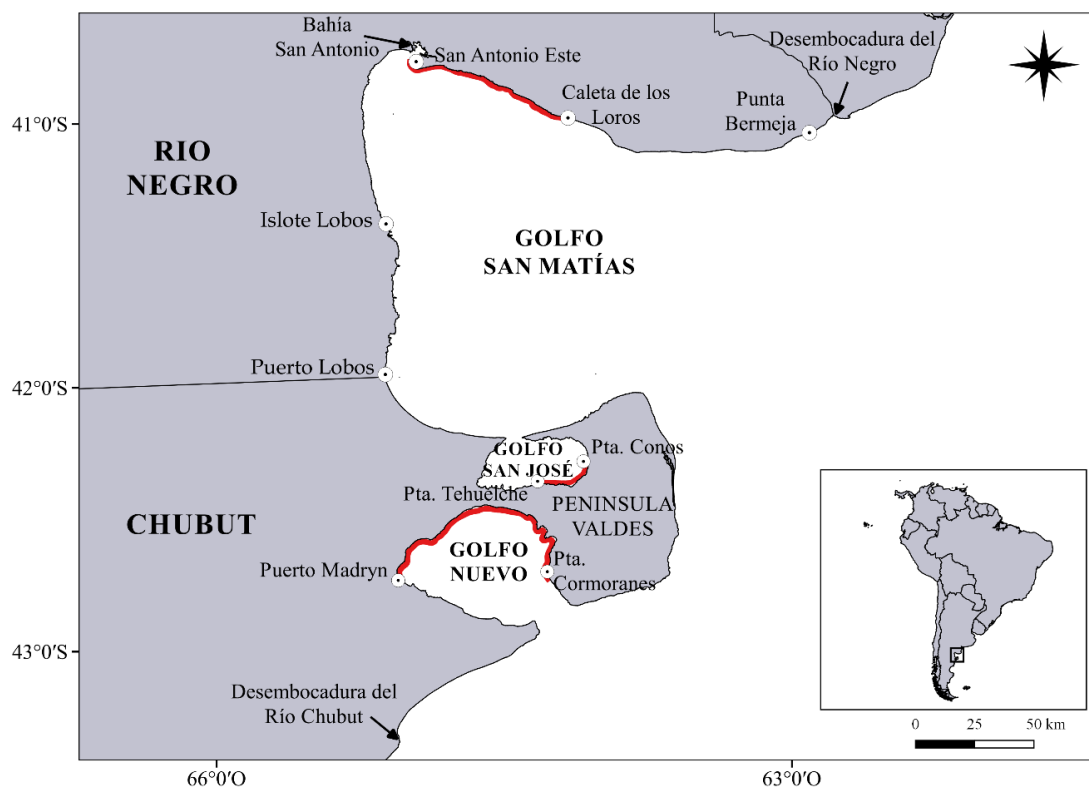


Figura 3.1. Área de estudio, indicando con una línea roja las zonas seleccionadas como “hotspot” en cada golfo.

Se construyó un modelo lineal generalizado y se seleccionó como variable respuesta el número de ballenas registradas en cada vuelo. La estructura del modelo fue la misma que se utilizó en estudios previos para estimar la tasa de crecimiento de esta especie en Península Valdés (Crespo *et al.* 2018). Por lo tanto, el año, el día juliano y el día juliano² fueron elegidos como variables explicativas. Además, considerando que el estado del mar cambió entre los vuelos, se agregó el valor de la escala de Beaufort como una variable explicativa. El estado del mar (Beaufort) se registró en cada uno de los segmentos de costa de 5 km mencionados anteriormente (capítulo 1), y la mediana del valor Beaufort se estimó como un “proxy” de las condiciones del mar en cada vuelo. El objetivo de este modelo fue probar si hay un efecto del año en el número de ballenas registradas en censos aéreos costeros; por lo tanto, solo se consideraron el subconjunto de modelos que incluían la variable explicativa “año” más el modelo nulo.

Los modelos se construyeron utilizando una estructura de error binomial negativa y se ajustaron utilizando el paquete *MASS* con el software R (R Development Core Team 2013). Los modelos resultantes se clasificaron según el criterio de información de Akaike ajustado para muestras pequeñas (AICc). Se realizaron comparaciones entre modelos con $\Delta AICc$ que indican la magnitud de la diferencia en los valores AICc entre cada modelo y el modelo que mejor ajustó según los datos. Los modelos con $\Delta AICc \leq 2$ se consideraron como modelos candidatos para este conjunto de datos (Burnham & Anderson 2002). También se estimó el valor de peso AICc que se considera como el peso de la evidencia a favor del modelo i , dados los modelos considerados (Burnham & Anderson 2002). Finalmente, dado que ningún modelo individual alcanzó un umbral de peso $AICc > 0.9$ se realizó un enfoque de inferencia de múltiples modelos (Burnham & Anderson 2002) utilizando las funciones *model.sel* y *model.avg* (paquete R *MuMIn*, Kamil Barton 2018).

Análisis a escala regional

Para establecer el perfil de distribución de la BFA a escala regional, se construyó un gráfico de densidad (ballenas/km²) para toda la zona monitoreada mediante censos aéreos costeros en Chubut y Río Negro. Esta zona comprendió la franja costera entre desembocadura del Río Chubut hasta la desembocadura del Río Negro (Fig. 3.1). Para realizar este análisis, se utilizó la base de datos de los censos aéreos costeros del GSM (capítulo 2) y se comparó con la base de datos de los censos aéreos costeros de Chubut

(Crespo *et al.* 2018). Los censos de Chubut se realizaron utilizando el mismo protocolo descripto en el capítulo 2, y con el mismo avión y piloto. Para evitar variaciones en el número de ballenas registradas en la costa que pudieran estar asociadas al momento de la temporada en el que se realizó el vuelo, se seleccionaron los censos de Río Negro y Chubut cuyas fechas de vuelo fueran cercanas entre sí (en pocos días). De esta manera, se compararon un total de 11 vuelos realizados en Río Negro y 11 en Chubut.

Para estimar la densidad en la franja costera se dividió la costa en segmentos de la manera que se describió en el capítulo 2. De esta manera la costa de Río Negro se dividió en 69 segmentos mientras que la costa de Chubut se dividió en 126 segmentos. Como se mencionó anteriormente (capítulo 2), cada segmento fue de 5 km de largo (Rowntree *et al.* 2001) por 1,5 km de ancho (ancho de banda efectivo en los censos aéreos costeros). La densidad se estimó para cada segmento como el número de ballenas registrado dividido por el área de cada segmento y relativizando por el número de vuelos.

La proporción de los diferentes tipos de grupos se comparó entre los golfos del norte de la Patagonia mediante una prueba de chi-cuadrado, utilizando como base de datos la selección de censos mencionada anteriormente. Para este análisis, se seleccionó el área donde las BFA tienden a ser más abundantes en cada golfo, es decir las zonas de mayor concentración de aquí en adelante denominadas “*hot spot*”. En el caso de los golfos de Chubut, los *hot spots* se seleccionaron de acuerdo con la bibliografía disponible, donde se definieron dos áreas de mayor concentración (Rowntree *et al.* 2001, Crespo *et al.* 2014, Sueyro *et al.* 2018): 1) el sector comprendido entre Puerto Madryn y Pta. Cormoranes, en adelante *hot spot* Golfo Nuevo, y 2) el sector comprendido entre Pta. Conos y Pta. Tehuelche, en adelante *hot spot* Golfo San José (Fig. 3.1). En el caso del GSM, el *hot spot* también se eligió de acuerdo con la bibliografía disponible (Failla 2008, Svendsen 2013), seleccionando el área comprendida entre San Antonio Este y Caleta de los Loros (Fig. 3.1), en adelante *hot spot* Golfo San Matías.

Además, se evaluó el número promedio de ballenas por kilómetro en cada *hot spot*. Para este análisis, se desarrolló un modelo lineal generalizado con el software R (glm en R package lme4). La variable respuesta fue el número de ballenas en cada *hot spot* y el modelo se ajustó con una distribución binomial negativa. Esta distribución se utilizó porque los datos mostraron sobredispersión. Además, dado que los *hot spots* tienen diferentes tamaños, los kilómetros censados en cada uno de ellos se utilizaron como una

variable de compensación (offset). La variable explicativa fue el *hot spot* y se trató como categórica. Finalmente, se realizó un contraste utilizando la prueba de Tukey.

Resultados

Tendencia poblacional

El mejor modelo para evaluar el número de ballenas registradas en cada censo aéreo costero respaldado por los datos fue aquel que incluyó el año, el día juliano y el día juliano² (Tabla 3.1). Este modelo coincide con el mejor modelo seleccionado para estimar la tendencia poblacional en Península Valdés (Crespo *et al.* 2018). El $\Delta AICc$ entre todos los modelos que incluyeron al año como variable explicativa fue menor o igual a 6; por lo tanto, todos estos modelos fueron considerados como modelos candidatos. La tasa de crecimiento estimada en cada modelo fue siempre positiva con valores que oscilaron entre el 8,25% y el 17,12%, mientras que los intervalos de confianza oscilaron entre -7,45% y 34,33%. La variable explicativa año fue significativa solo en el modelo que tenía las 4 covariables (año + día juliano + día juliano² + Beaufort). La inclusión del Beaufort en este modelo explicó parte de la variabilidad asociada a las diferentes condiciones ambientales en las que se realizaron los vuelos. Como consecuencia de esta inclusión, el efecto del año se hizo evidente, con una estimación significativa de la tasa de crecimiento del 13,63% (Tabla 3.1).

Aunque el $\Delta AICc$ entre el primer y segundo modelo fue mayor a 2, ningún modelo alcanzó un umbral de peso mayor a 0,9 (Burnham & Anderson 2002) (Tabla 3.1). Por lo tanto, para considerar la variación entre los modelos, se realizó un enfoque de modelos múltiples. Para este enfoque, se consideraron como modelos candidatos a todos aquellos modelos que incluyeron el año y con un $\Delta AICc < 10$ (Burnham & Anderson 2002). Los coeficientes revelaron nuevamente un efecto positivo del año, con una tasa de crecimiento estimada de 10,02% (IC del 95% = 6,47%; 26,51%).

Tabla 3.1. Modelos evaluados para estudiar la tendencia poblacional de BFA en el GSM, utilizando el año (A), el día juliano (DJ), el día juliano²(DJ²), y el Beaufort (BF) como variables explicatorias. Para cada modelo se informa el efecto del año expresado como la tasa de incremento anual y se encuentra asociada a su intervalo de confianza del 95% (IC). Los modelos se ordenaron según el soporte dado por los datos, considerando el AICc. Además, se informa el peso de cada modelo (w).

Modelo	Predictores	Efecto del año	95% IC	AICc	Δ AICc	w
1	A+DJ+DJ ²	8,25%	-3,48; 19,98%	129,3	0	0,680
2	A	16,41%	-1,45; 34,27%	132,5	3,2	0,132
3	A+DJ+DJ ² +BF	13,63%	2,60; 24,64 %	134,1	4,8	0,059
4	A+DJ ²	8,80%	-7,45; 25,06%	134,3	5	0,054
5	A+DJ	9,53%	-7,01; 26,07%	134,8	5,5	0,042
6	A+BF	17,12%	-0,09; 34,33%	135,3	6	0,033

Análisis a escala regional

La distribución de las BFA fue agrupada, observándose 3 zonas de mayor concentración: Madryn – Punta Cormoranes, Punta Conos – Punta Tehuelche y San Antonio Este – Caleta de los Loros (Fig. 3.2). La densidad promedio en las zonas de mayor concentración de Chubut fue 6 veces mayor que en Río Negro, siendo en promedio de 2,05 ballenas/km² en Chubut (ES=0,15 ballenas/km², rango=0,45 – 4,31 ballenas/km², n=32) y de 0,35 ballenas/km² en Río Negro (ES=0,04 ballenas/km², rango=0,10 – 4,3 ballenas/km², n=18). Se observaron diferencias en la distribución entre ambas provincias, registrándose ballenas en toda la franja costera de Chubut a diferencia de Río Negro en donde se observó ausencia de ballenas en varios sectores de la costa Oeste del GSM (entre el kilómetro 655 y 755) (Fig. 3.2). Tanto en Río Negro como en Chubut, la densidad fuera de las zonas de mayor concentración fue 9 veces menor que dentro de éstas. En estos sectores se estimó una densidad promedio de 0,22 ballenas/km² en Chubut (ES=0,02, rango=0,01 – 1,30 ballenas/km², n=94) y de 0,04 ballenas/km² en Río Negro (ES=0,01, rango=0 – 0,30 ballenas/km², n=51). Por último, en Chubut las zonas de mayor concentración estuvieron dominadas por madres con cría, y el resto de la costa por ballenas sin cría (grupos de cópula o individuos solitarios), mientras que en Río Negro toda la franja costera estuvo dominada por individuos solitarios.

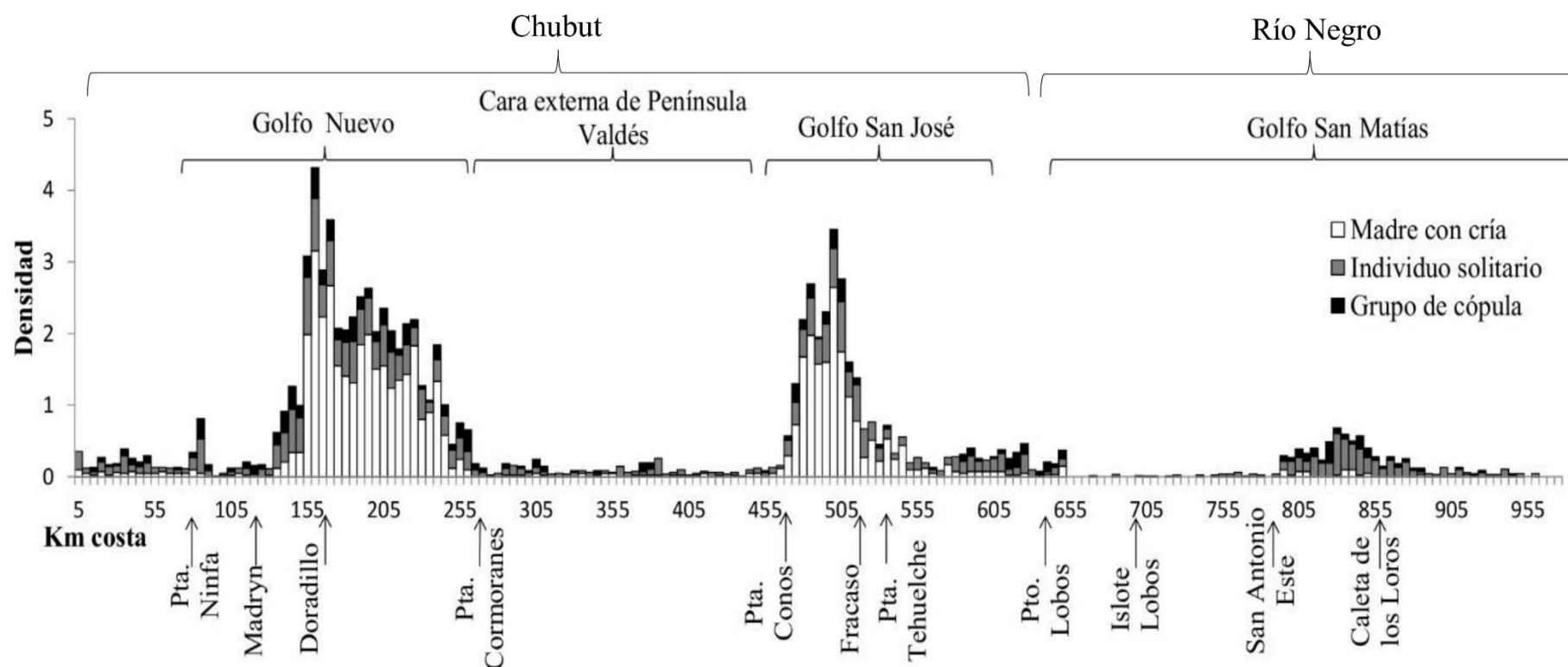


Figura 3.2. Densidad promedio de ballenas (ballenas/km²) para el periodo 2007 - 2016 en cada segmento de 5 km de costa, diferenciando por tipo de grupo.

Se observaron diferencias significativas en la proporción de tipos de grupos observados en los diferentes *hot spots* ($n = 5926$; test $\chi^2 = 745,36$, $gl = 4$, $p < 0,0001$), con una dominancia de pares madre-cría en los *hot spots* de Península Valdés (*hot spot* Golfo Nuevo y *hot spot* Golfo San José), y una dominancia de individuos solitarios en el *hot spot* GSM (Fig. 3.3).

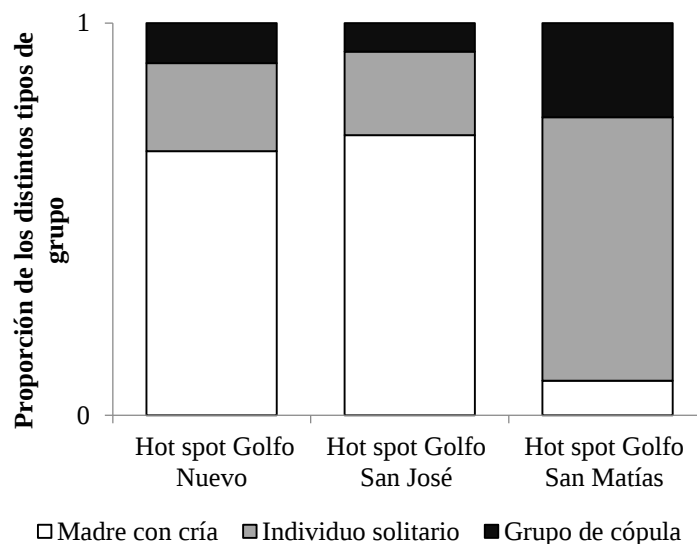


Figura 3.3. Proporción de los distintos tipos de grupos de ballenas observadas en los *hot spots*.

El modelo lineal generalizado desarrollado para el análisis del número de ballenas por kilómetro censado en los diferentes *hot spots* explicó el 44,09% de la variación observada. Con base en este modelo, no se observaron diferencias significativas en el número de ballenas por kilómetro censado entre el *hot spot* Golfo Nuevo y el *hot spot* Golfo San José (Tabla 3.2), con un promedio de 3,09 y 3,70 ballenas/km, respectivamente. Para el *hot spot* Golfo San Matías, el modelo estimó un número significativamente menor de ballenas por kilómetro censado en comparación con los *hot spots* de Península Valdés, con un promedio de 0,58 ballenas/km (Tabla 3.3).

Tabla 3.2. Parámetros estimados por el modelo lineal generalizado para el número de ballenas por kilómetro censado en los diferentes *hot spots* entre 2007 y 2016.

	Número de ballenas/km			<i>p</i>
	Parámetro estimado	Error estándar	95% Intervalo de confianza	
Intercepto (<i>hot spot</i> Golfo Nuevo)	1,13	0,23	0,70; 1,62	<,001
<i>Hot spot</i> Golfo San José	0,18	0,33	-0,48; 0,83	0,594
<i>Hot spot</i> Golfo San Matías	-1,67	0,33	-2,33; -1,01	<,001

Tabla 3.3. Parámetros estimados en el contraste de Tukey para el modelo lineal generalizado.

	Numero de ballenas/km		<i>p</i>
	Parámetro estimado	95% Intervalo de confianza	
<i>Hot spot</i> Golfo San José – <i>Hot spot</i> Golfo Nuevo	0,18	-0,60; 0,95	0,856
<i>Hot spot</i> Golfo San Matías – <i>Hot spot</i> Golfo Nuevo	-1,67	-2,45; -0,88	<,001
<i>Hot spot</i> Golfo San Matías – <i>Hot spot</i> Golfo San José	-1,85	-2,63; -1,06	<,001

Discusión

Los resultados presentados en este capítulo representan la primera evidencia cuantitativa de que la BFA está recolonizando áreas en el norte de la Patagonia. Este estudio explora por primera vez la tendencia poblacional de la BFA en GSM y la consistencia de los resultados permite realizar inferencias que ayudan a esquematizar y comprender los mecanismos involucrados en este proceso de recolonización.

Los resultados apoyan una tendencia poblacional positiva para la BFA en el noroeste del GSM. Sin embargo, considerando la variabilidad observada en los datos, la estimación puntual de la tasa de crecimiento (10,12%) solo puede considerarse como un indicador preliminar. Los grandes intervalos de confianza estimados en cada modelo reflejan esta variabilidad y resaltan la importancia de los estudios a largo plazo. Por lo tanto, estos resultados deben considerarse como el punto de partida de una serie de datos a largo plazo que permitirán mejorar la estimación de la tasa de crecimiento de la población en los próximos años.

La tasa de crecimiento poblacional para el conjunto de stocks BFA en el hemisferio sur se estimó en 7,5% (IWC 2001) y, como se mencionó anteriormente, en Península Valdés se estimó entre 7% y 8% con diferentes métodos hasta 2007 (Payne *et al.* 1990, Crespo *et al.* 2014, 2018); luego de este año, la tasa de crecimiento disminuyó, siendo la última estimación en 2017 de 0,54% (Crespo *et al.* 2018). Teniendo en cuenta esta información, los resultados obtenidos pueden considerarse como un indicador del crecimiento de la población en el GSM, con una tasa de crecimiento que se encuentra entre el 8% y el 13%. Considerando la baja proporción de madres con cría registradas en el GSM (capítulo 2), es poco probable que sea el resultado de la productividad de las ballenas observadas en el GSM. Tasas de crecimiento de esta magnitud han sido reportadas en otras regiones como el sur de Brasil (tasa de crecimiento del 14%) y en la costa oeste de Sudáfrica (tasa de crecimiento del 13%) (Groch *et al.* 2005, Barendse & Best 2014). En estas regiones se ha sugerido que estos valores estimados no son únicamente el resultado del crecimiento de la población, sino que también reflejan la inmigración y movimientos estacionales entre las distintas zonas reproductivas.

Los resultados presentados en este capítulo sugieren la inmigración de ballenas desde otros lugares de reproductivos hacia el GSM, pero ¿de dónde vienen estas ballenas? Se ha reportado que la BFA realiza movimientos a pequeña escala en otras zonas reproductivas como en Australia (Burnell & Bryden 1997), Sudáfrica (Best 2000, Mate *et al.* 2011, Barendse & Best 2014) y Nueva Zelanda (Childerhouse *et al.* 2010, Carroll *et al.* 2014). Además, la expansión desde un área focal densa hacia a nuevas áreas menos densas ya se ha informado en otros mamíferos marinos de la Patagonia, como los lobos marinos de un pelo *Otaria flavescens* (Grandi *et al.* 2008). Asimismo, esta expansión se asoció con un proceso denso-dependiente. Por lo tanto, una posible explicación para el incremento de BFA en GSM es la inmigración de ballenas desde la principal área de agregación en el Atlántico Sudoccidental (Península Valdés) asociada a la expansión propuesta para el stock de Península Valdés hacia otras áreas debido a un proceso de regulación denso-dependiente (Crespo *et al.* 2018, Sueyro *et al.* 2018). Esta hipótesis se encuentra respaldada por estudios recientes que analizaron los patrones de movimientos de las BFA colocando transmisores satelitales en BFA de Península Valdés y GSM (Zerbini *et al.* 2016, 2018). Dichos estudios han demostrado que esta especie realiza viajes entre los tres golfos del norte de la Patagonia (GSM, Golfo San José y Golfo Nuevo) en una misma temporada. Sin embargo, también se ha reportado que esta especie

es capaz de realizar movimientos a gran escala entre continentes o islas (ej. entre Australia y Nueva Zelanda, Pirzl *et al.* 2009; y alrededor de Nueva Zelanda, Carroll *et al.* 2011; entre Península Valdés y Tristan da Cunha, Best *et al.* 1993; entre Península Valdés y el sur de Brasil, Best *et al.* 1993), así como también desde la costa hacia sus zonas pelágicas de alimentación (Best *et al.* 1993, Mate *et al.* 2011, Zerbini *et al.* 2016, 2018). Por lo tanto, no se puede descartar la contribución de ballenas de otras zonas reproductivas, como por ejemplo Santa Catarina (sur de Brasil, 2000 km al norte del GSM). Una comparación de catálogos de fotoidentificación entre estas 3 zonas reproductivas (GSM, Península Valdés, Santa Catarina) y la continuación de los estudios de telemetría satelital ayudaría a conocer en mayor detalle el grado de superposición entre estas áreas.

El grado de conexión entre las BFA del GSM y las de Península Valdés aún no es bien comprendido (ej. número de animales que se mueven entre las áreas durante la temporada y tipos de grupo), pero los estudios recientes han aportado evidencia sustancial de conectividad entre estas áreas (Zerbini *et al.* 2016, 2018). Por otro lado, el predominio de individuos solitarios en GSM y madres con cría en Península Valdés podría estar asociado con el proceso de regulación denso-dependiente propuesto para esa zona, donde la única fracción de la población que aún crece en Península Valdés son las madres con cría (Crespo *et al.* 2018) que se han concentrado cercanas a la costa desplazando a las otras ballenas (individuos solitarios y grupos de cópula) a áreas periféricas (Sueyro *et al.* 2018). Las madres con cría realizan un uso diferencial del área, concentrándose en áreas poco profundas cercanas a la costa y con la presencia de otras madres con cría, mientras que la elección del hábitat es menos importante para las ballenas sin cría (animales solitarios y grupos de cópula) (Elwen & Best 2004a,b). Por lo tanto, se ha propuesto que cuando se alcanza un umbral de densidad en el área cercana a la costa, las ballenas solitarias buscan nuevas áreas de menor densidad (Sueyro *et al.* 2018). Otro factor que puede explicar la diferencia en la composición de grupos observada en el GSM y Península Valdés, es la dispersión diferencial de los sexos asociada con la evitación de la endogamia y el aumento de las chances de acceder a parejas (Greenwood 1980).

Se ha propuesto que existe una dispersión diferencial de sexos en los mamíferos como consecuencia del tipo de sistema de apareamiento. En el caso de las especies poliandricas de mamíferos, como las BFA, los machos juveniles son los dispersores predominantes (Greenwood 1980, Dobson 1982, Pusey 1987, Danchin *et al.* 2008). En el caso de las madres con cría, la madre tiene un costo energético adicional, ya que enfrenta

una gran demanda de energía debido a la gestación y la lactancia (Constantine 2014, Christiansen *et al.* 2018). Por lo tanto, la familiaridad con un área determinada es beneficiosa para ellas, mientras que las ballenas sin cría pueden moverse sin este costo adicional. Los resultados de este estudio apoyan la hipótesis mencionada anteriormente. Sin embargo, el sexo de los individuos solitarios observados en GSM debe estudiarse en futuros trabajos para poner a prueba esta hipótesis.

La expansión del rango de distribución de la BFA observada en los golfos del norte de la Patagonia también se ha descripto en otras regiones como Brasil (Groch *et al.* 2005, Danilewicz *et al.* 2016), Sudáfrica (Best 1990, Barendse & Best 2014) y Nueva Zelanda (Carroll *et al.* 2011, 2014). Sin embargo, los factores que influyen en la dispersión no son necesariamente los mismos. En todos los casos reportados, las BFA expandieron su rango y mostraron evidencia de recolonización de antiguas áreas de distribución alrededor de la principal área reproductiva. Como se ha observado en GSM, estas nuevas áreas están dominadas por ballenas sin cría y parecen ser importantes para la alimentación y la socialización, pero no como áreas de crianza (Groch *et al.* 2005, Barendse & Best 2014). Varios indicadores encontrados en este estudio, como la presencia de ballenas en GSM durante la época de la explotación comercial, el cambio en la distribución (capítulo 2) y la tendencia positiva en la tasa de crecimiento de la población apoyan la hipótesis de recolonización.

Los resultados de este estudio constituyen una contribución al conocimiento de la presencia y el estado de la población de la BFA en el norte de la Patagonia, y establecen el punto de partida de una serie de datos a largo plazo. Esta información permitirá en breve, mejorar la estimación de la tasa de crecimiento para esta área y se convertirá en una pieza clave para respaldar las medidas de gestión y la toma de decisiones relacionadas con la conservación y el uso sostenible de la especie.

CAPÍTULO 4

Caracterización del turismo de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio



Foto: María Laura Muñoz

Introducción

La presencia de BFA en el noroeste del GSM, en particular dentro del Área Marina Protegida Bahía San Antonio (Fig. 4.1), durante el invierno y principios de la primavera, se ha vuelto frecuente en los últimos años. Esto hecho despertó el interés de algunas empresas operadoras de turismo náutico, establecidas en Las Grutas y San Antonio Este, por organizar excursiones de avistamiento de ballenas. En consecuencia, un grupo de empresas prestadoras de servicios de turismo náutico habilitadas por el Ministerio de Turismo de Río Negro en el marco de la Ley T N°3883 (Ley de Turismo Activo), solicitaron autorizaciones a la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Provincia de Río Negro para desarrollar la actividad en el marco de la Ley M N°4066 (Protección de la BFA como Monumento Natural en Río Negro). De esta manera, desde el año 2012 se comenzó a desarrollar el turismo de avistamiento de BFA en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio, que cada temporada se extiende entre los meses de agosto y octubre. Esta actividad se habilitó durante una etapa de prueba, acompañada por un programa de monitoreo para evaluar los potenciales impactos que pueda generar esta actividad sobre la especie. El inicio de esta actividad generó expectativas en autoridades, operadores turísticos, comerciantes y público en general, y se especula que podría contribuir, en pocos años, a romper la fuerte estacionalidad de la tradicional oferta regional de turismo de sol y playa, diversificando así la oferta turística y comercial del destino. La localización geográfica de Las Grutas, sumada a la disponibilidad de más de 10 mil plazas de alojamiento ociosas y de servicios subutilizados fuera de la temporada de verano, constituyen aspectos favorables para el desarrollo de esta actividad.

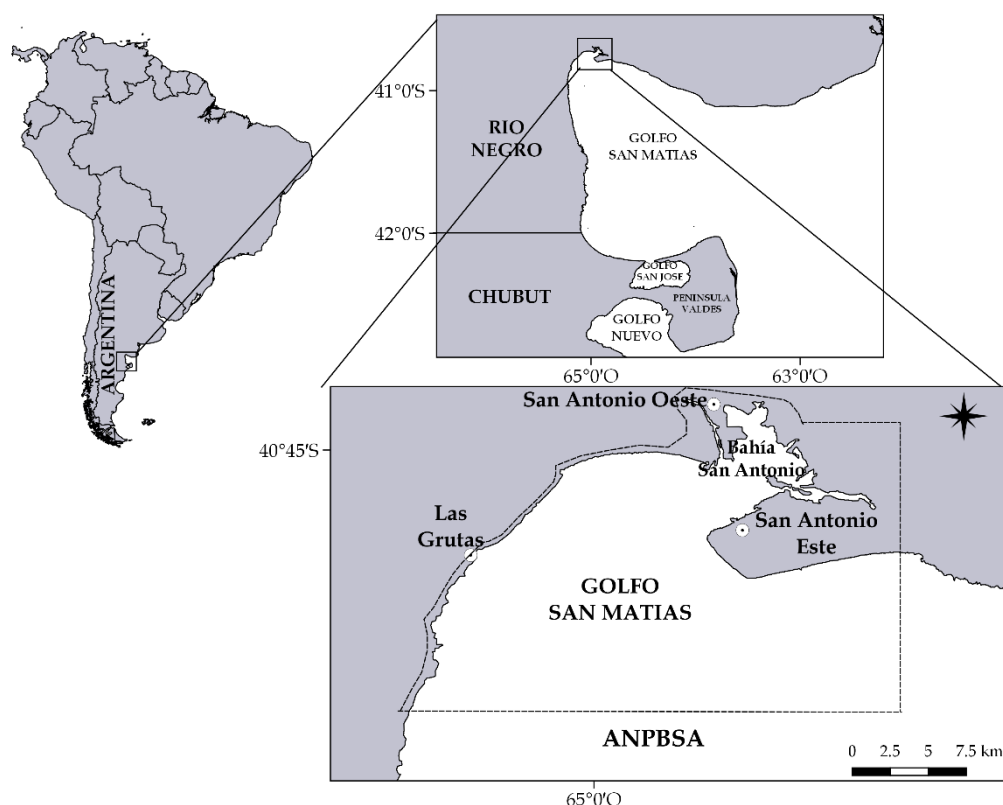


Figura 4.1. Área de estudio indicando los sitios de embarque y el sector que comprende el Área Natural Protegida Bahía San Antonio (ANPBSA) (línea punteada).

El desenvolvimiento de actividades y servicios turísticos basados en la naturaleza y sus servicios ecosistémicos requiere considerar aspectos ambientales que prevengan sobre potenciales impactos negativos. Además, se debe también considerar la factibilidad económica para que la actividad sea sostenible y maximice los beneficios (Cisneros-Montemayor *et al.* 2010). Una planificación adecuada de la actividad junto con una apropiada regulación de sus operaciones comerciales podría beneficiar la conservación ambiental en el contexto de un área protegida como así también a la actividad turística con un efecto positivo sobre los servicios ecosistémicos (Potts *et al.* 2014).

No obstante, al igual que otras actividades basadas en el turismo de naturaleza, las operaciones de avistamiento de ballenas suelen desarrollarse impulsados por una fuerte demanda, con escasa consideración por los aspectos ambientales. Este fue el caso del turismo de avistamiento de ballenas en Península Valdés, en el cual el marco regulatorio de la actividad comenzó a desarrollarse aproximadamente diez años después de su inicio debido al crecimiento en la demanda (Chalcobsky *et al.* 2017). El hecho de que la regulación de la actividad de avistamiento de ballenas se establezca después del inicio de la misma puede tener impactos negativos tanto en la actividad turística como en la

población de la especie objetivo. Sin embargo, es habitual que no se cuente con una regulación formal (Garrod & Fennel 2004, Parsons 2012) y que, en el mejor de los casos, los operadores adopten uno o más códigos de conducta voluntarios, los cuales incluso podrían resultar inadecuados (Cressey 2014, Inman *et al.* 2016). Particularmente, en la provincia de Río Negro la actividad de avistamiento de BFA ha sido formalmente regulada desde sus inicios. En esta provincia, la BFA está protegida desde 2006 por la antes citada Ley M N°4066. Además de la protección de la especie en la jurisdicción marina de Río Negro, esta ley incluye un marco regulatorio para realizar actividades relacionadas con el turismo de avistamiento. De esta manera las operaciones de avistamiento de ballenas en Río Negro son autorizadas y reguladas por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable en el marco de una etapa de prueba y acompañado por un programa monitoreo científico, para el cual anualmente se establecen las directrices de manejo en cada temporada. Estas directrices incluyen la fecha de comienzo y finalización de la temporada, la delimitación de las áreas en las que se puede desarrollar la actividad, los sitios de embarque, el número de embarcaciones habilitadas y una serie de pautas que regulan las maniobras de acercamiento y la permanencia junto a las ballenas.

Internacionalmente, las herramientas de gestión más comunes incluyen directrices sobre el tipo de embarcaciones que se pueden utilizar, las maniobras permitidas de aproximación, la permanencia junto a los animales y limitaciones en la duración de los encuentros (Carlson 2012). No obstante, estas directrices carecen a menudo de bases científicas (Lusseau & Higham 2004) siendo frecuente que muchas directrices se extrapolen de una región a otra (Garrod & Fennell 2004, Parsons 2012). Particularmente, en Río Negro las primeras directrices de manejo relacionadas al avistamiento de ballenas se basaron en las regulaciones establecidas en Península Valdés, donde esta actividad se realiza desde hace más de 40 años (Chalcobsky *et al.* 2017). Sin embargo, desde un inicio se consideró necesario adecuar las regulaciones a la realidad y condiciones locales, por lo que la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable solicitó a la Escuela Superior de Ciencias Marinas de la Universidad Nacional del Comahue el desarrollo de los estudios de base científica necesarios para establecer normas apropiadas.

Como resultado de esta demanda, desde el año 2012 se ejecuta un programa de investigación multidisciplinario de largo plazo en el marco del cual se desarrolló esta tesis de doctorado. Los resultados obtenidos en esta investigación fueron compartidos a través

de talleres periódicos con las autoridades de aplicación con competencias en las operaciones de turismo náutico de avistamientos a nivel provincial (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Ministerio de Turismo, Cultura y Deporte) y nacional (Prefectura Naval Argentina), como así también con otros organismos municipales competentes, prestadores de servicios turísticos, agencias de viajes y turismo, asociaciones intermedias vinculadas con el turismo y la actividad comercial, comunidad académica y científica, ONGs ambientalistas de la región y otros actores legítimamente interesados de las comunidades locales (San Antonio Oeste, Las Grutas y Puerto San Antonio Este) (Fig. 4.2). Los objetivos de los talleres fueron exponer los resultados obtenidos mediante la investigación científica y realizar recomendaciones que alienten la aceptación de las normas de regulación de forma voluntaria. Esto permitió construir una alianza entre investigadores, autoridades locales y las compañías de avistamiento, y facilitó la modificación e incorporación de las directrices basadas en los estudios científicos en la regulación anual de la actividad.

En línea con lo expuesto previamente, en este capítulo se presenta una caracterización del turismo de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio. Esta caracterización se realizó sobre la base de información obtenida de manera directa durante el monitoreo de campo de las operaciones de avistamiento. Sobre la base de dicha información se realiza un análisis del desenvolvimiento de las operaciones de avistamiento en relación con directrices de manejo específicas que regulan las interacciones de las embarcaciones con las ballenas. Además, se plantean recomendaciones para adecuar y mejorar la regulación de la actividad en vistas de la formulación, adopción e implementación del plan de manejo.



Figura 4.2. Taller realizado el 16 de abril de 2015 en la localidad de Las Grutas, Río Negro. Imágenes varias del taller, **B** Afiche con el programa del taller y **A**, **C**, **D** y **E** momentos de las disertaciones.

Objetivos

El objetivo del presente capítulo es proveer una visión general del desarrollo y las características del turismo de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio, considerando su evolución a lo largo del tiempo. Ello se complementa con un análisis del desenvolvimiento de las operaciones de avistamiento en relación con las directrices de manejo específicas que regulan las interacciones de las embarcaciones con las ballenas.

Objetivos particulares

- Caracterizar el turismo de avistamiento de ballenas desde el punto de vista de su estructura y organización sectorial como así también en lo inherente a sus operaciones comerciales
- Cotejar el desenvolvimiento de las operaciones de avistamiento en relación a las directrices de manejo específicas que regulan las interacciones de las embarcaciones con las ballenas

Metodología

Área de estudio

El área de estudio comprende el sector del canal principal de acceso a la Bahía San Antonio y la zona externa adyacente a la misma, ubicada en la región noroeste del GSM (40°50'S, 64°50'W), Rio Negro, Patagonia, Argentina (Fig. 4.1). Como se mencionó anteriormente (capítulo 2) el área presenta un régimen de marea semidiurno con una amplitud entre 6 y 9 m y la zona externa adyacente a la bahía presenta dos extensos bancos intermareales de arena, uno a cada lado del canal principal de acceso a la bahía (Schnack *et al.* 1996, Alliota *et al.* 2000). Toda el área de estudio se encuentra comprendida dentro de los límites del Área Natural Protegida Bahía San Antonio (Fig. 4.1).

Caracterización del turismo de avistamiento ballenas

El análisis de las operaciones de avistamiento se llevó a cabo siguiendo la recomendación de la Comisión Ballenera Internacional, que sugiere conducir este tipo de análisis de manera conjunta con los operadores turísticos, utilizando las embarcaciones de los mismos como plataforma de investigación (Whale-watching Sub-Committee

1999). Por lo tanto, para la colección de datos a bordo de las embarcaciones turísticas se implementó un Programa de Observadores Científicos conformando por alumnos avanzados de la Licenciatura en Biología Marina de la Escuela Superior de Ciencias Marinas (ESCIMAR-UNCo), quienes recibieron un curso de capacitación para el registro de datos a bordo de las embarcaciones turísticas (Fig. 4.3). Se diseñaron planillas para ser completadas por los observadores a bordo en cada salida. Los datos se recolectaron sistemáticamente desde el inicio de la actividad durante cinco temporadas de avistamiento (2012-2016) entre agosto y octubre de cada año, monitoreando entre 1 y 10 viajes comerciales diarios dependiendo de la cantidad de turistas y las condiciones meteorológicas.



Figura 4.3. Segmento teórico de la capacitación para los observadores científicos realizada en las instalaciones de la Escuela Superior de Ciencias Marinas.

Generalmente, varios avistamientos se realizaron durante el mismo viaje. Se consideró un "avistamiento" cuando la embarcación se acercó a un grupo de ballenas francas y permaneció al menos durante 1 minuto a una distancia de al menos 100 m del grupo. La distancia fue estimada "a ojo" usando la longitud de la embarcación para calibrar la distancia (Dawson *et al.* 2008).

Para cada avistamiento se registró la hora, posición con GPS, estado del mar (escala de Beaufort), presencia de otras embarcaciones sobre el mismo grupo de ballenas,

tipo de grupo (se utilizaron las 4 categorías de grupo descriptas en el capítulo 2), tamaño de grupo y duración del avistamiento (Fig. 4.4). También se registró el tipo de finalización del avistamiento, que se clasificó como “alejamiento de los animales”, cuando el grupo de ballenas se alejó activamente de la embarcación o “alejamiento de la embarcación” cuando la finalización del avistamiento fue decidida por el patrón del bote. Además, se registró la presencia de gaviotas cocineras *Larus dominicanus* y su comportamiento con respecto al grupo de ballenas que se clasificó en 3 categorías: picotean a la ballena, se alimentan de restos de piel en el agua, no interactúan. Estos datos fueron registrados para compararlos con los resultados obtenidos en Península Valdés, donde se han documentado picoteos de las gaviotas cocineras sobre las ballenas (Fazio *et al.* 2012, 2014). Por último, en cada salida se registró la derrota de la embarcación mediante el GPS y el estado de la marea al momento de la partida. La marea se categorizó como “baja” en el periodo comprendido entre 2 h 30 min antes o después de la bajamar, y como marea “alta” cuando la partida se realizó 2 h 30 min antes o después de la pleamar.

Finalmente, con el objetivo de obtener información sobre el número de turistas que realizaron la actividad se utilizaron los registros de los despachos que los operadores están obligados a entregar en cada salida a la Prefectura Naval Argentina. Esta información fue corroborada con los registros aportados por las empresas operadoras de avistamiento.



Figura 4.4. Observador a bordo de lancha turística recolectando datos de la interacción.

Análisis de las operaciones de avistamiento en relación a las directrices de manejo

A partir de la información registrada por los observadores a bordo de las embarcaciones turísticas se cotejó el desenvolvimiento de las operaciones de avistamiento respecto de tres directrices que regulan las interacciones entre las embarcaciones y las ballenas, a saber:

- Directriz 1: el tiempo máximo de permanencia de las embarcaciones con un grupo de ballenas no debe exceder los 20 minutos
- Directriz 2: se prohíben los avistamientos simultáneos, es decir más de una embarcación realizando el avistamiento sobre el mismo grupo de ballenas
- Directriz 3: se prohíben los avistamientos sobre pares madre-cría y grupos de cópula (esta regulación estuvo vigente entre 2013 y 2014; desde 2015 se estableció solo como sugerencia)

Análisis de datos

La estructura organizacional y logística de la actividad se caracterizó a partir de la información obrante en las resoluciones emitidas anualmente por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Río Negro. El desarrollo de la actividad comercial se describió mediante la comparación de la cantidad de viajes y el número de turistas que efectuaron los avistamientos en las distintas temporadas. La operatoria de la actividad se caracterizó a partir de los datos registrados a bordo utilizando las siguientes variables: duración de la salida, kilómetros recorridos, avistamientos por salida y tiempo de permanencia con los animales. Estos factores fueron comparados entre años, meses, grupos y condiciones climáticas a través de un ANOVA de un factor, y cuando fue necesario se modeló la estructura de varianzas. Los análisis se realizaron con el software R (R Development Core Team 2013). Para el modelado de varianza se evaluaron distintas funciones de varianza y se seleccionó la más adecuada considerando el Criterio de Información de Akaike. De esta manera, la varianza fue modelada como función de potencia de una covariable (*varPower - gls* en el paquete R *nlme*, Pinheiro & Bates 2000). Cuando fue necesario se realizaron comparaciones a posteriori con el test de Tukey. Los aspectos ecológicos analizados incluyeron los tipos y tamaños de grupo sobre los que se

realizó el avistamiento. Se analizó la asociación entre los grupos avistados y los meses que comprende la temporada, así como también entre el tipo de finalización de avistamiento y el mes a través de un test de chi-cuadrado. Por último, la distribución espacial de los avistamientos se analizó utilizando el software QGIS versión 2.18.4 (www.qgis.org).

Para el análisis de las operaciones de avistamiento en relación con las directrices que regulan las interacciones se utilizaron sólo aquellos años en los que se contó con datos para toda la temporada (agosto – octubre). Esta selección se hizo para poder realizar una comparación entre los meses que comprende cada temporada y sus cambios a través de los años. Por lo tanto, se utilizó una sub-muestra en 640 avistamientos monitoreados entre 2013 y 2016 colectados en 204 salidas por observadores experimentados. Los datos fueron colectados a bordo de las cuatro embarcaciones autorizadas para operar.

Para cotejar las operaciones realizadas por las embarcaciones en relación con la regulación establecida y su posible cambio a lo largo del tiempo, se desarrolló un modelo lineal generalizador para cada directriz. Dado que diversos factores pueden influenciar el cumplimiento de una regulación (por ej. factores económicos, institucionales, socio-culturales) y no se puede conocer como estos factores se modificarán en un futuro, los modelos se construyeron con fines descriptivos para el período de estudio (2013-2016) y no con fines predictivos. Se seleccionó como variable respuesta la proporción de "avistamientos conforme a la regulación" que se definieron como aquellos avistamientos que cumplieron con la directriz evaluada en cada caso. Se seleccionaron como variables explicativas el mes (agosto, septiembre y octubre) y el año (2013-2016). Los modelos se construyeron con una estructura de error binomial y se ajustaron utilizando el software R (R Development Core Team 2013). Se evaluaron todos los modelos posibles (*dredge* en el paquete R *MuMIn*, Kamil Barton 2018) y se clasificaron de acuerdo con el Criterio de Información de Akaike ajustado para muestras pequeñas (AICc) (Burnham & Anderson 2002). Las comparaciones de los modelos se realizaron con $\Delta AICc$ que indica la magnitud de la diferencia en los valores de AICc entre cada modelo y el modelo que mejor ajusta. Se consideró que los modelos con $\Delta AICc \leq 2$ tienen un apoyo sustancial de los datos (Burnham & Anderson 2002). Además, se estimó el valor de peso de cada modelo, que se considera como el peso de la evidencia a favor de un modelo en particular, dados todos los modelos considerados (Burnham & Anderson 2002). También se informó el modelo saturado con ambas variables explicativas y la interacción entre ellas (modelo saturado)

y un modelo base sin predictores (modelo nulo). El modelo nulo fue útil para evaluar el poder explicativo relativo de los modelos que contienen predictores de interés.

Resultados

Caracterización del turismo de avistamiento de ballenas

Como se mencionó anteriormente, el avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio se inició en el año 2012 y el número de operadores autorizados para realizar la actividad, así como los puertos de salida se fueron modificando a través de los años. En 2012, dos empresas fueron autorizadas para operar partiendo desde dos sitios diferentes (San Antonio Este y Las Grutas) (Fig. 4.1). En 2013, la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la provincia de Río Negro habilitó a otras dos empresas y agregó un nuevo sitio de operaciones (San Antonio Oeste). A partir de 2014 las 4 empresas comenzaron a trabajar como una asociación, y entre 2014 y 2017 operaron desde el mismo sitio, San Antonio Este (Fig. 4.5). Todas las compañías fueron autorizadas para operar con una sola embarcación. La flota constó de 4 botes semirrígidos, 3 de ellos de 8 m de eslora y con una capacidad entre 11-13 pasajeros, y uno de ellos de 9,9 m de eslora y con una capacidad de 29 pasajeros (Fig. 4.6). La máxima cantidad de pasajeros a bordo permitida para realizar avistamientos de ballenas se encuentra establecida por la Ley M N° 4066 y es de 10 pasajeros en cada embarcación.

A)



B)



C)



Figura 4.5. Sitio de embarque y desembarque en el puerto de San Antonio Este. A) Colocación de chalecos a los turistas previo al embarque, B) Lanchas en las que se realiza el avistamiento, C) Parador “Serena” donde los turistas esperan para subir a las lanchas.



Figura 4.6. Fotografías de las 4 embarcaciones habilitadas para realizar la actividad de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio.

Durante el período de estudio (2012 - 2016) no se observó un incremento lineal en el número de turistas que realizaron la actividad (regresión lineal, $p = 0,159$). Se reportaron un total de 603 viajes y 5715 pasajeros (Tabla 4.1). Por año, se realizaron un promedio de 120,6 salidas de avistamiento de ballenas ($n = 5$, $ES = 11,37$), embarcándose en promedio 1143 turistas cada año ($n = 5$, $ES = 149,93$). Se observó una gran variabilidad mensual en el número de salidas, así como también en el número de turistas que realizaron la actividad a lo largo de cada temporada, con un máximo de 660 turistas en agosto de 2016 y un máximo de 63 salidas en octubre de 2013 (Fig. 4.6).

Tabla 4.1. Información sobre número de salidas y pasajeros a bordo obtenida de los despachos de Prefectura Naval Argentina

Año	2012	2013	2014	2015	2016	Total
# Salidas	115	95	129	104	160	603
# Turistas	1041	797	1143	1036	1698	5715

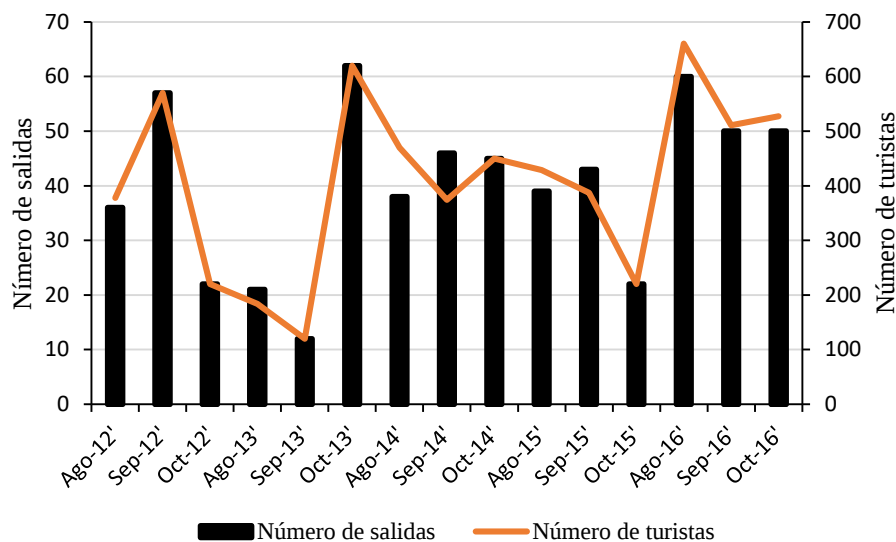


Figura 4.6. Número de turistas y salidas de avistamiento que se realizaron en los diferentes meses que comprenden la temporada a través de los años.

No se observaron diferencias significativas (prueba de Kruskal-Wallis, $gl=4$, $p=0,07$) en la utilización de las plazas disponibles de la embarcación entre los años, embarcándose en promedio 10,14 turistas por salida ($n=253$, $ES=0,17$, rango=2-19) (Fig. 4.7). Esta cantidad de pasajeros es coincidente con la capacidad máxima establecida por Ley para la actividad.

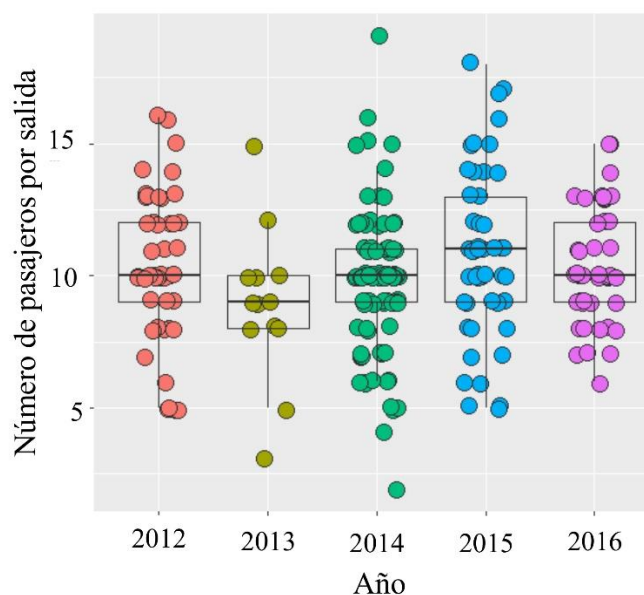


Figura 4.7. Boxplot del número de pasajeros por salida en función de los años. La parte superior e inferior del rectángulo coinciden con el tercer cuartil y el primer cuartil de los datos, y la línea horizontal indica la mediana. Cada círculo indica la cantidad de pasajeros embarcados en una salida.

Entre 2012 y 2016 se monitorearon un total de 255 salidas y 725 avistamientos (Tabla 4.2). El esfuerzo de muestreo fue de 506 horas y 36 minutos, con un total de 5141,06 km de derrotero recorridos a bordo de las embarcaciones turísticas. Este esfuerzo no fue constante a lo largo de la temporada, siendo mayor en agosto. El área de operaciones cubrió un área total de 351,40 km², y los viajes relevados se realizaron en su totalidad dentro de los límites del Área Natural Protegida Bahía San Antonio (Fig. 4.8).

Tabla 4.2. Información sobre viajes, pasajeros y esfuerzo de muestreo por año

Año	2012	2013	2014	2015	2016	Total
# Salidas con observador a bordo						
Agosto	35	3	49	24	21	132
Septiembre	16	5	21	12	15	69
Octubre	-	6	28	12	8	54
% Cobertura	44,34	14,74	75,96	30	27,5	42,28
#Días muestreados	15	9	23	23	24	94
# Avistamientos muestreados	85	37	319	149	135	725

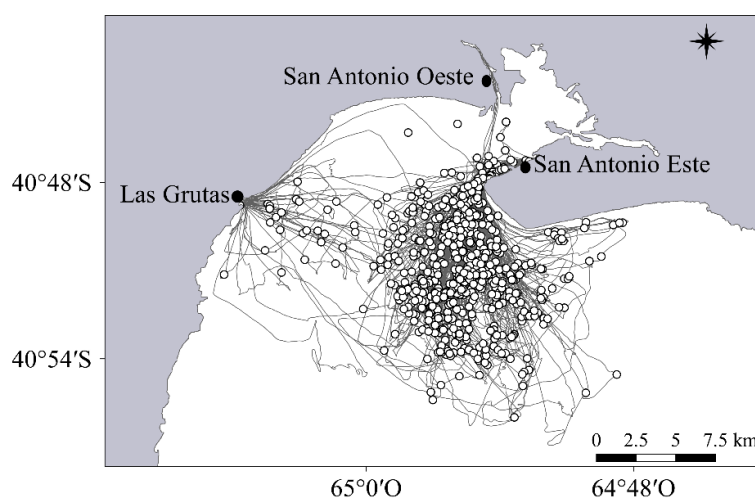


Figura 4.8. Avistamientos realizados en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio entre 2012 y 2016. Las líneas grises indican el derrotero de las embarcaciones turísticas, y cada punto blanco indica una posición de avistamiento.

La zona de mayor concentración de avistamientos se registró en la zona externa de la bahía y el canal de acceso a la misma y en la zona aledaña al Banco Lobos. A diferencia de septiembre, donde los avistamientos se concentraron en la punta del Banco Lobos, tanto en agosto como en octubre se observaron diversos focos concentración de avistamientos (Fig. 4.9). El rango de distribución de los avistamientos fue amplio, y se realizaron avistamientos tanto en zonas cercanas como alejadas de la costa, alcanzando distancias de hasta 11,74 km de la misma.

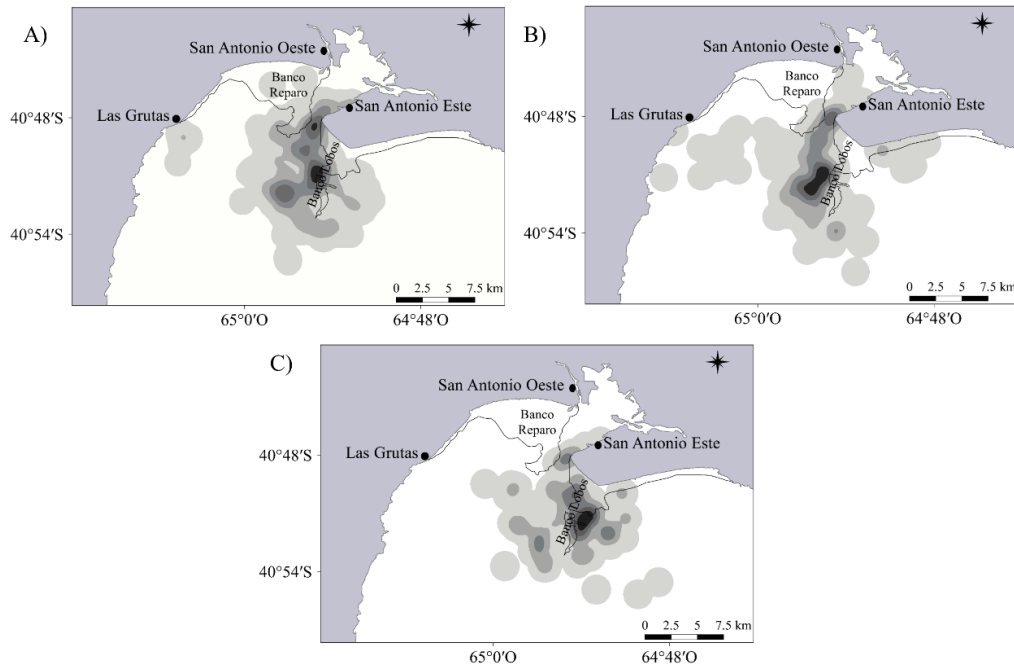


Figura 4.9. Mapas de densidad de avistamientos 2012-2016 (técnica de Kernel) y sus modificaciones a lo largo de la temporada (agosto – octubre) en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio indicando los dos principales bancos de arena que se observan en el área. Las zonas más oscuras representan un mayor número de avistamientos. A) agosto, B) septiembre, C) octubre.

Las salidas monitoreadas tuvieron una duración media de 1h 53 min, recorriendo en promedio 24,85 km, y realizando 3 avistamientos por excursión en promedio (Tabla 4.3). La duración de la salida se modificó significativamente a lo largo de la temporada y entre años, siendo de menor duración en agosto con un promedio de 1 h 47 min $\pm$ 2 min, (ANOVA: $F_{(2,254)}=7,845$, $p=0,0005$) y de mayor duración en 2016 con respecto a 2012 y 2014, con un promedio de 2 h 04 min $\pm$ 3 min, (ANOVA: $F_{(4,250)}=4,017$, $p=0,003$) (Fig. 4.10).

Tabla 4.3. Caracterización de las salidas de avistamientos de ballenas realizadas entre 2012 y 2016. Cada variable fue caracterizada en función de su promedio, error estándar, valor máximo (Max) y mínimo (Min), y su tamaño muestral (n).

	Promedio	Error estándar	Min	Max	n
Duración (h:min)	1:53	0:01	0:45	3:18	255
Distancia recorrida (km)	24,85	0,70	7,92	58,77	158
Avistamientos por salida	3,09	0,11	1	10	234
Tiempo de encuentro del primer grupo (min)	26,63	1,04	2	74	180
Tiempo de permanencia (min)	13,05	0,38	1	64	725

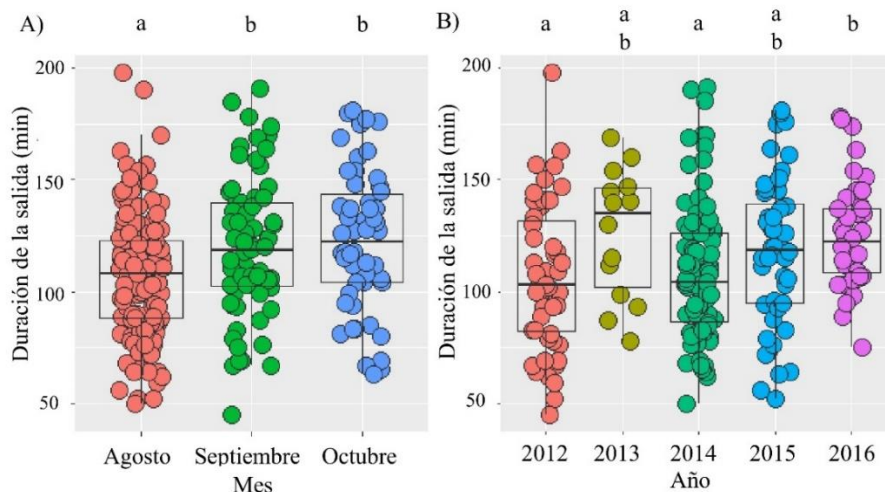


Figura 4.10. Boxplot de la duración de la salida en función de A) los meses y B) los años. La parte superior y la inferior del rectángulo coinciden con el tercer cuartil y el primer cuartil de los datos, y la línea horizontal indica la mediana. Cada círculo indica la duración de la salida de una salida. Las letras indican las diferencias significativas encontradas mediante la comparación post-hoc utilizando el test de Tukey.

El tiempo promedio invertido en la búsqueda del primer grupo de ballenas fue de $26,63 \text{ min} \pm 1,04 \text{ min}$ (Tabla 4.3) y no se observaron diferencias entre los años (ANOVA: $F_{(4,189)}=2,344$, $p=0,056$) (Fig. 4.11 A) ni entre los meses que comprenden la temporada (ANOVA: $F_{(2,177)}=0,486$, $p=0,616$) así como tampoco entre diferentes condiciones de marea (ANOVA: $F_{(1,178)}=3,498$, $p=0,06$) (Fig 4.11 B). Cuando se zarpó en condiciones de marea alta el tiempo promedio de búsqueda fue de $25 \text{ min} \pm 1,54 \text{ min}$, mientras que con marea baja fue de $28,92 \text{ min} \pm 1,21 \text{ min}$. En ambas condiciones de marea se observó una gran dispersión de los datos (Fig 4.11 B).

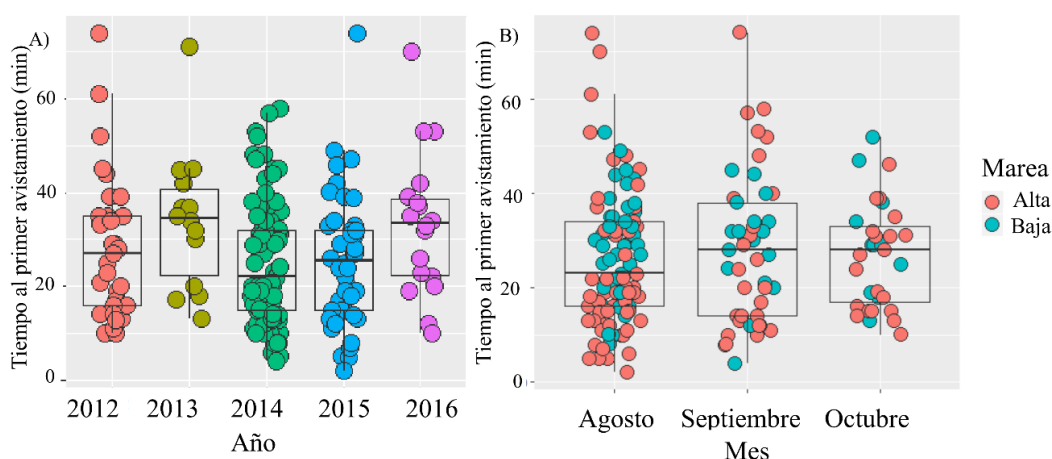


Figura 4.11. Tiempo promedio que demora una embarcación en encontrar el primer grupo de ballenas en función de A) los años y B) los meses diferenciado por la condición de marea. La parte superior y la inferior del rectángulo coinciden con el tercer cuartil y el primer cuartil de los datos, y la línea horizontal indica la mediana. Cada círculo indica la duración del tiempo invertido en una salida para realizar el primer avistamiento.

Normalmente, durante el desarrollo de una excursión la embarcación recorrió el área hasta encontrar un grupo de ballenas y posteriormente detuvo su marcha para que los turistas puedan observar los animales. En promedio el tiempo de permanencia con las ballenas fue de 13,05 minutos (Tabla 4.3), y la mayoría de los avistamientos tuvieron una duración entre 5 y 15 minutos (Fig. 4.12). Sin embargo, la duración del avistamiento varió en función del tipo de grupo y del mes, siendo de menor duración en el caso de los individuos solitarios, con un promedio de permanencia de $10,27 \text{ min} \pm 0,51 \text{ min}$ (ANOVA: $F=14,609$, $p<0,001$) (Fig. 4.13 A), y de mayor duración a medida que avanzó la temporada, con avistamientos significativamente más largos en octubre respecto a agosto, con un tiempo de permanencia promedio de $15,25 \text{ min} \pm 1,05 \text{ min}$ (ANOVA: $F=4,084$, $p=0,018$) (Fig. 4.13 B). Los avistamientos se realizaron en condiciones Beaufort entre 0 y 4 en y la duración no se modificó en función en función del estado del mar (ANOVA: $F_{(4,649)}=0,552$, $p=0,697$) (Fig. 4.14).

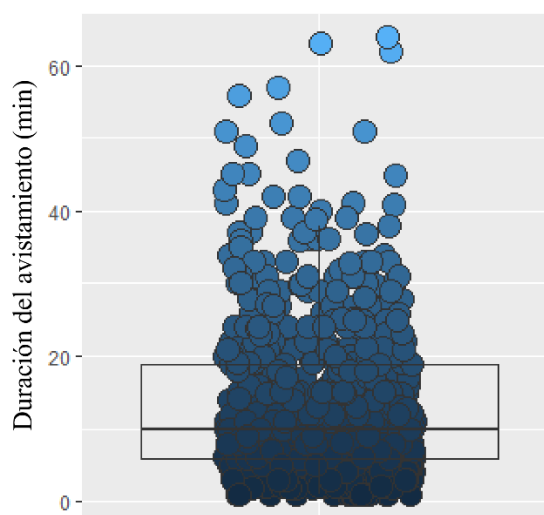


Figura 4.12. Boxplot de la duración de los avistamientos. La parte superior y la inferior del rectángulo coinciden con el tercer cuartil y el primer cuartil de los datos, y la línea horizontal indica la mediana. Cada círculo indica la duración de un avistamiento.

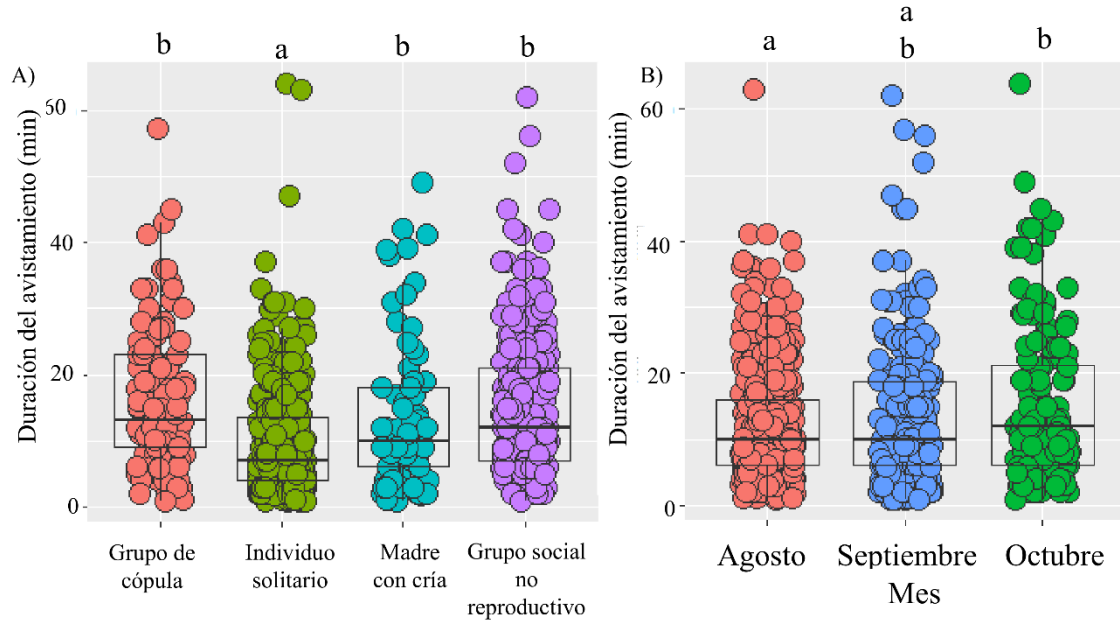


Figura 4.13. Duración del avistamiento en función del A) tipo de grupo y B) y los meses. La parte superior y la inferior del rectángulo coinciden con el tercer cuartil y el primer cuartil de los datos, y la línea horizontal indica la mediana. Cada círculo indica la duración de un avistamiento. Las letras indican las diferencias significativas encontradas mediante la comparación post-hoc utilizando el test de Tukey.

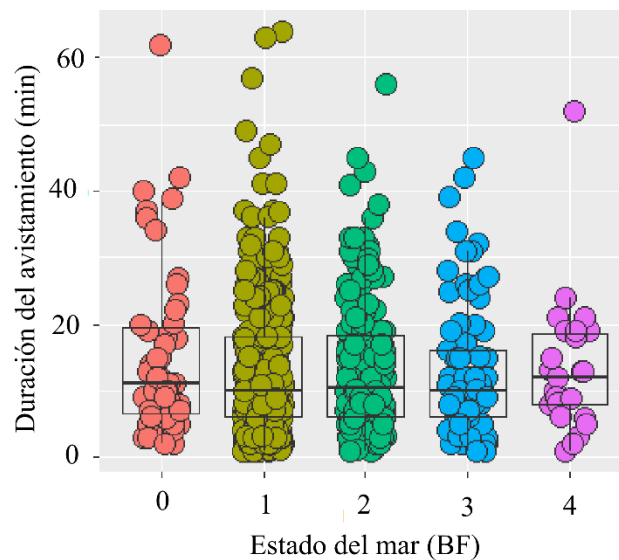


Figura 4.14. Duración del avistamiento en función del estado del mar en escala de Beaufort (BF). La parte superior y la inferior del rectángulo coinciden con el tercer cuartil y el primer cuartil de los datos, y la línea horizontal indica la mediana. Cada círculo indica la duración de un avistamiento.

Una vez encontrado el grupo de ballenas la embarcación se aproximó al mismo. En la figura 4.15 se pueden observar, a modo ilustrativo, distintos tipos de aproximación de la embarcación desde el momento en que se inició el avistamiento hasta que el mismo se concretó, en función de dos situaciones diferentes: 1) las ballenas permanecieron junto

a la embarcación, que se encontraba con los motores en neutro o apagados, hasta que finalizó el avistamiento (Fig. 4.15 A), 2) las ballenas se alejaron poco tiempo después de iniciado el avistamiento, por lo cual se realizó una segunda aproximación (Fig. 4.15 B).

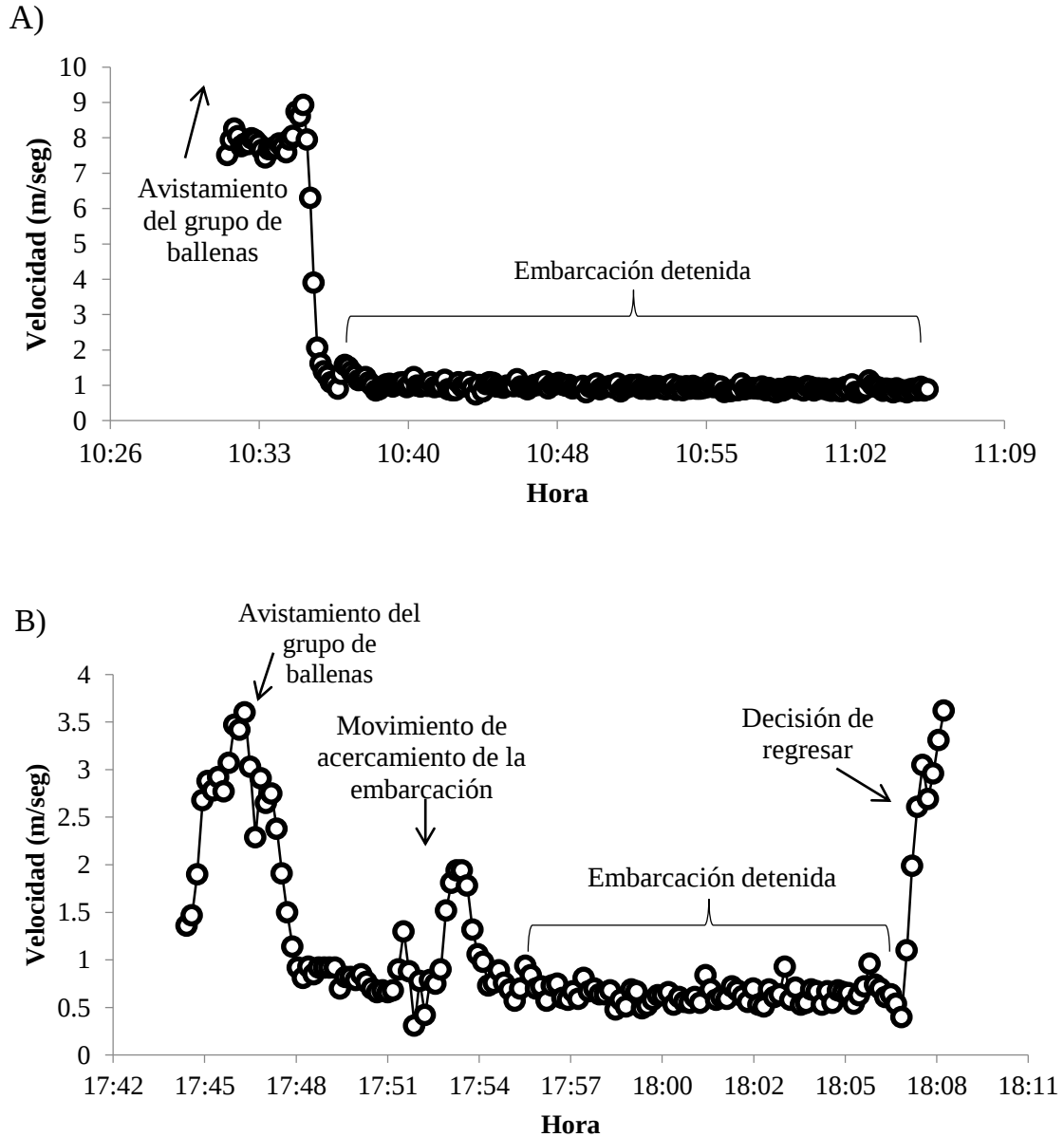


Figura 4.15. Ejemplo de la velocidad desplegada por la embarcación en función del tiempo transcurrido durante un avistamiento típico realizado en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio, en el que el capitán realiza A) una sola maniobra de acercamiento, B) más de una maniobra de acercamiento.

De los 725 avistamientos monitoreados el 41,43% ocurrieron sobre individuos solitarios, 32,04% sobre grupos sociales no reproductivos, 15,19% sobre grupos de cópula, y el 11,34% sobre madres con crías. Se observaron diferencias significativas en el porcentaje de cada tipo grupo avistado a medida que la temporada fue progresando (test $\chi^2=205,42$; $n= 725$; $gl=6$; $p < 0,0001$) (Fig. 4.16). Los avistamientos sobre grupos de

cópula y grupos sociales no reproductivos estuvieron asociados principalmente al mes de agosto, mientras que los avistamientos sobre madres con cría estuvieron asociados a octubre.

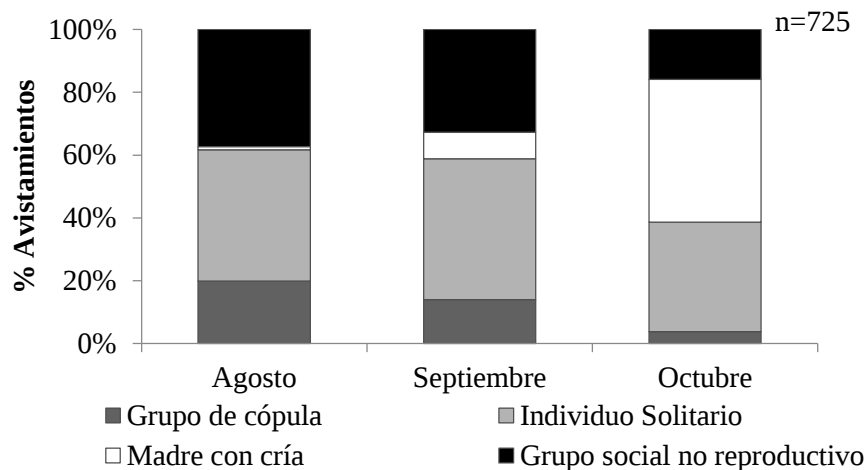


Figure 4.16. Porcentaje de avistamientos, entre 2012 and 2016, sobre los diferentes tipos de grupos a lo largo de la temporada

Los grupos sociales no reproductivos estuvieron compuestos en promedio por 2,31 animales ($ES=0,05$, rango=2-5) mientras que los grupos de cópula estuvieron compuestos por 3,52 animales ($ES=0,13$, rango=2-10) (Fig. 4.17).

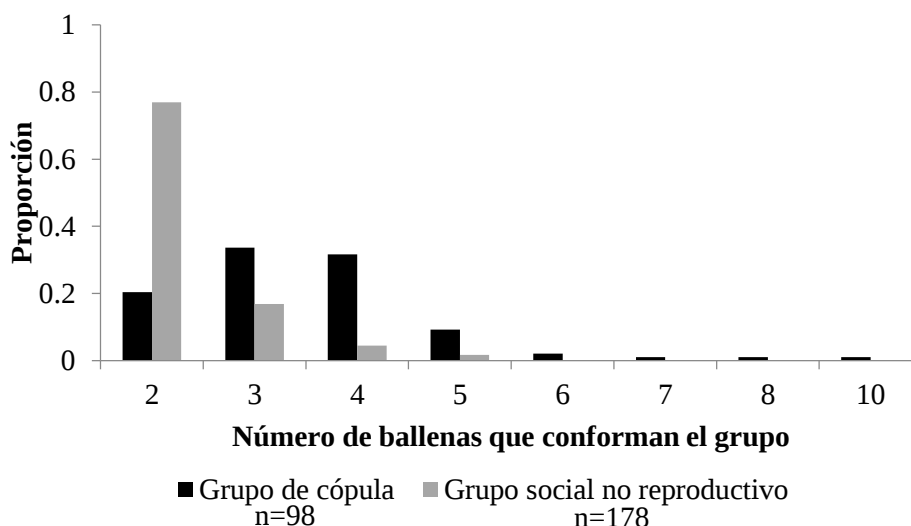


Figura 4.17. Cantidad de grupos sociales no reproductivos y grupos de cópula observados (frecuencia) en función de su tamaño de grupo (número de individuos de *Eubalaena australis*).

La presencia de gaviotas se registró solo en el 2% ($n = 725$) de los encuentros y, cuando estuvieron presentes, no interactuaron con las ballenas. En algunos casos se

observaron gaviotas alimentándose de restos de piel desprendidos, generalmente luego de los saltos realizados por las ballenas. No se registraron gaviotas picoteando los lomos de las ballenas. No obstante, en algunas ocasiones se observaron ballenas con cicatrices presumiblemente producidas por picoteos de gaviotas cocineras (Fig. 4.18).

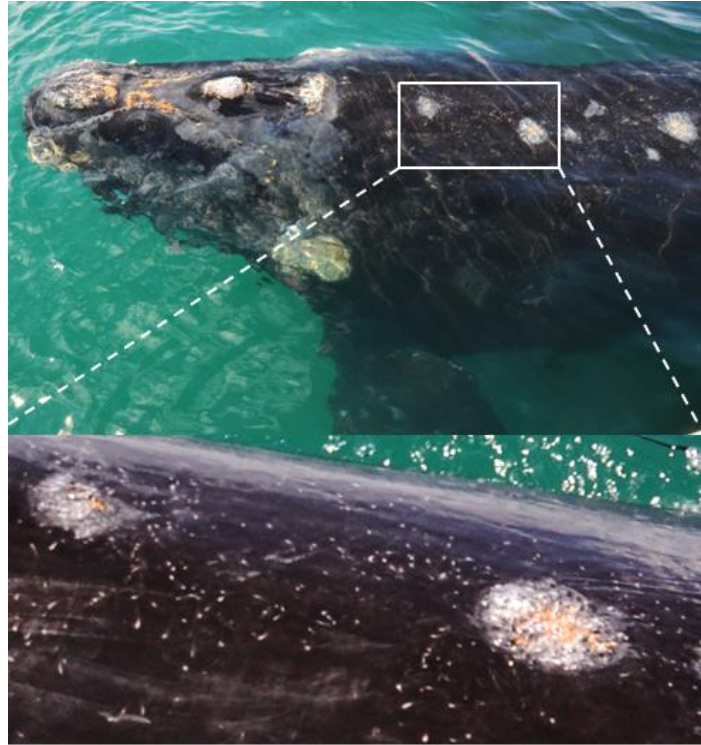


Figure 4.18. Ballena franca austral, observada en la zona de la Bahía San Antonio con cicatrices, presumiblemente causadas por picoteos de gaviotas, en su zona dorsal. Ph: Jonatan Padilla

En relación a la finalización de los avistamientos, en general la misma se produjo por alejamiento de los animales y no se observaron cambios en esta variable a lo largo de la temporada (test $\chi^2=0,02$, $n= 725$, $gl=2$, $p>0,05$) (Fig. 4.19).

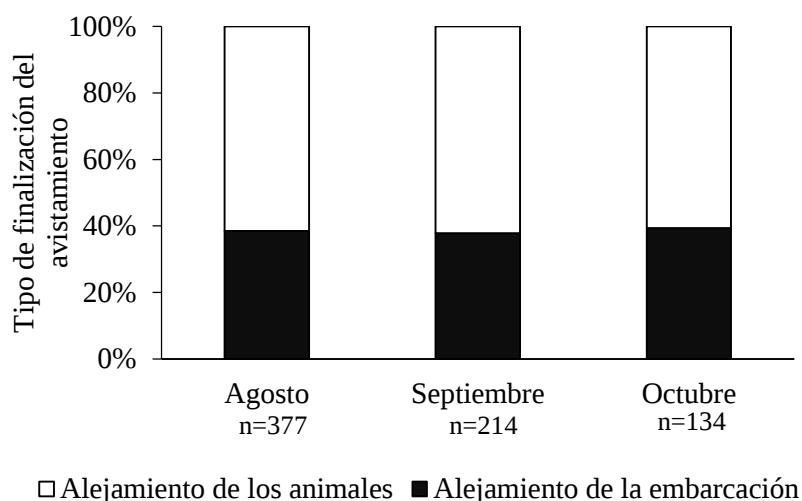


Figura 4.19. Tipo de finalización del avistamiento en función de los meses.

Análisis de las operaciones de avistamiento en relación a las directrices de manejo

Los modelos globales utilizados para analizar la proporción de avistamientos realizados conforme a la regulación en relación a cada tipo de directriz analizada dependiendo del año y los meses ajustaron correctamente al conjunto de datos disponible. Los modelos que mejor describieron la variación en la proporción de avistamientos realizados conforme a la regulación para las directrices 1 (duración del avistamiento) y 2 (tipo de grupo) indicaron que las diferencias observadas dependieron principalmente del mes y no del año (Tabla 4.4). Durante el período de estudio no se observaron diferencias significativas en la proporción de avistamientos realizados conforme a la regulación estimados para agosto y septiembre para ambas directrices (Tabla 4.5), y la probabilidad de realizar el avistamiento en concordancia con ambas directrices fue elevada en ambos meses (Fig. 4.19). Sin embargo, se observaron diferencias en octubre dado que la proporción de avistamientos realizados conforme a la regulación fue significativamente menor para ambas directrices (Tabla 4.5, Fig. 4.19).

Tabla 4.4. Resumen de los modelos seleccionados para evaluar la probabilidad de realizar el avistamiento conforme a la regulación para la directriz estudiada. Se proporcionan el modelo nulo, el modelo global y los modelos que presentaron el mayor respaldo. Los modelos fueron listados en orden decreciente de importancia considerando la diferencia observada en el valor de Akaike (ΔAIC) y el peso (w_i) de cada modelo

Directrices		AICc	$\Delta AICc$	w_i AICc
Duración del avistamiento				
Modelo 1	Mes	76,4	0,00	0,593
Modelo 2	Año + Mes	78,3	1,99	0,219
Global	Año + Mes + Año x Mes	80,2	3,81	0,088
Nulo	-	80,6	4,28	0,070
Tipo de grupo				
Modelo 1	Mes	65,4	0,00	0,782
Modelo 2	Año + Mes	67,9	2,55	0,218
Global	Año + Mes + Año x Mes	80,5	15,17	0,000
Nulo	-	91,9	26,52	0,000
Avistamientos simultáneos				
Modelo 1	Año + Mes	68,4	0,00	0,992
Modelo 2	Mes	78,7	10,32	0,006
Global	Año + Mes + Año x Mes	80,4	12,02	0,000
Nulo	-	102,5	16,99	0,000

Tabla 4.5. Parámetros estimados a través de los contrastes de Tukey para el modelo lineal generalizado seleccionado las directrices evaluadas.

	Proporción de avistamientos conforme a la regulación		
	Parámetro Estimado	95% Intervalo de confianza	<i>p</i>
Duración del avistamiento			
Octubre - Agosto	-0,82	-1,39; -0,24	0,002
Septiembre - Agosto	-0,16	-0,75; 0,42	0,788
Septiembre - Octubre	-0,65	-1,29; -0,01	0,050
Tipo de grupo			
Octubre - Agosto	-1,21	-1,73; -0,70	<,0001
Septiembre - Agosto	-0,12	-0,63; 0,38	0,843
Septiembre - Octubre	-1,09	-1,67; -0,52	<,0001
Avistamientos simultáneos			
Octubre - Agosto	-1,38	-2,03; -0,74	<,0001
Septiembre - Agosto	-0,45	-1,15; 0,24	0,281
Septiembre - Octubre	-0,93	-1,64; -0,22	0,005

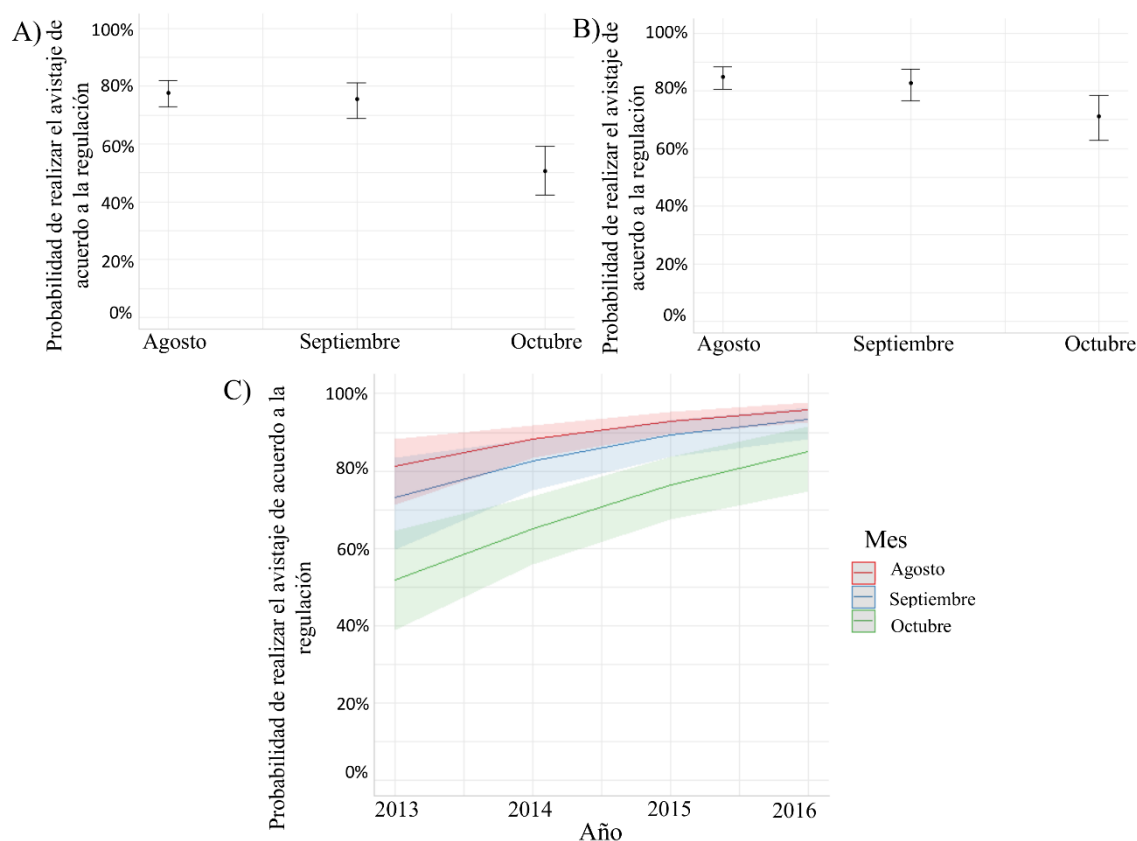


Figura 4.19. Probabilidad de realizar el avistamiento conforme a la regulación durante el período de estudio (2013 -2016) en función del modelo que mejor ajusto a los datos para la A) directriz 1 - Tipo de grupo, B) directriz 2 - Duración del avistamiento, C) Directriz 3 - Avistamientos simultáneos. En los gráficos A y B se puede observar la probabilidad estimada por el modelo para cada mes con su barra de error, mientras que en el grafico C se puede observar el cambio a través de los años en la probabilidad estimada por el modelo para cada mes con su intervalo de confianza del 95%.

En el caso de la directriz 3 (avistamientos simultáneos), el modelo que mejor describió la variación en los avistamientos realizados conforme a la regulación sugirió que las diferencias observadas dependieron tanto del mes como del año (Tabla 4.4). Este modelo estimó un crecimiento significativo en la probabilidad de realizar el avistamiento conforme a la regulación a través de los años en el período comprendido entre 2013 y 2016 (Fig. 4.20). Además, el patrón mensual observado para las directrices 1 y 2 también se registró para esta directriz, siendo la proporción de avistamientos realizados de acuerdo a la regulación significativamente menor en octubre en comparación con agosto y septiembre (Tabla 4.5, Fig. 4.20).

Discusión

Este es el primer estudio que describe la incipiente actividad de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio. Si bien el rápido crecimiento

de esta modalidad de turismo de naturaleza suele generar preocupación en algunos sectores (ej. ONGs, comunidad científica) por el potencial impacto negativo que podría producir sobre los cetáceos, en el caso del Área Natural Protegida Bahía San Antonio y de acuerdo a los datos relevados en presente estudio la actividad se desarrolla de manera gradual, ordenada y regulada. La provincia de Río Negro posee una legislación propia para regular la actividad y actualmente se continúan desarrollando estudios para establecer un Plan de Manejo de la actividad sobre la base de información científica.

El Área Natural Protegida Bahía San Antonio aún no es un importante destino turístico para el avistamiento de ballenas en Argentina. El número de turistas que realizan esta actividad en este destino cada temporada representa menos del 1% del número total de turistas que visitan anualmente el área turística San Antonio-Las Grutas, especialmente en verano, en busca de la oferta de sol y playa (Fuente: Secretaría de Turismo de San Antonio Oeste). Asimismo, este número de participantes representa aproximadamente el 1% del número total de turistas que anualmente realizan avistamientos de ballenas en Península Valdés durante los últimos años (Chalcobsky *et al.* 2017). Sin embargo, teniendo en cuenta la tasa de incremento anual de esta creciente industria en todo el mundo (Hoyt 2001, O'Connor *et al.* 2009, Cisneros-Montemayor *et al.* 2010) y considerado que desde el 2008 la actividad en Puerto Pirámides ha alcanzado los máximos históricos en cantidad de turistas embarcados, que oscila en torno a los 100.000 turistas anuales (Chalcobsky *et al.* 2017), se espera un crecimiento de la actividad en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio para los próximos años.

Las operaciones de avistamiento de ballenas se concentraron en las zonas de mayor agregación de las mismas (capítulo 2), es decir, sobre el canal de acceso a la bahía y la zona aledaña a los bancos de arena. Sin embargo, al inicio y final de la temporada, la zona de mayor concentración de avistamientos se desagrega dado que, asociado a una menor disponibilidad de animales en el área (capítulo 2), las embarcaciones exploraron diversas áreas en búsqueda de animales. Los avistamientos ocurrieron tanto en zonas alejadas como cercanas a la costa. Esto se debe a la geomorfología de la zona que provoca que en condiciones de bajamar disminuya abruptamente la profundidad y queden expuestos los bancos de arena obligando a los animales a desplazarse hacia otros sectores distantes. Esta marcada variación ambiental le confiere un rasgo particular al hábitat de las ballenas en el área de estudio, que lo diferencia de los ambientes frecuentados por la especie en el Golfo Nuevo y Golfo San José, y particularmente del sector habilitado para las prácticas

de avistamiento en Península Valdés, Puerto Pirámides. Por otro lado, la zona de operaciones de avistamiento también depende de las condiciones meteorológicas imperantes en el momento de la excursión, ya que, si las condiciones no son propicias, por razones de seguridad, los operadores no se alejan de la costa y realizan la búsqueda únicamente en la franja costera. En resumen, tanto las condiciones de altura de marea, que influyen en la distribución de los animales, como la meteorología, que bajo ciertas condiciones limita el alejamiento de las embarcaciones de la costa, constituyen factores determinantes para las operaciones de avistamiento. Estos factores generan variabilidad y contribuyen a la gran dispersión de datos observada en este estudio, particularmente en la duración de la excursión, así como también en el tiempo necesario para encontrar el primer grupo de ballenas. Por otra parte, otros factores tales como la experticia del patrón y la presencia de otras embarcaciones podrían también contribuir a la variabilidad observada.

La duración de los avistamientos fue similar a la reportada por Fazio *et al.* 2015 para las operaciones que se realizan en Puerto Pirámides, y si bien en ambos lugares la duración de la salida se incrementó hacia fines de cada temporada, en general las salidas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio fueron de mayor duración. Esta diferencia se debe a la distancia que deben recorrer las embarcaciones para encontrar ballenas (la cual es mayor en la Bahía San Antonio por las razones anteriormente comentadas) y a la abundancia de ballenas en cada área (la cual es mayor en Península Valdés (capítulo 3). Por último, a diferencia de Península Valdés en donde el tiempo de permanencia con los animales es mayor cuando las condiciones climáticas son adversas (Fazio *et al.* 2015), en la Bahía San Antonio la duración de los avistamientos no se modificó en función de las condiciones meteorológicas.

Los resultados de este estudio indican que en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio los avistamientos de ballenas se practican principalmente sobre individuos solitarios y en menor medida sobre grupos sociales no reproductivos. Sin embargo, los avistamientos sobre los individuos solitarios son de menor duración que el resto de los grupos. La dominancia de individuos solitarios sobre el resto de los grupos ha sido descripta previamente para la zona (Crespo & Dans 2008, Crespo *et al.* 2011, Svendsen 2013). Este resultado contrasta con lo que acontece en el área de Península Valdés, donde la actividad turística se concentra sobre las madres con cría (Fazio *et al.* 2015, Argüelles *et al.* 2016). Por otro lado, en este estudio se observó un cambio en la proporción de

avistamientos sobre los distintos tipos de grupo, con un aumento de los avistamientos sobre madres con crías a medida que progresa la temporada, asociado a que es el último tipo de grupo en abandonar el área, y una disminución de los avistamientos sobre los grupos de cópula hacia el final de la temporada, siendo este patrón coincidente con el reportado para Península Valdés (Rowntree *et al.* 2001, Fazio *et al.* 2015).

En contraste con Península Valdés, donde las ballenas son picoteadas por las gaviotas cocineras (Fazio *et al.* 2012, 2014), en el GSM este comportamiento nunca fue observado. Sin embargo, este fenómeno debe ser monitoreado durante los próximos años con el objeto de prever medidas de manejo sobre las fuentes causales del mismo (ej. basurales a cielo abierto que facilitan el incremento de las poblaciones de gaviotas). Además, la presencia de gaviotas atacando ballenas puede degradar la experiencia del avistamiento, teniendo efectos negativos sobre la performance de la actividad turística (Stefanski & Villasante 2014).

La actividad de avistamiento de ballenas ha servido como una gran plataforma de investigación en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio y ha permitido construir alianzas entre investigadores y compañías turísticas, generando un flujo de información en ambas direcciones y promoviendo buenas conductas con respecto al avistamiento por parte de los patrones de las embarcaciones. Esto se evidenció en un incremento a través de los años en la probabilidad de cumplimiento de la directriz asociada a los avistamientos simultáneos (Fig. 4.19 C). Sin embargo, esta actividad no ha desarrollado su potencial desde el punto de vista educativo. Esto se debe a que en la actualidad las embarcaciones no poseen guías calificados a bordo. Si bien en muchas oportunidades el patrón de la embarcación lleva también el rol de guía, la información brindada no es suficiente y ha sido una de las principales críticas por parte de los turistas (Arias *et al.* 2016). Las mayores limitantes mencionadas por los operadores turísticos, relacionadas a la contratación de un guía, son la falta de plazas a bordo de las embarcaciones y la escasa rentabilidad que presenta aún la actividad.

El presente capítulo proporciona evidencia de que existe un aprendizaje de los operadores a lo largo del tiempo, reflejado en un aumento en la proporción de avistamientos realizados de forma correcta (de acuerdo a las regulaciones *a priori* establecidas en la regulación) a través de los años. No obstante, este patrón fue notable en 1 de las 3 directrices evaluadas.

La proporción de avistamientos correctos, para cada una de las tres directrices evaluadas, dependió principalmente del mes como consecuencia de cambios en la abundancia, distribución y tipo de grupo de social de ballenas que se puede avistar en los diferentes meses de cada temporada. La directriz asociada con la duración de los avistamientos tuvo una alta proporción de avistamientos correctos en agosto y septiembre y una menor proporción en octubre. No obstante, en todos los meses se registraron avistamientos en los cuales el tiempo de permanencia con los animales se excedió. Este exceso puede estar influenciado por el comportamiento de las ballenas habida cuenta que en ciertas ocasiones las ballenas se acercan voluntariamente a la embarcación y permanecen a muy corta distancia de la misma. Esta proximidad dificulta la partida de la embarcación dado que el patrón debe esperar que el animal se aleje para poder iniciar la navegación (Fig. 4.22). De esta manera, en varias oportunidades fue el comportamiento de la ballena el que provocó el no cumplimiento de la regulación. Por otro lado, la abundancia de ballenas en el área es otro factor que influye sobre el cumplimiento de esta directriz, ya que hacia fines de la temporada de avistamiento las ballenas comienzan a abandonar el área y su abundancia disminuye en la zona (capítulo 2). Esta merma en la presencia de ballenas a mediados de octubre coincide con un momento de la temporada en el cual se incrementa la presencia de turistas en la zona, como resultado de un feriado fijo (fin de semana largo). En estas circunstancias, y debido a la baja probabilidad de encontrar ballenas en el área los operadores tratan de satisfacer a los turistas extendiendo los escasos encuentros con las ballenas, para compensar por el excesivo tiempo de navegación.



Figura 4.22. Ballenas próximas a la embarcación. En este escenario el patrón de la embarcación debe esperar a que las ballenas se alejen para poder abandonar el grupo.

La directriz asociada al tipo de grupo sobre el que se puede realizar el avistamiento fue la que generó más avistamientos no correctos. Esto se debió a que bajo ciertas situaciones esta directriz resultó impracticable, habida cuenta de los tipos de grupo de ballenas presentes en el área. Como se mencionó anteriormente, en octubre, el número de ballenas en el área disminuye y la mayoría de los grupos cercanos a la costa fueron madres con crías (capítulo 2). Ello determinó que una gran proporción de los avistamientos se realizaran sobre este tipo de grupo. Una situación similar ocurrió hacia fines de agosto, oportunidad en la que en el área prevalecieron los grupos de cópula (capítulo 2). Ante esta situación, y sobre la base de la información disponible en el año 2015, la aplicabilidad de esta directriz fue evaluada el marco de los talleres periódicos de evaluación del programa de monitoreo de avistamientos de ballena franca. Como resultado del análisis la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable dispuso flexibilizar esta directriz estableciendo la misma con carácter de recomendación no obligatoria. La modificación

de esta directriz ha contribuido a mejorar el desenvolvimiento de la actividad en términos de la gestión de la administración, del control y fiscalización y de la resolución de conflictos. Este resultado remarca la necesidad de revisar periódicamente las regulaciones operacionales de esta actividad a la luz de información científica actualizada, para así adecuarse a los cambios del sistema. Por ejemplo, en Península Valdés, se observó un cambio en la distribución de los diferentes tipos de grupo, con un incremento de las madres con cría en el área cercana a la costa y un desplazamiento de las ballenas sin cría hacia áreas más profundas (Crespo *et al.* 2018). Esta modificación en el patrón de distribución espacial de los grupos de ballenas ha dificultado el cumplimiento de una directriz que prohíbe acercarse a madres con cría antes del 31 de agosto de cada año, ya que al zarpar los operadores turísticos encuentran estos grupos durante su navegación (Chalcobsky *et al.* 2016). Estos cambios resaltan la necesidad de adoptar un enfoque de manejo adaptativo; sin embargo, frecuentemente no sucede, conduciendo a la vigencia de pautas de manejo a menudo inadecuadas (Cressey 2014).

Finalmente, los resultados obtenidos respecto a la directriz asociada a los avistamientos simultáneos mostraron un aprendizaje de los operadores a lo largo del tiempo. Esto se evidenció en el aumento a lo largo de los años en la proporción de avistajes correctos. Gracias a la información científica transferida en los talleres, los operadores optaron por modificar su modalidad de acercamiento. Particularmente, si una embarcación se encuentra realizando un avistamiento sobre un grupo y no se observan otros grupos en el área, la segunda embarcación en llegar espera a que la primera finalice para luego acercarse. Este resultado destaca la importancia de consolidar las capacidades y la estabilidad en el sistema de los actores involucrados en las operaciones de avistamientos (patrones, guías) puesto que de no ser así la rotación constante de los mismos conlleva un reinicio constante en este aprendizaje.

Los resultados obtenidos en este capítulo remarcan la importancia de contar con regulaciones y normas que sean efectivas y factibles de cumplir en el ejercicio de las operaciones de avistamientos en el mar. Sin bien en este estudio la proporción de avistamientos correctos se modificó a lo largo de la temporada disminuyendo hacia fines de la misma, en agosto y septiembre los modelos indicaron una correspondencia cercana al 80 % con la regulación. Diversos factores pueden contribuir a elevar el grado de cumplimiento de las directrices y se considera que las siguientes herramientas pueden

haber contribuido a alcanzar estos niveles de cumplimiento y podrían contribuir en el futuro a incrementarlo:

- Las directrices asociadas al desarrollo de la actividad suelen presentar un mayor grado de aceptación cuando los operadores son consultados durante el proceso de diseño y redacción de las mismas (Garrod & Fennell 2004). En el caso del Área Natural Protegida Bahía San Antonio se observó una mejora en el desenvolvimiento de la actividad en relación con el cumplimiento de las directrices desde el momento en que los operadores comenzaron a participar en el diseño de las mismas. Esta participación ocurre dentro del marco de la “Autoridad Local de Conservación de Ballenas”, constituida por el Art. 8 de la Ley M N° 4066, conformada por autoridades, investigadores, ONGs, y operadores turísticos. Este espacio de participación cuenta con competencias sobre el establecimiento de la fecha de inicio y culminación de la temporada, número de habilitaciones, puertos de embarque y desembarque, reglamento operativo las embarcaciones, entre otras.

- Se adoptó un esquema de gestión que considera un proceso de revisión anual de las regulaciones y su reformulación en función de los cambios en las condiciones del sistema natural.

- Durante el período de estudio, en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio los propietarios de las empresas de avistamiento también fueron los patrones de las lanchas durante las salidas de avistamiento y no se modificaron a lo largo de los años. La permanencia de los mismos operadores permitió que adquirieran experiencia a largo plazo y comprendan cómo realizar un de avistamiento de ballenas de manera responsable.

- La regulación de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio contiene barreras para la incorporación de nuevas empresas a esta actividad. Las mismas deben incluirse en el registro de operadores y la selección del operador se evalúa en base a factores tales como antecedentes en las actividades náuticas, habilitación como operadores de actividades de turismo activo, calidad del servicio, idoneidad del personal, impacto ambiental y facilidades para la investigación, entre otros. Estos criterios de selección han permitido consolidar un grupo de pequeñas empresas nucleadas en una asociación de operadores que propicia mejoras en las relaciones de colaboración.

- Las relaciones de colaboración entre los investigadores y los operadores y la presencia de un investigador a bordo de la embarcación mejoraron el conocimiento de los operadores, tanto en cuanto a las directrices establecidas para realizar un avistamiento de manera responsable, así como también respecto a la biología y ecología de la especie.
- La realización de talleres periódicos entre operadores, investigadores y autoridades para sistematizar la transferencia de la información científica recopilada permitió generar una alianza entre todos los actores involucrados.

Los resultados obtenidos durante los primeros cinco años de investigación de esta actividad permitieron identificar procesos de carácter dinámico tanto en el subsistema natural como en el socioeconómico. Esos procesos y sus componentes estructurales deben ser monitoreados de manera continua mediante diferentes tipos de indicadores para contribuir a un sistema de gestión sustentable. El desarrollo del turismo de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio constituye una experiencia única a nivel mundial en la que el desarrollo de la actividad ha estado acompañado por un marco legal precautorio e investigaciones científicas desde su inicio. Esto ha sido reconocido por la Comisión Ballenera Internacional en 2015 y 2016 que alentó a la continuidad de las investigaciones en el área, remarcando la oportunidad única de establecer una línea base de referencia y para comenzar estudios a largo plazo antes de que la industria de avistamiento de ballenas se amplié en esta región (Whale-watching Sub-Committee 2015, 2016).

CAPÍTULO 5

Evaluación del impacto de la actividad de avistamiento de ballenas sobre el comportamiento de la ballena franca austral



Foto: Agustín Sanchez

Introducción

En el GSM, la recuperación de la población de BFA y su expansión a lugares que pueden haber sido antiguos sitios de apareamiento y crianza está siendo aprovechada por el desarrollo, aún incipiente, del turismo de avistamiento de ballenas. Diversos estudios proveen evidencia de que esta actividad puede modificar el comportamiento tanto de ballenas como de delfines (Lusseau 2003, Constantine *et al.* 2004, Williams *et al.* 2006, Stockin *et al.* 2008, Christiansen *et al.* 2010, Steckenreuter *et al.* 2011, 2012, Lundquist *et al.* 2012, Christiansen *et al.* 2013, Meissner *et al.* 2015, Argüelles *et al.* 2016), afectar algunos parámetros biológicos y poblacionales de las especies (Bejder *et al.* 2006, Fortuna 2006, Lusseau *et al.* 2006) y modificar el uso del hábitat (Richardson *et al.* 1995, Allen & Read 2000, Morton & Symonds 2002, Olesiuk *et al.* 2002, Lusseau 2005, Rako *et al.* 2013, Bejder *et al.* 2006). La exposición a largo plazo a los potenciales disturbios producidos por las interacciones entre las embarcaciones y los animales podría afectar a los cetáceos aumentando su nivel de estrés (Romano *et al.* 2004, Wright *et al.* 2007, 2011), incrementando su demanda energética diaria (Williams *et al.* 2006, Christiansen *et al.* 2013, 2014), causando el desplazamiento de hábitats preferenciales (Bejder *et al.* 2006) y/o disminuyendo su éxito reproductivo (Bejder 2005). Los efectos negativos producidos por las interacciones entre embarcaciones y los cetáceos han generado cuestionamientos respecto de la sustentabilidad del turismo de avistamiento de ballenas, ya que los cambios en el comportamiento a corto plazo podrían generar efectos individuales a largo plazo, teniendo a su vez efectos a nivel poblacional (IWC 2006, Christiansen & Lusseau 2014).

En el Área Natural Protegida Bahía San Antonio las BFA solo se encuentran expuestas a la actividad de avistamiento durante una parte del año (agosto-octubre), ya que durante el resto del año las ballenas migran hacia otras áreas del Océano Atlántico Sudoccidental. Si bien el tiempo de exposición a esta actividad es acotado, coincide con el momento de apareamientos y con la etapa temprana de la crianza de la especie. Por lo tanto, el potencial impacto producido por esta actividad podría tener efectos en su éxito reproductivo, teniendo consecuencia a largo plazo en la recuperación de la población de ballenas.

Los efectos de la actividad de avistamiento sobre las ballenas han sido estudiados previamente en Península Valdés, donde se describieron cambios a corto plazo en el

comportamiento y en las velocidades de natación de las BFA en presencia de embarcaciones turísticas (Rivarola *et al.* 2001). Además, recientemente Argüelles *et al.* 2016, han reportado que la reacción de las BFA frente a las embarcaciones turísticas depende de la maniobra de aproximación utilizada por la embarcación. Si bien estos estudios se han realizado en la misma especie sobre la que se desarrolla la actividad de avistamiento en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio, las características locales y el tipo de turismo desarrollado es diferente al de Península Valdés. La necesidad de contar con estudios sitio-especie específicos ha sido remarcada por Comité Científico de la Comisión Ballenera Internacional, que ha indicado que el impacto de la actividad turística puede variar tanto entre especies como entre sitios, por lo cual recomendó que cada situación sea evaluada individualmente (IWC 2000). Por lo tanto, como se mencionó en el capítulo 4, desde el inicio del desarrollo de la actividad de avistamiento de ballenas en la provincia de Río Negro se planteó la necesidad de implementar un plan de gestión basado en información científica obtenida de investigaciones locales. De esta manera, el presente estudio surge como un requerimiento realizado por las autoridades provinciales para determinar el potencial impacto de la actividad y proveer información científica a la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable para evaluar la viabilidad ambiental de la actividad una vez finalizada la etapa de prueba.

El desarrollo incipiente del turismo de avistamiento en la Bahía San Antonio y la información científica obtenida desde el inicio de la actividad representan una oportunidad única para responder preguntas que contribuirán a la evaluación integral de la sustentabilidad de la actividad y a la implementación de una gestión apropiada.

Objetivo

El objetivo del presente capítulo es evaluar las interacciones entre embarcaciones de turismo y las ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio, utilizando para ello la respuesta inmediata de las ballenas como variable indicadora de potenciales cambios de comportamiento.

Objetivos particulares

- Evaluar la reacción de los distintos grupos de ballenas frente a diferentes maniobras de aproximación realizadas por las embarcaciones turísticas

- Examinar los posibles cambios en el patrón de comportamiento de las ballenas y en el tiempo invertido en los distintos comportamientos en presencia/ausencia de embarcaciones turísticas

Metodología

Observaciones a bordo de embarcaciones turísticas

Para la recolección de datos se utilizó el protocolo de muestreo descrito en el capítulo 4, es decir, se contó con observadores científicos a bordo de las embarcaciones turísticas. Estos observadores en cada avistamiento recolectaron datos comportamentales sobre los grupos de ballenas utilizando un muestreo puntual de 3 minutos sobre un animal focal (Mann 1999). Los datos colectados incluyeron: tipo de grupo, tipo de maniobra de acercamiento realizada por la embarcación, distancia entre la embarcación y el animal focal, reacción del animal focal y el comportamiento del mismo (ver categorización más adelante). El tipo de grupo fue categorizado utilizando las categorías descritas anteriormente en el capítulo 2, es decir, madres con cría, individuos solitarios, grupos de cópula y grupos sociales no reproductivos. La selección del animal focal se realizó considerando el tipo de grupo. En el caso de los pares madre-cría, el animal focal elegido fue la madre ya que durante los primeros meses de vida la madre y la cría permanecen próximos (Taber & Thomas 1982, Thomas & Taber 1984), por lo tanto, la reacción de la madre frente a la embarcación turística representa la reacción de ambos animales. Para grupos sociales no reproductivos, el animal focal fue el individuo más fácilmente identificable (basado en callosidades, pigmentación o marcas externas); para grupos de cópula, los datos de comportamiento se registraron sobre el individuo que se supuso que era la hembra. La identificación de la hembra en un grupo de cópula fue posible ya que durante el comportamiento de cortejo los machos persiguen a la hembra (Kraus & Hatch 2001, Best *et al.* 2003). Es importante señalar que, en el caso de los grupos de cópula, el número de los machos pueden cambiar en el transcurso del avistamiento.

La distancia entre la embarcación y el animal focal fue estimada "a ojo" usando la longitud del buque como referencia de la distancia (Dawson *et al.* 2008), y se categorizó en "cercano" (distancias menores o iguales a 50 m) o "distante" (distancias entre 50 m y 100 m). Se registraron siete tipos de aproximación (Fig. 5.1): (1) 'Aproximación directa': la embarcación se mueve directamente hacia un grupo de ballenas, (2) 'Tangencial': la embarcación se aproxima paralelo y ligeramente detrás del animal, luego se coloca a un

lado, fuera del camino de circulación de la ballena, (3) 'Rodeo': la embarcación se mueve alrededor del grupo, describiendo un semicírculo o círculo completo, (4) 'Persecución', la embarcación se mueve en paralelo al grupo de ballenas, o detrás de él, persiguiéndolas mientras disminuye la distancia entre ellos, (5) 'Deriva a barlovento del grupo': la embarcación está posicionada de manera que el viento la mueve hacia el grupo de ballenas, disminuyendo la distancia entre ellas, (6 y 7) 'Deriva con el grupo': la embarcación se posiciona de una manera que se desplaza con el grupo de ballenas con el/los motor/es apagado/s o en neutral, sin disminuir la distancia entre la embarcación y las ballenas. Los tipos de aproximación 1 a 4 se clasificaron dentro de las maniobras de aproximación activas porque ocurren con los motores encendidos. Los tipos de aproximación 5 a 7 se clasificaron como maniobras de aproximación pasivas porque ocurren con los motores en neutral o apagados (Fig. 5.1).

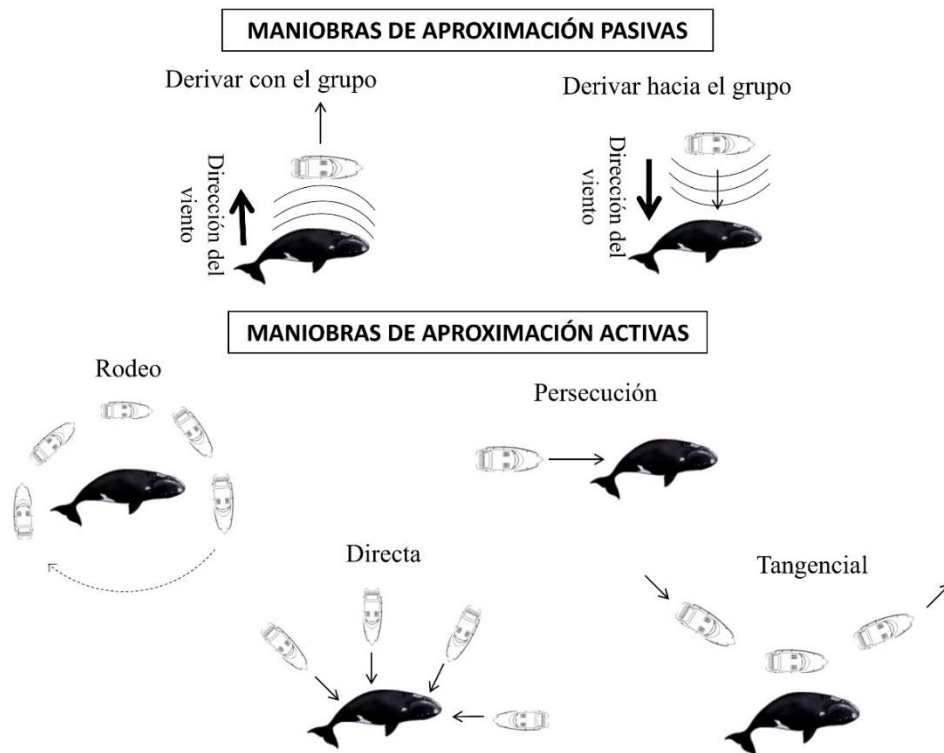


Figura 5.1. Maniobras realizadas por la embarcación para acercarse a las ballenas durante un avistamiento. Maniobras pasivas arriba y maniobras activas debajo.

La reacción de las ballenas se categorizó como: (1) 'Neutral': sin respuesta visual frente al acercamiento de la embarcación, las ballenas no cambian su comportamiento; (2) 'Evasión': las ballenas se alejan activamente de la embarcación aumentando la velocidad o sumergiéndose y desapareciendo; (3) 'Aproximación': las ballenas se acercan

a la embarcación y permanece al lado, o la rodean y pasan por debajo de la misma (Fig. 5.2).

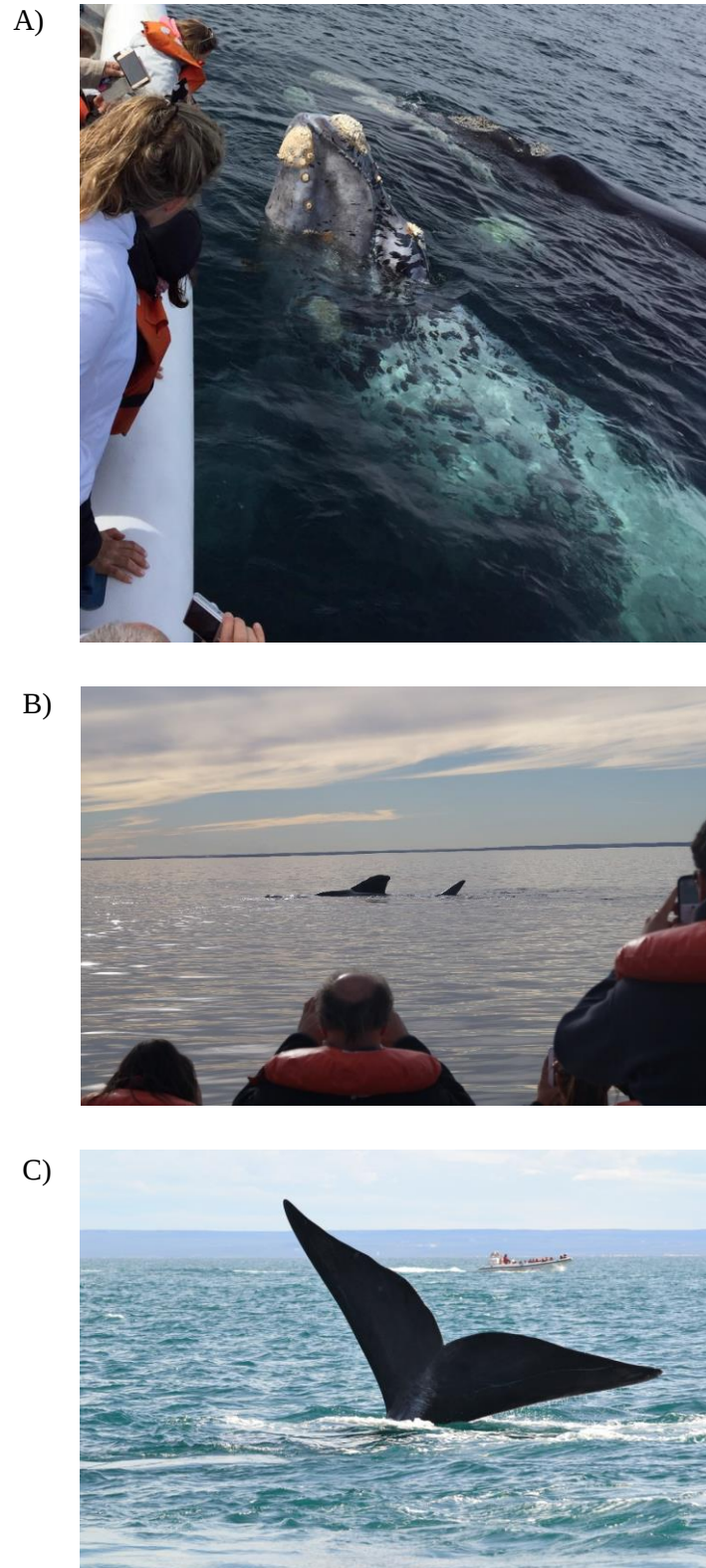


Figura 5.2. Reacciones de la ballena frente a la presencia de embarcaciones turísticas. A) Madre con cría aproximándose a la embarcación, B) ballena descansando neutral frente a la embarcación, C) Reacción evasiva, la ballena se sumerge y se aleja.

Por último, durante cada seguimiento, el estado comportamental del animal focal fue determinado utilizando 5 categorías de comportamiento definidas en la Tabla 5.1. Estos comportamientos son mutuamente excluyentes, y describen todo el repertorio de comportamientos observados en las ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio.

Tabla 5.1. Definiciones de los estados comportamentales asignados a las ballenas francas durante el seguimiento

Estado comportamental	Definición
Actividad en superficie (AS)	La ballena se acerca a la embarcación (la rodea, pasa por debajo) y/o realiza alguno de los siguientes eventos: gira, golpea la aleta, salta, saca la cola, espionaje, expone la zona ventral, se deja derivar por el viento con la cola como vela
Traslado (T)	La ballena navega de un lugar a otro en franca natación dejando una estela por detrás
Descanso (D)	La ballena se encuentra quieta y horizontal en el agua. Puede estar a la deriva o al ras de la superficie saliendo solo para respirar
Sumergida (Su)	La ballena se sumerge. Se desconoce el comportamiento que realiza mientras se encuentra sumergida
Sociabilización (So)	La ballena activamente se frota, toca o nada en círculos alrededor de otra ballena

Durante cada avistamiento, el registro de datos comenzó una vez que se identificó al individuo focal a una distancia ≤ 100 m de la embarcación. Cuando hubo más de un grupo presente en el área, se eligió el grupo más cercano y se identificó a una ballena de este grupo como animal focal. Si un grupo se dividió o se unió a otro grupo durante el avistamiento, el registro se detuvo e inmediatamente se inició un nuevo registro de observación sobre el grupo más cercano y recientemente formado (Magalhães *et al.* 2002, Stamation *et al.* 2010). El avistamiento finalizó cuando: (1) las ballenas mostraron un comportamiento evasivo, (2) el capitán de la embarcación decidió trasladarse a otro grupo, o (3) ya era hora de regresar al puerto. Para minimizar las posibilidades de pseudo-replicación, se excluyeron del análisis aquellos grupos que contenían individuos sospechados de haber sido avistados en otro viaje del mismo día.

Observaciones a bordo de una embarcación de investigación

Con la finalidad de obtener información sobre el comportamiento de las ballenas no disturbado por las embarcaciones turísticas se realizaron observaciones desde una embarcación de investigación “Kamal”, un bote semirrígido de 8,3 m de eslora equipado

con dos motores de 115 HP (Fig. 5.3). El protocolo de muestreo consistió en realizar búsquedas no sistemáticas de grupos de ballenas dentro del Área Natural Protegida Bahía San Antonio. Una vez que el grupo era encontrado se realizaba una observación del área para confirmar la ausencia de embarcaciones turísticas en la misma, y de esta manera asegurarse que el comportamiento de la ballena no había sido afectado recientemente por la presencia de una embarcación turística. Luego se realizaba un acercamiento a la ballena que minimizara cualquier efecto producido por la plataforma de observación. Por lo tanto, la embarcación se acercó a una velocidad menor a 4 nudos colocándose paralelo al grupo de ballenas. Los seguimientos se realizaron a distancias de 200 a 400 m de la ballena focal, y cuando fue posible se mantuvo una distancia de 200 m de manera constante. Una vez posicionada la embarcación se dio inicio al seguimiento y se recolectó información sobre el estado comportamental de las ballenas siguiendo el mismo protocolo descrito anteriormente en este capítulo para la recolección de datos comportamentales a bordo de embarcaciones turísticas. El tiempo mínimo de seguimiento fue 6 minutos, y se intentó que la mayoría de los seguimientos tuvieran una duración de por lo menos 30 minutos. Para intentar disminuir el potencial disturbio producido por la plataforma de investigación, siempre que fue posible, se apagó el motor. La tripulación a bordo de la embarcación de investigación estuvo compuesta por el patrón de la embarcación y al menos 3 observadores (Fig. 5.4).



Figura 5.3. Embarcación de investigación “Kamal”



Figura 5.4. Equipo de trabajo a bordo de la embarcación independiente

Análisis de datos

Reacción de las ballenas francas frente a las distintas maniobras de acercamiento de las embarcaciones turísticas

Para analizar el efecto producido por los diferentes tipos de maniobras de acercamiento en la BFA se utilizó una submuestra de 363 avistamientos seleccionados de un total de 725 avistamientos monitoreados a bordo de embarcaciones turísticas (capítulo 4). Para esta selección solo se consideraron aquellos avistamientos que fueron monitoreados por observadores experimentados.

Para evaluar la relación entre el tipo de grupo, tipo de maniobras y la distancia entre la embarcación y la ballena en relación a las diferentes reacciones de los animales, se construyó un modelo lineal generalizado con la estructura de error de Poisson y una función de enlace log para datos categóricos (Crawley 2013). Para garantizar la independencia de los datos y reducir el efecto potencial producido por el tiempo desde que comenzó el avistamiento, solo se utilizó el primer registro de cada observación para este análisis. El análisis estadístico se llevó a cabo utilizando el software R (R Development Core Team 2013). El modelo se construyó con cuatro variables explicatorias categóricas: tipo de grupo (GRP), maniobra (MNB), distancia (DST) y reacción (RCC). Debido a que el número de avistamientos no fue suficiente para ajustarse a un modelo factorial saturado ($GRP * MNB * DST * RCC$), se inició con un modelo máximo que contiene los efectos principales que fueron de interés, con la interacción de primer orden entre el tipo de grupo y la reacción de la BFA, y la interacción de segundo

orden entre la maniobra, la distancia y la reacción de la BFA ($GRP * RCC + MNB * DST * RCC$). Esto dio como resultado 52 modelos candidatos, con 50 modelos correspondientes a todas las combinaciones posibles de las variables, un modelo general completamente especificado con todas las variables y todas las posibles interacciones entre estas variables (modelo global) y un modelo base sin predictores (modelo nulo). El modelo nulo fue útil para evaluar el poder explicativo relativo de los modelos que contienen predictores de interés. Se estimó el factor de sobredispersión ($\hat{c}$) (Crawley 2013) y debido a que la sobredispersión fue mayor a 1 ($\hat{c} > 1$) se ajustaron los errores estándar. Por lo tanto, todos los modelos se clasificaron de acuerdo al Criterio de Información de Akaike ajustado para muestras pequeñas y para sobredispersión (QAICc, Burnham & Anderson 2002). Las comparaciones de modelos se realizaron con $\Delta QAICc$ que indican la magnitud de la diferencia en los valores de QAICc entre cada modelo y el mejor modelo de ajuste. Se consideró que los modelos con $\Delta QAICc \leq 2$ tenían un apoyo sustancial de los datos (Burnham & Anderson 2002). Además, se estimó el peso de cada modelo (w_i) que se considera como el peso de la evidencia a favor del modelo i , dados los modelos considerados (Burnham & Anderson 2002).

Patrones de comportamiento en presencia/ausencia de embarcaciones turísticas

Para este análisis se utilizaron los datos comportamentales colectados a partir de las dos plataformas de observación, es decir, a bordo de las embarcaciones turísticas y de la embarcación de investigación. Como el comportamiento registrado en cada uno de los intervalos consecutivos de 3 min no es en sí mismo un evento independiente, se modelaron las secuencias de los mismos mediante cadenas de Markov (Bakeman & Gottman 1997). Las cadenas de Markov cuantifican la dependencia de un evento dado los eventos anteriores (Caswell 2001) y pueden utilizarse para proporcionar probabilidades de transición de un evento a otro cuando se definen categorías de comportamiento mutuamente excluyentes. Existen cadenas de Markov con distintos grados de dependencia y, particularmente en este caso, el análisis se restringió a un modelo con cadena de Markov de primer orden, en donde un evento depende únicamente del evento inmediatamente anterior. Este tipo de modelo ha sido utilizado durante los últimos años para evaluar el impacto del turismo sobre el comportamiento de los animales (Lusseau 2003, Dans *et al.* 2008, Stockin *et al.* 2008, Christiansen *et al.* 2010, Dans *et al.* 2012, Lundquist *et al.* 2012, Dans *et al.* 2017, Filby *et al.* 2017,).

Debido a problemáticas asociadas al financiamiento, la estacionalidad de las ballenas en la zona y las condiciones climáticas adversas, el conjunto de datos colectados en el escenario control (a bordo de la embarcación de investigación) fue limitado. Por esta razón, no fue posible evaluar la estabilidad del patrón de comportamiento a través de los años, ni realizar el análisis considerando todas las categorías de comportamiento anteriormente descritas (tabla 5.1), así como tampoco establecer el patrón de comportamiento de las madres con cría en el escenario control. Por lo tanto, se decidió excluir a las madres con cría de este análisis y agrupar comportamientos utilizando como criterio el costo energético asociado a cada uno de ellos. De esta manera, los comportamientos de traslado, actividad en superficie y sociabilización se agruparon por considerarse comportamientos de alto costo energético, con excepción de los grupos de cópula, en los cuales el comportamiento de sociabilización fue excluido por considerarse relevante en el contexto de la actividad que desarrolla este grupo. Así, los comportamientos observados en cada tipo de grupo fueron definidos en 3 categorías mutuamente excluyentes (tabla 5.2).

Tabla 5.2. Categorías de comportamientos definidas por tipo de grupo

Tipo de Grupo	Comportamientos
Individuo solitario	Actividad en superficie/Traslado
	Descanso
	Sumergida
Grupo social no reproductivo	Actividad en superficie/Traslado/Sociabilización
	Descanso
	Sumergida
Grupo de cópula	Actividad en superficie/Traslado
	Sociabilización
	Sumergida

Para evaluar el efecto de la interacción con las embarcaciones turísticas sobre el comportamiento de las BFA se calculó la probabilidad de que un animal focal cambiara de un estado comportamental precedente a uno posterior en presencia (impacto) o ausencia (control) de embarcaciones turísticas. Para esto, se construyeron 2 tablas de contingencia (tabla impacto y tabla control) para cada tipo de grupo, que contuvieron los estados comportamentales anteriores versus los sucesivos. La primera tabla de contingencia contuvo transiciones que ocurrieron en presencia de embarcaciones turísticas (tabla impacto), mientras que la segunda estuvo conformada por transiciones comportamentales que ocurrieron en ausencia de embarcaciones turísticas (tabla control).

A partir de las tablas de contingencia, se calcularon las probabilidades de transición para cada tipo de grupo de la siguiente manera:

$$p_{ij} = \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^3 a_{ij}}, \sum_{j=1}^3 p_{ij} = 1$$

Donde i es el comportamiento anterior, j es el comportamiento sucesivo (i y j van de 1 a 3 porque se definieron 3 estados comportamentales por grupo), p_{ij} es la probabilidad de pasar de la actividad i a la actividad j , y a_{ij} es el número de intervalos de 3 minutos en donde la actividad i estuvo precedida por la actividad j .

Las probabilidades de transición se organizaron en una matriz de transición (P) "control" y otra "impacto". Cada matriz contuvo 3 filas (actividad precedente i) y 3 columnas (actividad sucesiva j), donde cada celda representó la probabilidad de transición de una actividad a otra, y todas las probabilidades en una fila sumaron 1.

$$P = \begin{pmatrix} p_{11} & \cdots & p_{13} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ p_{31} & \cdots & p_{33} \end{pmatrix}$$

Las probabilidades de transición control e impacto se obtuvieron por separado, y se compararon por pares utilizando la prueba Z test para proporciones (Zar 1996) utilizando el software R (R Development Core Team 2013). Para realizar este análisis se supuso estabilidad de las transiciones de los comportamientos control, es decir que las probabilidades de transición entre comportamientos no cambiaron año a año.

A partir de las propiedades ergódicas de las cadenas de Markov (la distribución inicial del estado comportamental es insignificante para el comportamiento a largo plazo de la cadena), la probabilidad de observar una actividad específica en un momento específico se calculó a partir del vector fila w de la matriz P . Este vector fila representa la distribución estacionaria de la cadena de Markov y sus componentes suman 1. En este análisis, w representa el presupuesto de tiempo que las ballenas invierten en distintos comportamientos y cada w_i representa la proporción de tiempo invertido en la actividad i . El vector w se obtuvo mediante el software R (R Development Core Team 2013), utilizando el paquete *Markov* (Spedicato *et al.* 2016), para las matrices control e impacto en cada tipo de grupo. Se evaluaron las diferencias entre los presupuestos de tiempo utilizando el test Z para proporciones (Zar 1996).

Por último, se estimó el tiempo medio de recurrencia r_i , definido como el tiempo para volver a la actividad i una vez que la misma fue interrumpida, y fue calculado como:

$$r_i = \frac{1}{\omega_i}$$

donde ω_i es el i -ésimo componente de w . Esta cantidad representa el tiempo esperado para regresar a una actividad una vez que la misma es interrumpida.

Resultados

Reacción de las ballenas francas frente a las distintas maniobras de acercamiento de las embarcaciones turísticas

Durante los avistamientos monitoreados se registraron todas las maniobras con la excepción de la maniobra “Derivar sobre el grupo”. Las maniobras pasivas fueron utilizadas en mayor proporción (Fig. 5.5). Las maniobras rodeo y persecución se registraron excepcionalmente.

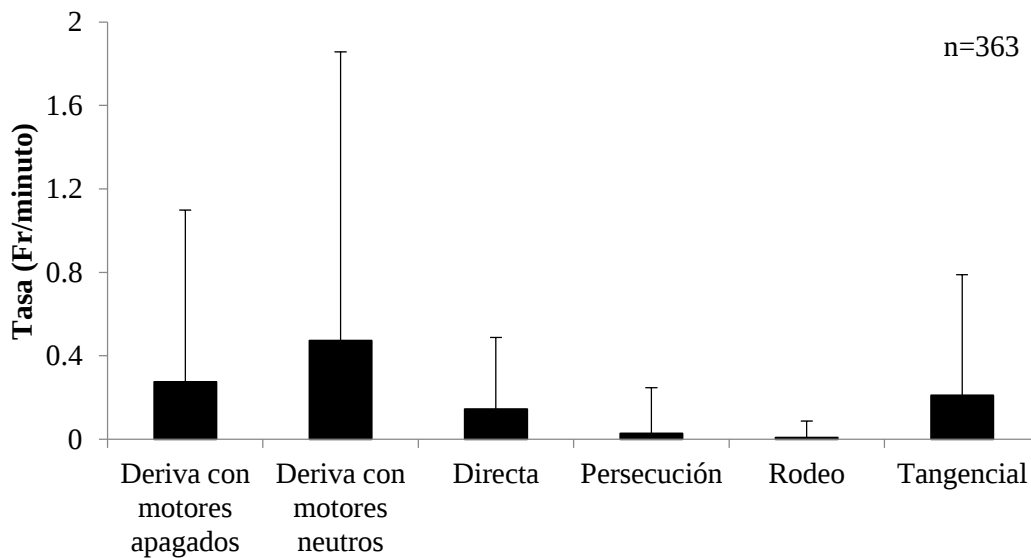


Figure 5.5. Frecuencia de uso, expresado como tasa, de los distintos tipos de maniobras utilizadas por las embarcaciones para acercarse a los grupos de ballenas durante cada avistamiento. Cada barra tiene su respectiva desviación estándar.

Debido a que las maniobras rodeo y persecución ocurrieron en muy baja frecuencia no fueron incluidas en el análisis de la reacción de las ballenas frente a las

maniobras de acercamiento realizadas por la embarcación, lo que dejó un total de 360 avistamientos para analizar.

El modelo global que describe las frecuencias de las diferentes reacciones de la BFA dependiendo del tipo de grupo, el tipo de maniobra y la distancia a la que se encontraba la embarcación, ajustó a los datos. El modelo que mejor describió la variación en la frecuencia de las diferentes reacciones de la BFA fue el modelo 1 (Tabla 5.3) que explicó el 82,41% de la variación. Todas las variables estudiadas fueron importantes y existió interacción significativa de primer orden entre ellas (Tabla 5.3). El mejor modelo indica que la reacción de la ballena estuvo condicionada por el tipo de grupo, el tipo de maniobra y la distancia de la embarcación. Este modelo también incluyó la relación entre la distancia y el tipo de maniobra que denota un mayor uso de maniobras de aproximación activas a mayores distancias (Fig. 5.6). La presencia de la interacción entre la distancia y la reacción en el mejor modelo indicó que existieron más reacciones neutras a distancias de 50 – 100 m, tanto con maniobras de aproximación pasivas como activas, y para todos los tipos de grupo. Particularmente, a estas distancias los pares madre-cría tuvieron una proporción similar de reacciones neutras y evasivas (Fig. 5.6). A distancias menores (≤ 50 m), la reacción dependió del tipo de maniobra y el tipo de grupo sobre el que se realizó el avistamiento. A esta distancia, se observó una disminución de la reacción neutral y un aumento de la reacción de aproximación, asociada con las maniobras de aproximación pasivas y particularmente en individuos solitarios y grupos sociales no reproductivos (Fig. 5.6). En el caso de los grupos de cópula, el patrón de reacciones fue muy diferente al de los otros grupos, con una dominancia de la reacción neutral para todos los tipos de maniobras y en ambas categorías de distancias.

Tabla 5.3. Resumen de la selección de los modelos utilizados para evaluar el efecto de las variables seleccionadas en la reacción de la BFA. Se proporcionan el modelo nulo, el modelo global y los modelos con soporte sólido. Los modelos se enumeran en orden decreciente de importancia.

Modelo	Variables	$\Delta QAICc$	w_i
1	DST GRP MNB RCC DST:MNB DST:RCC GRP:RCC MNB:RCC	---	0.737
2	DST GRP MNB RCC DST:MNB GRP:RCC MNB:RCC	2.13	0.255
Global	Todas las variables, todas las interacciones	19.42	0.000
Nulo	---	235.64	0.000

* DST= distancia entre la embarcación y las ballenas (distante o cerca), GRP= tipo de grupo (individuo solitario, madre-cría, grupo de cópula, grupo social no reproductivo), MNB= maniobra (directa, tangencial, derivar con el motor neutro, derivar con el motor apagado), RCC= reacción de la ballena (neutral, aproximación, evasión)

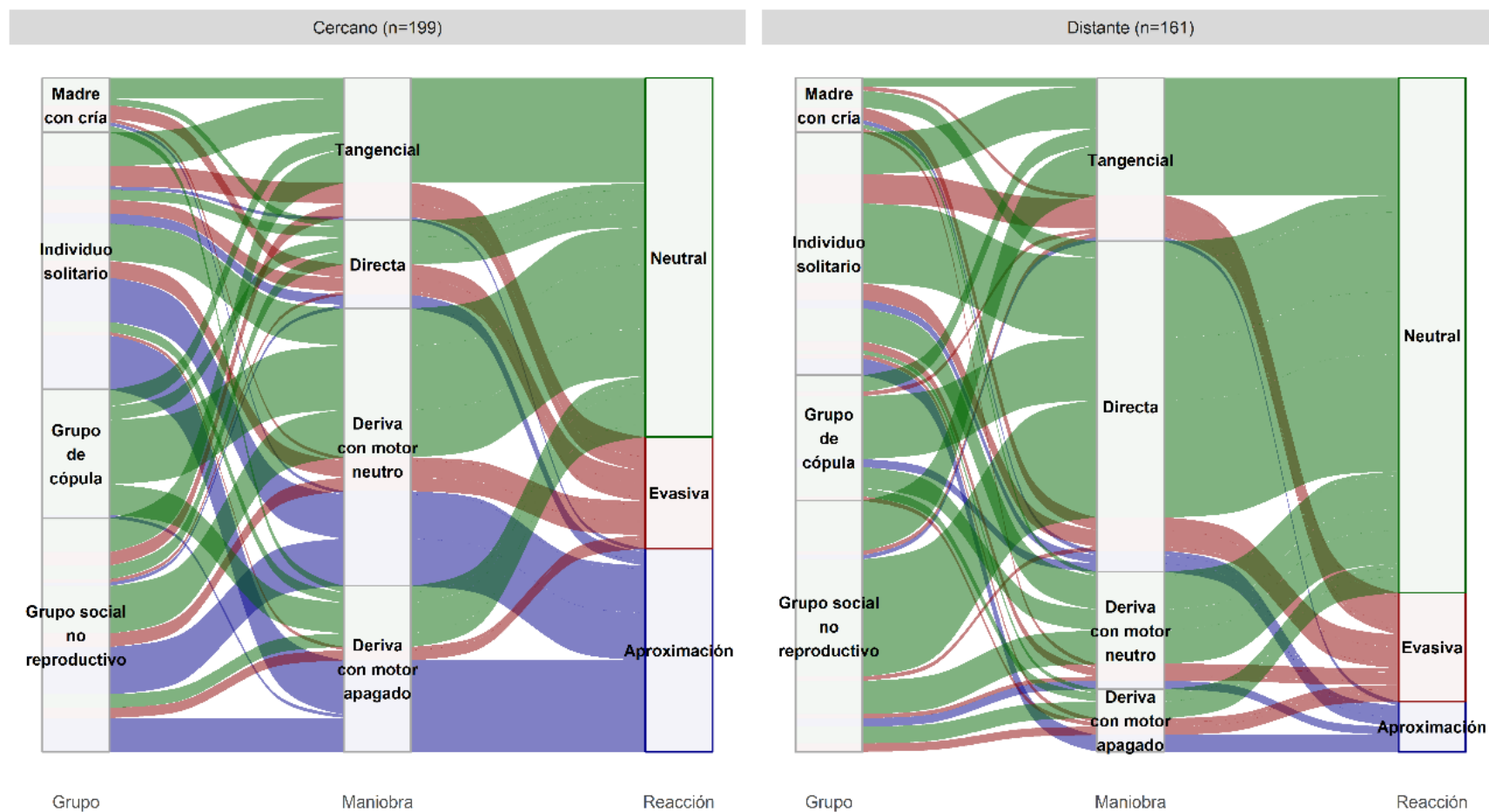


Figura 5.6. Diagrama aluvial (Wickham 2009, Brunson 2017) que muestra las relaciones entre la reacción de las ballenas de diferentes tipos de grupo de BFA en relación con la maniobra de la embarcación y la distancia de ellos. Los bloques representan la proporción de categorías para cada variable, y los campos de flujo entre los bloques representan la proporción de avistamientos correspondientes a cada categoría a través de todas las variables. Los campos de la corriente están codificados por colores de acuerdo con el tipo de reacción de la ballena (verde = neutral, rojo = evasiva, azul = acercamiento).

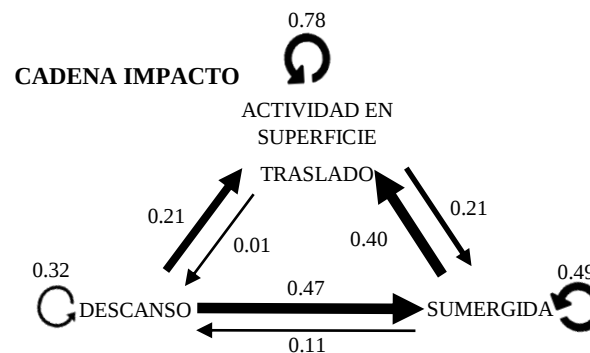
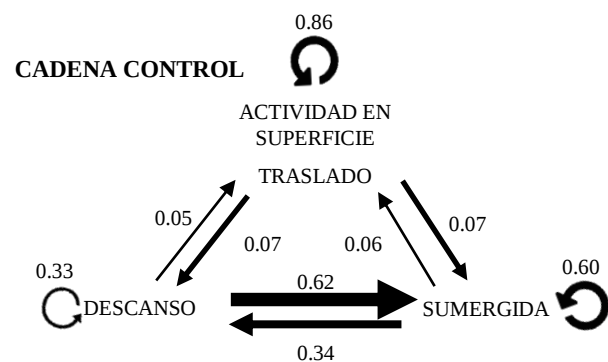
Patrones de comportamiento en presencia/ausencia de embarcaciones turísticas

Desde agosto de 2014 a septiembre de 2018, un total de 272 grupos independientes de ballenas fueron monitoreados (35 grupos desde la embarcación independiente y 237 grupos desde embarcaciones turísticas) (Tabla 5.4). El tiempo medio de observación por grupo desde la embarcación de investigación fue de $28,8 \text{ min} \pm 4,12 \text{ min}$ (rango = 6 - 126 min, $n = 35$), y $13,97 \text{ min} \pm 0,65 \text{ min}$ (rango = 6 - 81 min, $n = 237$) desde las embarcaciones turísticas. En total se registraron 1436 transiciones de comportamiento, de las cuales 336 y 1100 fueron transiciones control e impacto, respectivamente. Las probabilidades de transición (matriz P) fueron estimadas a partir de las transiciones comportamentales registradas para cada tipo de grupo en los escenarios control e impacto respectivamente (Fig. 5.7). La estabilidad de la matriz de transición control P a través de los años no pudo ser evaluada debido al pequeño tamaño muestral en el escenario control para cada tipo de grupo y a la falta de representatividad de todos los tipos de grupos monitoreados en este escenario a través de los años (2014 -2018).

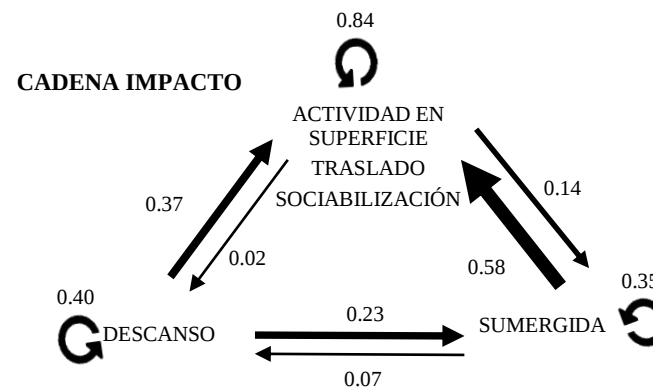
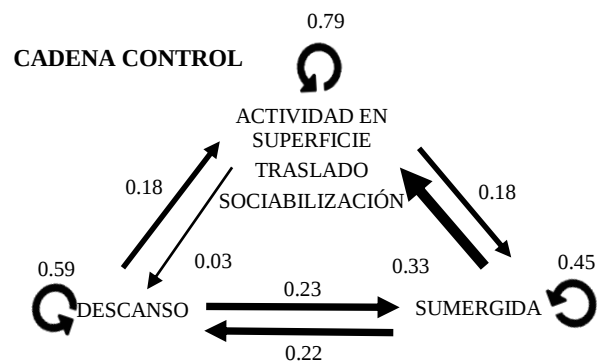
Tabla 5.4. Número de seguimientos y transiciones comportamentales relevadas para cada tipo de grupo.

Tipo de grupo	Número de seguimientos		Número de transiciones	
	Control	Impacto	Control	Impacto
Individuo solitario	11	97	81	429
Grupo social no reproductivo	9	86	116	394
Grupo de cópula	15	54	139	277
Total	35	237	336	1100

A. INDIVIDUO SOLITARIO



B. GRUPO SOCIAL NO REPRODUCTIVO



C. GRUPO DE CÓPULA

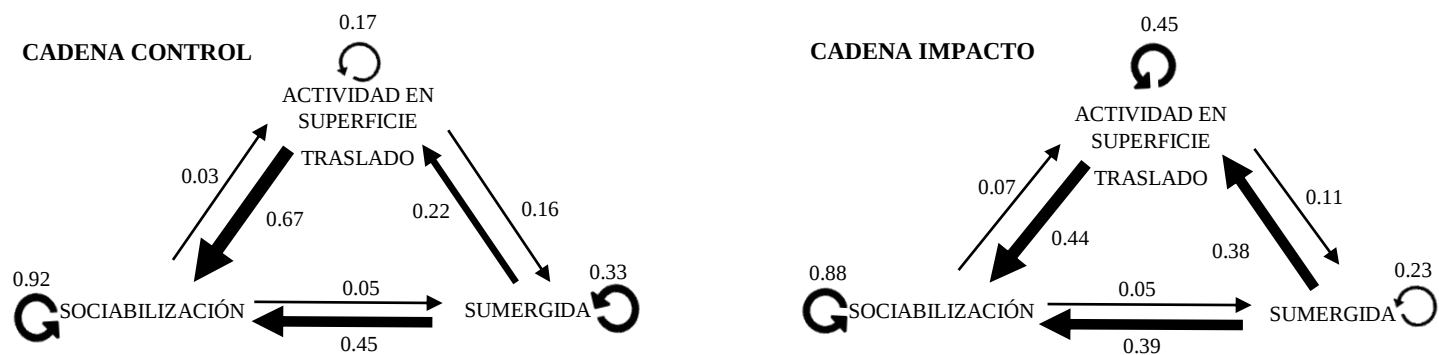


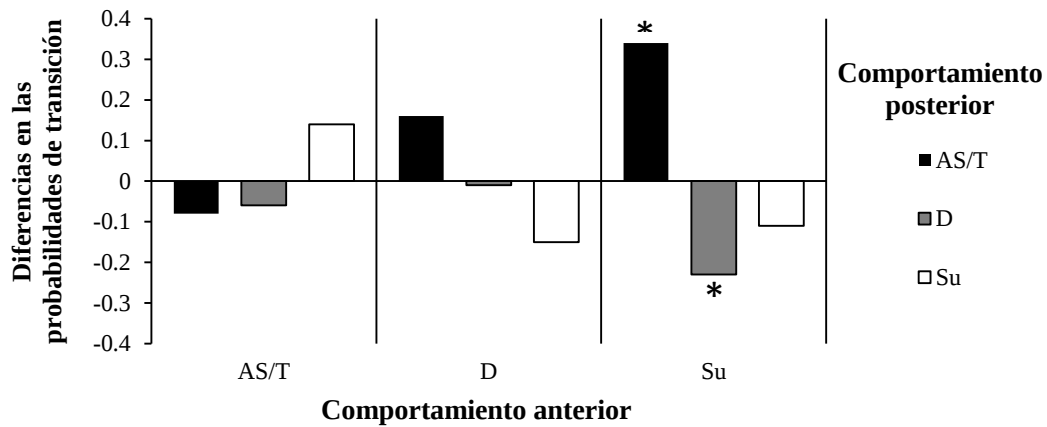
Figura 5.7. Probabilidades de transición (matriz P) en las cadenas control (izquierda) e impacto (derecha), para cada tipo de grupo: A) individuo solitario, B) grupo social no reproductivo, C) grupo de cópula. Los estados comportamentales se encuentran definidos en la Tabla 5.1 y su agrupamiento se encuentra en la Tabla 5.2. Los valores indican las probabilidades de transición y el grosor de las flechas representan estos valores.

Probabilidades de transición

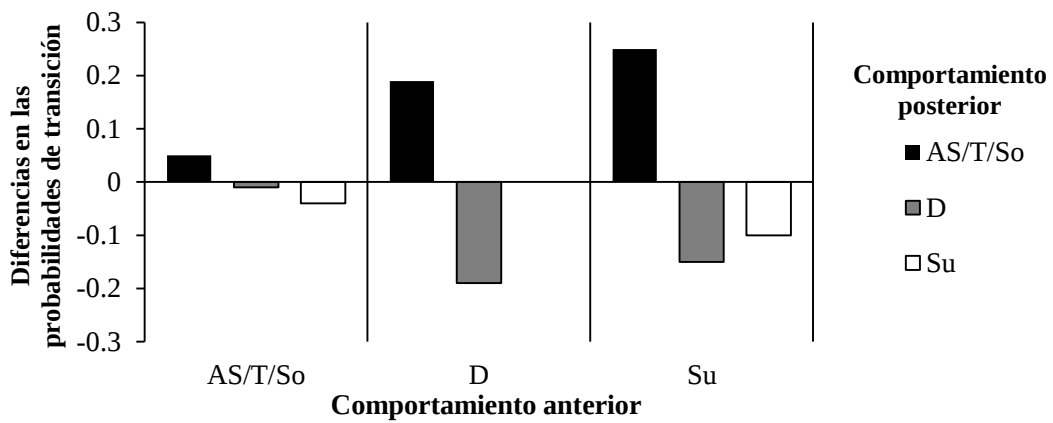
La interacción con embarcaciones turísticas provocó cambios significativos en la probabilidad de transición entre comportamientos únicamente en los individuos solitarios (Fig 5.8). En este tipo de grupo, dos transiciones mostraron diferencias significativas cuando las embarcaciones turísticas se encontraban presentes (Fig 5.8A): la transición de $S \rightarrow AS-T$ se incrementa (Z score = 3,30, $p = 0,0009$), mientras que la transición de $S \rightarrow D$ disminuye (Z score = 3,66, $p = 0,006$) (ver Tabla 5.1 para las abreviaciones en letra de los estados comportamentales). La magnitud de la diferencia en la probabilidad de transición no fue homogénea para ambas transiciones. Particularmente, cuando una embarcación turística se encontró presente la probabilidad de que la ballena deje de estar sumergida para comenzar a trasladarse o realizar actividad en superficie fue 6 veces mayor ($S \rightarrow AS-T$: 6% $\rightarrow$ 40%), mientras que la probabilidad de que la ballena comience a descansar luego de estar sumergida fue 3 veces menor ($S \rightarrow D$: 34% $\rightarrow$ 11%). Por otro lado, la probabilidad de que la ballena deje de descansar y comience a realizar alguna actividad de mayor costo energético (T o AS) se cuadruplicó; sin embargo, este incremento no fue significativo (Z score = 1,28, $p = 0,19$).

En el caso de los grupos sociales no reproductivos las transiciones de todos los comportamientos hacia alguna actividad de mayor costo energético (T , AS , S) aumentaron, mientras que las transiciones hacia el descanso disminuyeron; sin embargo, estos cambios no fueron significativos (Fig. 5.8B). Por último, en los grupos de cópula las transiciones de todos los comportamientos hacia la sociabilización mostraron una disminución no significativa, mientras que las transiciones de todos los comportamientos hacia el traslado o la actividad en superficie aumentaron, nuevamente de manera no significativa (Fig. 5.8C).

A. INDIVIDUO SOLITARIO



B. GRUPO SOCIAL NO REPRODUCTIVO



C. GRUPO DE CÓPULA

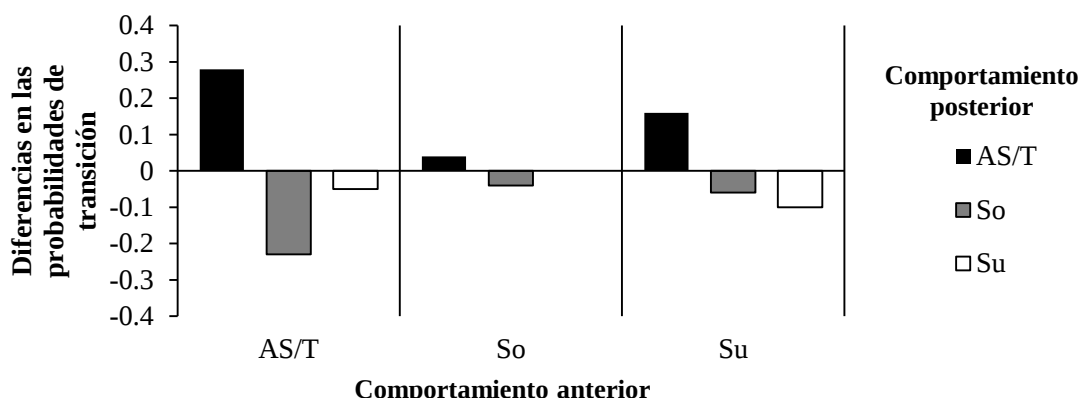


Figura 5.8. Efecto de la interacción con embarcaciones turísticas en las probabilidades de transición de los distintos grupos de ballenas: A) individuo solitario, B) grupo social no reproductivo, C) grupo de cópula. Valores positivos indican un incremento en la probabilidad de transición cuando la embarcación turística se encuentra presente y valores negativos indican una disminución de las mismas. Las diferencias significativas ($p < 0.05$) fueron marcadas con un asterisco (*). Los estados comportamentales y sus abreviaciones se definen en la Tabla 5.1.

Presupuesto de tiempo y tiempo de recurrencia

El tiempo que las ballenas invirtieron en cada comportamiento se vio significativamente afectado por la presencia de embarcaciones turísticas en todos los tipos de grupo (Tabla 5.5). Particularmente, los individuos solitarios en presencia de embarcaciones turísticas invirtieron más tiempo en realizar actividades de alto costo energético como traslado o actividad en superficie (Z-test, $p < 0,0001$), en detrimento del tiempo de descanso (Z-test, $p < 0,0001$) y el tiempo de sumersión (Z-test, $p < 0,05$). Por otro lado, el tiempo para retornar al descanso o sumergirse se extendió en la cadena impacto, de 11 a 50 minutos y de 6 a 9 minutos, respectivamente (Tabla 5.5). Contrariamente, la cantidad de tiempo necesaria para retornar al comportamiento traslado o actividad en superficie disminuyó de 10 a 4 minutos.

En el caso de los grupos sociales no reproductivos se observó un patrón similar al de los individuos solitarios, con una disminución del tiempo invertido en descanso (Z-test, $p < 0,0001$) asociado a un incremento en el tiempo de invertido en actividades de mayor costo energético como el traslado, la actividad en superficie o la sociabilización (Z-test, $p < 0,0001$) (Tabla 5.5). Con respecto a los tiempos de recurrencia, nuevamente se observó el patrón descrito anteriormente para los individuos solitarios; el tiempo para retornar al descanso o sumergirse se extendió en la cadena impacto, de 16 a 60 minutos y de 11 a 16 minutos, respectivamente. Contrariamente, el tiempo necesario para retornar al comportamiento traslado o actividad en superficie fue menor, disminuyendo de 5 a 4 minutos.

Por último, en los grupos de cópula, en ambos escenarios (control e impacto), las ballenas dedicaron la mayor parte de su tiempo a sociabilizar. Sin embargo, en presencia de embarcaciones turísticas el tiempo invertido en este comportamiento disminuyó (Z-test, $p < 0,05$), mientras que el tiempo dedicado a trasladarse o realizar actividad en superficie aumentó (Z-test, $p < 0,001$). En este grupo, el tiempo para retornar al traslado o la actividad en superficie en presencia de embarcaciones turísticas disminuyó de 60 a 20 minutos, mientras que la cantidad de tiempo necesaria para retornar al comportamiento sumergida aumentó de 37 a 43 minutos.

Tabla 5.5. *Eubalaena australis*. Presupuesto de tiempo y tiempo de recurrencia (tiempo que se demora en volver a una actividad una vez que la misma fue interrumpida) de los comportamientos en los escenarios control e impacto. Las flechas indican la dirección del efecto de la presencia de embarcaciones turísticas, con flechas hacia arriba y hacia abajo que indican el aumento o la disminución del tiempo (min) que necesitan las ballenas para volver a un estado comportamental específico en ambos escenarios. Los estados comportamentales se definen en la Tabla 5.1

Tipo de grupo	Comportamiento	Presupuesto de tiempo (%)			Tiempo de recurrencia (min)		
		Control	Impacto	Z-test	Control	Impacto	Control-Impacto
Individuo solitario	AS/T	29	63	5,55; $p<0,0001$	10,34	4,76	↓5,58
	D	26	6	5,50; $p<0,0001$	11,54	50	↑38,46
	Su	45	31	2,32; $p<0,05$	6,67	9,68	↑3,01
Grupo social no reproductivo	AS/T/So	56	77	4,32; $p<0,0001$	5,35	3,89	↓1,46
	D	18	5	4,35; $p<0,0001$	16,67	60	↑43,33
	Su	26	18	1,77; $p>0,05$	11,54	16,67	↑5,13
Grupo de cópula	AS/T	5	15	3,85; $p<0,001$	60	20	↓40
	So	87	78	2,07; $p<0,05$	3,45	3,85	↑0,4
	Su	8	7	0,17; $p>0,05$	37,5	42,86	↑5,36

Discusión

Reacción de las ballenas frente a las distintas maniobras

La reacción de las BFA frente a las embarcaciones turísticas dependió de la distancia de la embarcación, el tipo de maniobra utilizada para la aproximación y el tipo de grupo sobre el que se realizó el avistamiento. Cuando la embarcación se mantuvo alejada, la mayoría de las reacciones de las ballenas fueron neutrales, independientemente de la maniobra de aproximación utilizada y del tipo de grupo. Sin embargo, cuando la embarcación se encontró a una distancia más cercana (es decir, 50 m o menos), la reacción dependió del tipo de maniobra, con más reacciones evasivas para maniobras activas (motores encendidos) y más reacciones de acercamiento al bote para maniobras pasivas (motores apagados o neutros). Por lo tanto, el estado del motor podría alterar el comportamiento de la BFA y modificar su reacción. Resultados similares fueron reportados para esta especie en Península Valdés (Argüelles *et al.* 2016). Este tipo de reacción evasiva frente la embarcación turística con el motor encendido también se registró en otras especies de ballenas como las ballenas azules (Gendron & Busquets Vass 2016) y las ballenas jorobadas (Stamation *et al.* 2010). Investigaciones sobre varias especies de cetáceos, como las orcas (Erbe 2002, Foote *et al.* 2004), las belugas (Lesage *et al.* 1999), los delfines nariz de botella (Scarpaci *et al.* 2000), las ballenas piloto (Jensen

et al. 2009) y los delfines rosados (Van Parijs & Corkeron 2001) también reportaron que el ruido del motor puede alterar el comportamiento acústico y obstruir las comunicaciones entre los individuos. En este estudio, si bien se observaron más reacciones evasivas con los motores encendidos, en algunas oportunidades las BFA parecieron ser atraídas por la presencia de la embarcación cuando la misma poseía los motores encendidos. En estos casos las ballenas se acercaron por la popa a la embarcación y se mantenían en ese lugar (Fig. 5.9).



Figura 5.9. Individuo solitario acercándose a la embarcación por la popa en la zona donde se encuentra motor de la embarcación encendido.

El presente estudio sugiere que cuando la embarcación se encuentra a distancias mayores 50 metros, se pueden utilizar maniobras de aproximación tanto pasivas como activas, mientras que a distancias menores las maniobras pasivas son más apropiadas para acercarse a las ballenas (Fig. 5.10). En el Área Natural Protegida Bahía San Antonio, por razones de seguridad, la regulación prohíbe mantener los motores apagados durante la interacción. Sin embargo, teniendo en cuenta los resultados obtenidos en este trabajo, sería conveniente modificar la regulación para permitir el desarrollo de los avistamientos con el motor apagado, siempre que ello no comprometa la seguridad de los pasajeros.

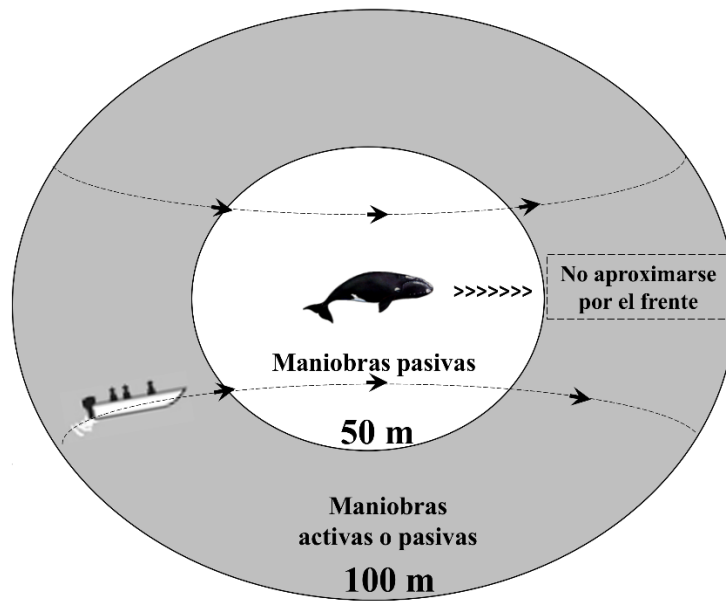


Figura 5.10. Maniobras recomendadas para acercarse a las ballenas en función de la distancia entre la embarcación y la ballena.

Considerando la sensibilidad de los distintos tipos de grupo a la presencia de embarcaciones turísticas, se observó que las madres con cría fueron el grupo con más reacciones evasivas. Respuestas similares fueron reportadas para la BFA en Península Valdés (Argüelles *et al.* 2016) y para otras especies como la ballena jorobada, siendo las madres con cría más sensibles a la presencia de embarcaciones que las ballenas sin crías (Stamation *et al.* 2010). Particularmente, en el caso de la BFA, es importante considerar que la lactancia no ocurre a un ritmo constante a través del desarrollo de la cría (Thomas & Taber 1984), por lo que, si se pierden oportunidades de lactancia debido al desplazamiento inducido por embarcaciones turísticas se produciría una pérdida de energía que no será fácil de compensar posteriormente (Lusseau 2014). Por lo tanto, teniendo en cuenta que en sus áreas de crianza tanto la madre como la cría tienen una gran demanda energética (Christiansen *et al.* 2018), y considerando las reacciones observadas en este tipo de grupo, se puede concluir que las madres con cría son el grupo menos apropiado para realizar el avistamiento. En el caso de los grupos de cópula, las ballenas se encuentran centradas en sus actividades reproductivas y generalmente mostraron una reacción neutral. Esta también fue la reacción más común de los grupos de cópula a las embarcaciones turísticas en Península Valdés, independientemente de la maniobra realizada (Argüelles *et al.* 2016). Aunque la actividad de avistamiento de ballenas no se realizó principalmente sobre grupos de cópula y en la mayoría de los avistamientos su reacción fue neutral la interacción debería realizarse siempre guardando una prudencial

distancia. Esta distancia debe mantenerse tanto para evitar interferir en la actividad del grupo, por ejemplo, generando disturbios sobre los eventos de apareamiento que podrían afectar el proceso reproductivo, así como también por razones de seguridad de la embarcación y los pasajeros. Finalmente, los individuos solitarios y los grupos sociales no reproductivos fueron los menos afectados por la presencia de las embarcaciones turísticas, siendo los grupos con mayor reacción de aproximación, lo que facilitó el proceso de observación sobre ellos. Por lo tanto, los resultados de este estudio respaldan la regulación actual que establece que los avistamientos deben realizarse preferentemente en individuos solitarios, grupos sociales no reproductivos y, en menor medida, en grupos de cópula y pares madre-cría.

El presente estudio no solo ha permitido mejorar el conocimiento sobre el estado de conservación y la ecología de la BFA en el norte de la Patagonia en un contexto de expansión poblacional y reocupación de antiguas áreas, sino que también han aportado información relevante que ya está siendo utilizada para mejorar la regulación del turismo de avistamientos en Río Negro. Cabe señalar que las normativas con las que inicialmente se reguló la actividad en Río Negro fueron en términos generales asimiladas de las existentes en Chubut para el manejo del turismo de avistamientos en Península Valdés. Las reglamentaciones de avistamiento de ballenas siempre deben ser específicas de especies y lugares y, si bien en la etapa inicial de la actividad se deben tomar como referencia otras experiencias de gestión, no es recomendable replicar las mismas sin considerar la realidad local (Coscarella *et al.* 2003). Entonces, el objetivo de este estudio es proveer información para construir regulaciones más realistas y adecuadas a las condiciones locales. Por ejemplo, las regulaciones impuestas durante los primeros años de la etapa de prueba de la actividad (2012 a 2014) prohibieron a los patrones de las embarcaciones realizar avistamientos sobre madres con cría y grupos de cópula. Esta directriz fue una de las más conflictivas y difíciles de cumplir por parte de los operadores turísticos, ya que desde principios de octubre hasta el final de la temporada el número total de ballenas en el área disminuye y la mayoría de los grupos que se pueden encontrar son madres con cría (capítulo 2). Por lo tanto, si las operaciones continúan durante octubre, la actividad debe llevarse a cabo sobre estos grupos. Una situación similar ocurre hacia fines de agosto, cuando hay una gran abundancia relativa de grupos de cópula en el área (capítulo 2). Sin embargo, los resultados de esta tesis indicaron que la mayoría de las interacciones ocurrieron sobre individuos solitarios y grupos sociales no reproductivos

(capítulo 4). Cuando las interacciones deben realizarse sobre pares madre-cría y grupos de cópula, las reacciones evasivas por parte de los animales se reducen significativamente si las maniobras de acercamiento se realizan de manera apropiada y, ante la primera reacción evasiva de los animales, se abandona la interacción. Estos resultados fueron considerados por la autoridad de regulación de la actividad y desde el 2015 la directriz que regula las maniobras de aproximación avistamiento fue modificada para permitir el avistamiento de estos tipos de grupo bajo la condición de usar maniobras apropiadas. Por lo tanto, los resultados de este estudio tienen implicaciones directas en el manejo de las actividades de avistamiento a partir de la reformulación de las regulaciones operacionales basada en estudios científicos. Estos estudios deben continuar bajo la forma de un programa de monitoreo en el marco del plan de manejo, dirigidos a evaluar la abundancia, tendencia y estructura poblacional, como así también para detectar posibles cambios en los aspectos ecológicos y en el patrón de comportamiento frente a las embarcaciones.

Patrones de comportamiento en presencia/ausencia de embarcaciones turísticas

Este es el primer estudio que evalúa los cambios en el comportamiento de la BFA producidos por la interacción con embarcaciones turísticas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio. La interacción con embarcaciones turísticas tuvo efectos significativos en el comportamiento de las ballenas en comparación con la conducta de los animales en ausencia de las mismas. El tipo de grupo fue un factor determinante en la respuesta conductual de las ballenas frente a las embarcaciones turísticas. La proporción de tiempo que las ballenas invirtieron en los distintos estados comportamentales fue alterada durante la interacción con la embarcación turística en todos los tipos de grupo estudiados, en tanto la magnitud del cambio dependió de la composición del grupo. En general, en presencia de embarcaciones turísticas, las ballenas disminuyeron la proporción de tiempo invertido en descanso y sociabilización y aumentaron el tiempo de traslado y actividad en superficie. Además, bajo la condición de interacción con las embarcaciones se observó un aumento en el tiempo necesario para retomar la actividad de descanso una vez que la misma fue interrumpida, mientras que el tiempo de recurrencia del traslado y la actividad en superficie disminuyó. Si bien estos cambios no se reflejan en cambios en las probabilidades de transición de todos los tipos de grupo necesario considerar que debido a la insuficiente cantidad de datos en la condición control, la magnitud de los cambios puede estar subestimada. Por esta razón, estos resultados deben

ser interpretados con precaución y deben considerarse un punto de partida de una serie de datos que debe ser ampliada en los próximos años.

Estudios previos en Argentina describieron cambios conductuales debido a una interacción con buzos similares a los reportados en este estudio. Particularmente, Lundquist *et al.* (2012) reportaron que las ballenas disminuían el tiempo de descanso y sociabilización y aumentaban el tiempo de traslado cuando una embarcación con buzos en el agua se encontraba presente en Península Valdés. Efectos a corto plazo asociados a la interacción con embarcaciones han sido reportados en otras especies de cetáceos; por ejemplo, Lusseau (2003) reportó una reducción de tiempo de sociabilización y descanso de los delfines nariz de botella *Tursiops truncatus*, Stockin *et al.* (2008) describieron una reducción de tiempo de descanso y forrajeo en los delfines comunes *Delphinus delphis*, y Dans *et al.* (2008) reportaron una disminución del tiempo de alimentación y sociabilización de los delfines oscuros *Lagenorhynchus obscurus* cuando una embarcación turística se encontraba presente.

Si bien en el presente estudio se evalúan los efectos a corto plazo, la evaluación del potencial impacto producido por la actividad turística de avistamiento de ballenas debe considerar los efectos en el balance energético, ya que efectos a corto plazo pueden llevar a efectos a largo plazo si los animales no pueden compensar la pérdida de energía producida por la interacción con las embarcaciones (Bejder *et al.* 2006). En el caso de la BFA se ha reportado que luego de la interacción con embarcaciones y buzos el tiempo invertido en el traslado fue menor que el tiempo invertido en este comportamiento antes de la interacción (Lundquist *et al.* 2012). Esto podría indicar que las BFA modifican su comportamiento luego de la interacción para compensar la energía perdida durante la interacción, disminuyendo el tiempo invertido en actividades de alto costo energético como el traslado. En el presente estudio, el costo energético no fue evaluado, sin embargo, la disminución del tiempo invertido en el descanso y el aumento de la proporción de tiempo en traslado o de actividad en superficie sugiere un aumento en el gasto energético de los individuos solitarios y los grupos sociales no reproductivos durante la interacción.

En cuanto a la composición de grupos, el análisis de transición utilizando las cadenas de Markov solo mostró cambios significativos en las probabilidades de transición de los individuos solitarios, siendo más probable que la ballena deje de estar sumergida y comience a trasladarse o realizar actividades en superficie y menos probable que

comience a descansar cuando una embarcación turística se encuentra presente. En un escenario control, los individuos solitarios pasaron casi la mitad del tiempo sumergidos, y tendieron a comenzar a descansar luego de estar sumergidos y viceversa. En algunas oportunidades, los individuos solitarios fueron atraídos hacia grupos de cópula o grupos sociales no reproductivos. Este comportamiento ya ha sido descrito para individuos solitarios en Península Valdés (Payne 1986, Kraus & Hatch 2001). Bajo la hipótesis de recolonización asociada a un proceso denso-dependiente (Crespo *et al.* 2018), la mayoría de estos individuos solitarios podrían ser machos juveniles que sociabilizan con otras ballenas y aprenden comportamientos relevantes para su vida adulta (Sironi 2004). Si bien los individuos solitarios mostraron en su mayoría reacciones de aproximación o neutrales frente a las embarcaciones turísticas, es importante considerar que si la actividad turística ocurre en una alta frecuencia podría afectar negativamente a las ballenas que se encuentran en una etapa crítica asociada a la reproducción.

En el caso de los grupos de cópula el comportamiento dominante fue la sociabilización tanto en el escenario control como el impacto. Sin embargo, en presencia de embarcaciones turísticas, el tiempo invertido en la actividad en superficie o traslado, aumentó en detrimento del tiempo de sociabilización. El aumento de estos comportamientos estuvo asociado a eventos de ruptura del grupo, en donde las ballenas se separaron temporalmente y luego se volvieron a unir o se unieron a otro grupo durante el avistamiento. Esta dinámica fluida dentro de los grupos ha sido descrita anteriormente en grupos de cópula de BFA en Sudáfrica (Best *et al.* 2003), así como también para la ballena franca del norte *Eubalaena glacialis* en el Golfo de Maine (Parks *et al.* 2007). Tanto en Sudáfrica como en el Golfo de Maine se reportó que, en presencia de una embarcación de investigación, las ballenas se unían y abandonaban el grupo y los niveles de actividad del grupo aumentaban y disminuían provocando eventos de fragmentación y unión. En Argentina, Lundquist *et al.* (2012) reportaron eventos de ruptura de grupos de cópula únicamente en una condición de estrés (presencia de embarcaciones turísticas) en Península Valdés; a diferencia de estos autores, en el presente estudio estos eventos también se observaron en el escenario control. Por lo tanto, es necesario evaluar la frecuencia de ruptura de estos grupos en presencia/ausencia de embarcaciones turísticas para conocer el potencial impacto que podría tener la actividad. Los grupos de cópula son fácilmente identificables por los operadores dado el despliegue de actividades que se observa en el agua, y desde el punto de vista de un operador turístico este tipo de grupo

es uno de los “mejores” para observar por el atractivo que representa para el turista (Fig. 5.11). Sin embargo, como se mencionó anteriormente, la actividad de avistamiento sobre este tipo de grupo debe realizarse con precaución habida cuenta de su particular e impredecible despliegue de movimientos, en tanto la interacción con las embarcaciones de turismo debe ser estudiada en mayor profundidad.



Figura 5.11. Grupo de cópula. Se puede observar el gran despliegue de movimientos realizados por estos grupos

Por último, los grupos sociales no reproductivos en ausencia de embarcaciones turísticas invirtieron la mayor parte de su tiempo en actividades de sociabilización, traslado y actividad en superficie. Durante la interacción con las embarcaciones el tiempo invertido en estos comportamientos aumentó en detrimento del tiempo de descanso y de sumersión. En varias ocasiones, tanto en condiciones control como durante las interacciones, se observó la unión de ballenas a los grupos sociales no reproductivos desencadenando luego la conformación de un grupo de cópula. Por otro lado, también se registraron casos en los que los grupos de cópula se disolvieron y se conformaron grupos sociales no reproductivos. Las mismas modificaciones y conformaciones de nuevos grupos han sido descriptas para las BFA de Sudáfrica (Best *et al.* 2003), en donde se propuso que estos grupos podrían tratarse de juveniles que inician su etapa de sociabilización y se reúnen para sesiones de prácticas de apareamiento como parte de un aprendizaje. Este tipo de grupo ha sido descripto también para la ballena franca del norte y además se han reportado fuera de la temporada reproductiva (Kraus & Hatch 2001, Parks *et al.* 2007). Para comprender las interacciones que ocurren en estos tipos de grupo Parks *et al.* (2007) evaluaron la composición de los mismos, determinando el sexo y la clase de edad. Como resultado de su estudio reportaron casos de grupos sociales no

reproductivos que se encontraban conformados por animales del mismo sexo, por ballenas sexualmente inmaduras o por una o más hembras preñadas. Por estas razones, estos autores propusieron que la observación de sociabilización entre 2 o más ballenas no es necesariamente un comportamiento asociado a la reproducción, y que estos comportamientos pueden estar enmascarando interacciones sociales complejas. Entre las potenciales funciones de estos grupos se proponen la vinculación social, el juego o la práctica de conductas de apareamiento previas a la madurez sexual, las que aumentarían las chances de concretar cópulas en futuras situaciones de apareamiento. La frecuente presencia de juveniles en estos tipos de grupos apoya la hipótesis de que los mismos podrían funcionar como prácticas para desarrollar habilidades sociales y se encuentran asociados a juegos (Parks *et al.* 2007). En relación a la actividad turística, este tipo de grupo fue el segundo más avistado por las embarcaciones de avistamiento y su reacción frente a las embarcaciones fue similar a lo observada en los individuos solitarios, mostrando en su mayoría reacciones de aproximación o permaneciendo neutrales. Considerando el aumento de las actividades de alto costo energético como el traslado la sociabilización y la actividad en superficie en presencia de embarcaciones turísticas, y teniendo en cuenta que la relación entre las ballenas que conforman estos grupos es aún poco comprendida, los avistamientos sobre estos grupos debieran realizarse con cierta precaución, utilizando las maniobras de aproximación recomendadas y abandonando el grupo frente a una reacción evasiva. Es necesario enfocar futuros estudios que ayuden a entender las interacciones sociales que ocurren en estos grupos en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio, para obtener con mayor claridad una medida del potencial impacto de la actividad sobre los mismos.

En el presente capítulo se evidenciaron cambios a corto plazo en el comportamiento de las ballenas francas en presencia de embarcaciones turísticas. Sin embargo, no se podría suponer que la actividad genere aún un impacto negativo a largo plazo (New *et al.* 2013, Christiansen *et al.* 2015). Por lo tanto, como se mencionó anteriormente, deben ampliarse los estudios en el área para conocer el impacto acumulado de la actividad y su potencial efecto. De esta manera, conocer el tiempo de exposición de las ballenas a las embarcaciones turísticas permitiría hacer inferencias sobre el grado del impacto que genera la actividad. Además de las embarcaciones turísticas, en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio las ballenas se encuentran expuestas a otros estresores antropogénicos como el tráfico de embarcaciones pesqueras y la

contaminación. La exposición a estos factores determina la necesidad de continuar con estudios que permitan comprender el impacto acumulativo generado por los mismos, ya que se ha sugerido que el estrés acumulativo producido por múltiples fuentes de disturbio podría reducir el *fitness* individual (Baker & Herman 1989, Moberg 2000).

El potencial efecto de la modificación del tiempo que las ballenas permanecen sumergidas debido de la interacción con la embarcación también debe ser estudiado en mayor detalle. La dificultad en la interpretación de estas modificaciones se asocia al desconocimiento de la actividad que realiza la ballena cuando se encuentra sumergida. La plataforma de observación utilizada (embarcación) limita la observación del comportamiento a una perspectiva casi exclusivamente superficial del hábitat. Los avances tecnológicos, y particularmente la aparición de los drones, han permitido ampliar los estudios comportamentales en cetáceos (Torres *et al.* 2018), obteniendo una perspectiva desde otros ángulos del comportamiento (Fig. 5.12). Un estudio reciente, ha reportado la ampliación del conocimiento sobre el comportamiento de las ballenas grises *Eschrichtius robustus* en Oregon, Estados Unidos, gracias a la utilización de drones en su investigación (Torres *et al.* 2018). La incorporación de esta herramienta triplicó el tiempo de visibilidad de las ballenas grises (en superficie o visiblemente sumergidas) en comparación con las observaciones realizadas desde embarcaciones. Como resultado de este cambio en el tiempo de observación, se describieron nuevos comportamientos y se reportó que los presupuestos de tiempo estimados anteriormente para los comportamientos de las ballenas grises se encontraban subestimados. Por lo tanto, todos los tiempos asociados a comportamientos descritos en este capítulo podrían encontrarse subestimados. Es necesario ampliar el estudio del comportamiento de las BFA en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio incorporando nueva tecnología que permita dilucidar con mayor detalle las respuestas comportamentales de las ballenas frente a las embarcaciones turísticas.



Figura 5.12. Fotografía tomada por un turista con un dron durante una excursión de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio en agosto de 2018.

A modo precautorio, hasta que se amplíen los estudios de impacto mencionados anteriormente, se recomienda utilizar siempre maniobras de aproximación pasivas cuando la embarcación se encuentra en las proximidades de las ballenas (50 m o menos) para así disminuir los cambios comportamentales asociados a la presencia e embarcaciones turísticas. Por otro lado, se recomienda reforzar los talleres que se realizan con cursos de capacitación para estimular a los operadores a utilizar conductas responsables durante los avistamientos.

El presente capítulo muestra la importancia de que las regulaciones de las operaciones de avistamiento sean específicas para cada lugar y se basen en estudios científicos que acompañen el desarrollo de la actividad desde sus inicios. Es necesario considerar que, en Argentina, la actividad de avistamiento de ballenas tiene lugar en un sistema dinámico donde ocurren cambios biológicos que hacen que ciertas reglas sean impracticables (Chalcobsky *et al.* 2017), especialmente en una situación de incremento poblacional, por lo tanto, implementar una gestión adaptativa es absolutamente necesario. Este es el caso del Área Natural Protegida Bahía San Antonio, donde se adoptó un enfoque experimental y un esquema de gestión adaptativa para minimizar los potenciales impactos negativos de la actividad de avistamiento de ballenas, que no solo tendrían un impacto perjudicial en la población de BFA sino que también podrían amenazar la sustentabilidad de esta nueva actividad de turismo en sí misma. Continuar con estos estudios para recopilar una serie de datos a largo plazo permitirá apoyar la toma de

decisiones relacionadas con el desarrollo del turismo y la conservación de esta especie en un contexto de crecimiento demográfico y reocupación de antiguas áreas de cría y reproducción.

CAPÍTULO 6

Conclusiones, recomendaciones de manejo y perspectivas para futuras investigaciones



Foto: María Laura Muñoz

Conclusiones

La presente tesis ha producido avances en el conocimiento científico de la BFA en aspectos biológicos y ecológicos para los cuales existían escasos antecedentes previos. En tal sentido, se ha producido información original y relevante en relación a la ecología, el comportamiento, el uso de hábitat y el impacto de embarcaciones turísticas sobre las ballenas francas en un área geográfica para la cual no existían estudios de este tipo. Los resultados del trabajo han sido y son de transferencia inmediata a la administración ambiental provincial, encargada de velar por la conservación de la especie y regular el manejo del turismo de avistamiento de ballenas. En cuanto a los aportes novedosos, como resultado de esta tesis se obtuvo la primera estimación de la tasa de incremento poblacional para esta especie en el área de estudio del GSM, se caracterizó por primera vez el patrón de distribución espacial, tanto a escala local (provincia de Río Negro) como a escala regional (provincias de Río Negro y Chubut), y se realizaron los primeros estudios de evaluación de impacto del turismo de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio. El estudio integral de todos estos aspectos permitió establecer una línea de base a la cual referenciar los diferentes procesos poblacionales que puede atravesar la especie en un futuro y que permitirá delinear estrategias para prevenir impactos negativos asociados al desarrollo de la actividad turística de avistamiento.

A lo largo de esta tesis, se remarcó la importancia de llevar adelante estudios sitio-especie específicos que permitan responder interrogantes a nivel local, considerando los efectos particulares del hábitat y las condiciones ambientales. Este abordaje permitió encontrar diferencias con la principal área de reproducción de la especie, Península Valdés. En cuanto a los aspectos ecológicos, las principales diferencias estuvieron asociadas a la estructura social y distribución. Este último aspecto resulta clave para futuras investigaciones, ya que las metodologías que se utilizan para el estudio de las BFA en Península Valdés deben ser consideradas como marco referencial y adaptarlas a las condiciones particulares que se presentan en el GSM, particularmente en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio.

De esta tesis se derivan las siguientes conclusiones principales:

- Si bien no existe registros de cacería de BFA dentro del GSM, hay evidencias de presencia de BFA y barcos balleneros en la zona durante la época de la explotación comercial. Es necesario profundizar en la investigación histórica para reconstruir en panorama de la especie en el GSM durante aquella época.
- En el GSM, las BFA realizan un uso diferencial del área, concentrándose en la franja costera con excepción del sector adyacente a la Bahía San Antonio. Esta diferencia se encuentra asociada a las características geomorfológicas de la zona y a la amplitud de mareas a la que se encuentra expuesta. Considerando estos factores, la estimación de la abundancia mediante censos aéreos costeros podría subestimar el número de animales presentes en el área. Por lo tanto, es necesario complementar esta metodología con censos náuticos en el sector adyacente a la Bahía San Antonio.
- La distribución de las BFA en el GSM es agrupada y se modificó a lo largo del tiempo. Actualmente se concentran en la zona noroeste del GSM y particularmente en la zona de la Bahía San Antonio se congregan en el canal de acceso a la misma y la zona aledaña a los bancos de arena.
- La estructura social de los grupos de BFA en el GSM es diferente a la observada en Península Valdés, con una dominancia de ballenas sin cría. Por lo tanto, en la actualidad, el GSM es una zona importante para la sociabilización y no como una zona de “guardería”.
- La tendencia poblacional de la BFA en el GSM en los últimos años ha mostrado un valor positivo y se encuentra entre el 8% y 13%. Es necesario ampliar la base de datos para mejorar a futuro las estimaciones de la tasa de incremento poblacional.
- Las tasas de crecimiento estimadas para el GSM reflejan la inmigración y movimientos estacionales entre las distintas zonas reproductivas, siendo probablemente Península Valdés el principal “exportador” de ballenas.

- La tendencia poblacional positiva, el cambio en la distribución, la estructura social y los comportamientos observados en las BFA en el GSM, constituirían evidencias indirectas del proceso de regulación denso-dependiente que se ha planteado para el área de Península Valdés. Por lo tanto, la tasa de incremento poblacional positiva estaría asociada a la inmigración de ballenas desde los golfos Nuevo y San José, en los cuales la población habría alcanzado su capacidad de carga. Sin embargo, el aporte de ballenas desde otras áreas al GSM no debiera ser descartado.
- La actividad de avistamiento de ballenas se ha venido desarrollando de manera paulatina y regulada en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio.
- El Área Natural Protegida Bahía San Antonio aún no es un importante destino turístico para el avistamiento de ballenas en Argentina. Sin embargo, teniendo en cuenta la infraestructura disponible, la localización geográfica del área y el crecimiento a nivel mundial de esta industria se espera un incremento de la actividad en la localidad en los próximos años.
- La geomorfología y el régimen de mareas característicos del Área Natural Protegida Bahía San Antonio provoca que los avistamientos ocurran en un rango amplio de distribución. Por lo tanto, los mismos se registraron tanto en la franja costera como sectores externos a la misma, concentrándose en el canal de acceso a la bahía y la zona aledaña al Banco Lobos. Esta marcada variación ambiental le confiere un rasgo particular al hábitat de las ballenas que lo diferencia de los ambientes frecuentados por la especie en Península Valdés.
- En general, en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio la duración de los avistamientos fue similar a la de Península Valdés, sin embargo, las excursiones fueron de mayor duración, asociado a la menor abundancia de ballenas y a las grandes distancias que se deben recorrer para encontrarlas, principalmente en períodos de bajamar. Los avistamientos ocurren en su mayoría sobre individuos solitarios y grupos sociales no reproductivos, diferenciándose de Península Valdés donde se concentran sobre las madres con cría. Sin embargo, hacia finales de la temporada se incrementan los avistamientos sobre madres con cría asociados a la disminución de la abundancia de los otros grupos en la zona.

- A diferencia de Península Valdés, no se observaron gaviotas cocineras picoteando a las ballenas. Sin embargo, este fenómeno debe continuar siendo monitoreado durante los próximos años con el objeto de prever medidas de manejo sobre las fuentes causales del problema.
- Se observó un aprendizaje de los operadores a lo largo del tiempo reflejado en un aumento en la proporción de avistamientos realizados de acuerdo a la regulación. Este resultado destaca la importancia de consolidar la estabilidad en el sistema de los actores involucrados en las operaciones de avistamientos para así evitar un reinicio de este aprendizaje asociado a la rotación de los mismos.
- En general, la proporción de avistamientos realizados en concordancia con la regulación fue elevada y se encontró fuertemente asociada al mes de la temporada, disminuyendo hacia fines de la misma. Estas modificaciones estuvieron asociadas a cambios en la abundancia, distribución y tipo de grupo de social de ballenas que se encontraban disponibles en el área.
- La alianza construida entre investigadores, autoridades locales y las compañías de avistamiento generó un flujo de información entre los actores involucrados y promovió buenas conductas con respecto al avistamiento por parte de los patrones de las embarcaciones.
- Las BFA presentaron cambios a corto plazo frente a las embarcaciones turísticas y la composición del grupo fue un factor importante en la cuantificación de ese cambio. En general, la reacción inicial de las ballenas frente a la aproximación de una embarcación turística se modificó en función de la maniobra de acercamiento utilizada, la distancia a la cual ocurre la interacción y el tipo de grupo avistado. Estas reacciones, se evidenciaron en su mayoría a poca distancia de la embarcación (<50 m), provocando más reacciones evasivas con maniobras de acercamiento activas. Las madres con cría fueron el grupo más evasivo y los grupos de cópula fueron por lo general neutrales a la presencia de la embarcación, mientras que la reacción del resto de los grupos varió en función de la maniobra utilizada.

- La utilización de maniobras pasivas (por ej. motores apagados) para acercarse a las ballenas puede aumentar la proporción de avistajes exitosos (reacciones neutrales o de acercamiento), disminuyendo el impacto de la actividad sobre las ballenas.
- La interacción con embarcaciones turísticas tuvo efectos significativos en el comportamiento de las ballenas y la composición del grupo fue un factor determinante en la cuantificación de la magnitud del cambio. En general, en presencia de embarcaciones turísticas, disminuyó el tiempo de descanso y sociabilización y aumentó el tiempo de traslado y actividad en superficie. Además, el tiempo necesario para retomar el descanso aumentó mientras que para retomar el traslado o la actividad en superficie disminuyó. Estos resultados sugieren un aumento en el gasto energético durante la interacción.
- La sociabilización fue el comportamiento dominante en los grupos de cópula tanto en presencia como ausencia de embarcaciones turísticas. Sin embargo, en presencia de las mismas el tiempo de sociabilización disminuyó. La interacción con este grupo debe ser estudiada en mayor profundidad, dado que es necesario comprender la dinámica del mismo (fisión - fusión) para así poder evaluar en mayor detalle el potencial impacto de la actividad turística. Se recomienda mantener una distancia prudencial durante el avistamiento de estos grupos, tanto por la seguridad de los pasajeros habida cuenta de los impredecibles movimientos que realizan los mismos, así como también para evitar inferir en la actividad del grupo.

Manejo del turismo de avistamiento de cetáceos

En la actualidad la actividad de avistamiento de ballenas y delfines se desarrolla en todos los continentes, en más de 500 comunidades y 70 países dirigiéndose a más de 600 poblaciones regionales de cetáceos (Hoyt 2007). En esta gran diversidad de regiones la actividad se desarrolla en diferentes contexto sociales, culturales, económicos y políticos, y estas variaciones resultan en sistemas de gestión y manejo contrastantes (Higham *et al.* 2009).

Como se mencionó en esta tesis, la actividad de avistamiento de ballenas puede generar efectos a corto plazo que pueden provocar efectos a largo plazo teniendo consecuencias tanto en los individuos como en la población (Foote *et al.* 2004, Lusseau

2005, Bejder *et al.* 2006, Lusseau *et al.* 2006, Williams *et al.* 2006). En consecuencia, existe una necesidad de una gestión eficaz que supervise la actividad turística y que establezca los umbrales adecuados para la misma. Además, considerando que se trata de un sistema natural dinámico es necesario que la gestión sea adaptativa a lo largo del tiempo. Higham *et al.* 2009, propusieron por primera vez un sistema de gestión adaptativo para la actividad de avistamiento de ballenas y delfines, y lo dividieron en 3 niveles: 1) Macro (global), 2) Meso (nacional/regional), 3) Micro (local) (Fig. 6.1). El nivel macro se encuentra caracterizado por la creciente preocupación asociada a la disminución de la biodiversidad global y a la creciente inestabilidad de los ecosistemas complejos (Tilman 1999, Worm *et al.* 2006). Es decir, cambios en las especies y poblaciones marinas influenciados por actividades humanas como la pesca, el cambio climático y la contaminación. En este nivel se encontrarían involucrados paneles intergubernamentales, organizaciones no gubernamentales, grupos ambientales internacionales, entre otros (Higham *et al.* 2009). El nivel meso concierne al establecimiento de las políticas de planificación y gestión nacionales relacionadas con el desarrollo del turismo y la conservación de los mamíferos marinos. Por lo tanto, este nivel varía ampliamente entre países, y generalmente suele ser inexistente o inadecuado ya que la planificación política dirigida a la gestión sostenible del turismo a largo plazo suele ser obstaculizada por la prioridad atribuida al desarrollo social y económico del turismo (Higham & Lusseau 2007). En este nivel se encuentran involucradas las entidades gubernamentales asociadas a políticas económicas y de conservación del medio ambiente. Por último, el nivel micro se centra en temas sitio-específicos, y participan la comunidad local, los operadores turísticos, la comunidad científica, entre otros. Es importante remarcar la naturaleza dinámica de estos tres niveles, ya que cambios en las direcciones políticas de los gobiernos nacionales (nivel meso) o en los entes de manejo internacionales (nivel macro), como la Comisión Ballenera Internacional, pueden tener consecuencias inmediatas en la conservación del medio ambiente y el manejo del turismo.

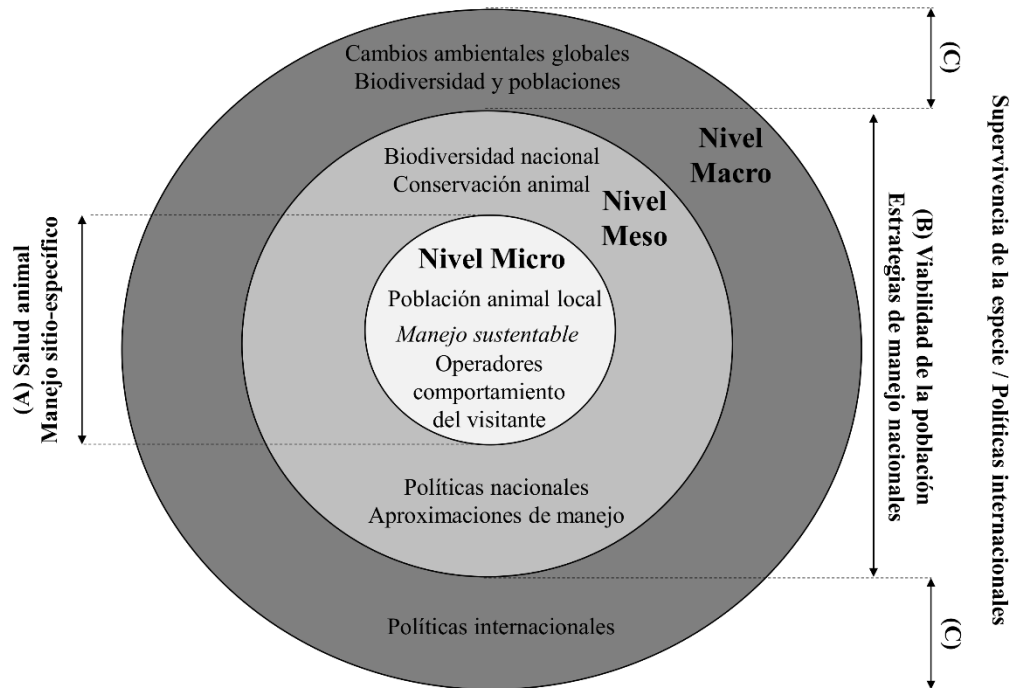


Figura 6.1. Nivel de manejo macro, meso y micro (extraído de Higham *et al.* 2009)

Sin bien existe una extensa literatura sobre el impacto de la interacción entre las embarcaciones turísticas y los cetáceos, el manejo sostenible de estas interacciones no ha sido bien abordado en los últimos años. Por esta razón, Higham *et al.* 2009 propusieron un modelo integrado ideal, para establecer un sistema de gestión adaptativo para el turismo de avistamiento de cetáceos, que incorporar 4 actores claves: los operadores turísticos, investigadores en ciencias sociales, investigadores en ciencias naturales y agencias de planificación y manejo (Fig. 6.2). En este modelo a cada actor se le asignan responsabilidades previas al inicio de la actividad turística y se plantean puntos de revisión una vez que la actividad inició. Con el fin de evaluar el desarrollo de la actividad de avistamiento de ballenas en Río Negro, a continuación, se comparó el modelo propuesto por Higham *et al.* (2009) con el proceso de desarrollo atravesado en Río Negro.

La mayoría de las responsabilidades propuestas por el modelo para la fase pre-turismo fueron abordadas en Río Negro (Fig. 6.2). Particularmente, en esta fase el modelo propone que la agencia de planificación y manejo establezca el marco regulatorio de la actividad. En el caso del Área Natural Protegida Bahía San Antonio este marco legal lo dio la Ley provincial N° 4066 y las resoluciones anuales emitidas por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Por otro lado, en esta fase el modelo también propone

realizar estudios sociales previos para evaluar el soporte de la comunidad en relación al desarrollo de la actividad, sin embargo, este estudio no se realizó en Río Negro. Por último, en esta fase, el modelo sugiere que los investigadores colecten información de base sobre aspectos ecológicos asociados a la especie objetivo de la actividad turística. En el caso del GSM, existe información sobre la distribución, estructura de grupos y abundancia de ballenas previo al desarrollo del turismo (Svendsen 2013), por lo que fue posible establecer la línea de base. Sin embargo, esta información no fue suficiente para establecer el Límite de Cambio Aceptable.

Una vez iniciada la actividad turística, el modelo propone nuevas responsabilidades a los actores involucrados. En la actualidad, todas esas etapas han sido cumplidas o se encuentran en vías de desarrollo en el caso del turismo de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio. Particularmente, en esta fase, el modelo propone que los investigadores continúen con la colección de información y provean reportes a la agencia de planificación y manejo. Este aspecto del modelo también se abordó y se continúa desarrollando mediante la entrega de informes técnicos anuales a la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la provincia de Río Negro, así como también mediante la transferencia de la información científica obtenida a través de talleres en los que participan los diferentes actores involucrados. El modelo incorpora aspectos sociales a esta fase, mediante el estudio de la percepción y satisfacción del turista, y propone la posterior transferencia a la agencia de manejo y a los operadores turísticos. La necesidad de tener una visión integral del desarrollo de esta actividad fue considerada por nuestro grupo de trabajo, y recientemente se ha incorporado una Licenciada en Turismo que se encuentran abordando estas temáticas. Por último, transcurrido un tiempo del inicio de la actividad el modelo propone que la agencia de manejo realice una revisión de los permisos y haga los cambios que fueran necesarios, y que los operadores turísticos modifiquen sus excursiones de acuerdo a las nuevas condiciones establecidas. Nuevamente, este fue el caso del desarrollo de turismo de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio, donde el número de permisos y los tipos de grupo sobre los que se puede realizar la actividad se modificaron a través de los años en base a los resultados científicos obtenidos, y los operadores turísticos se adaptaron a estas modificaciones.

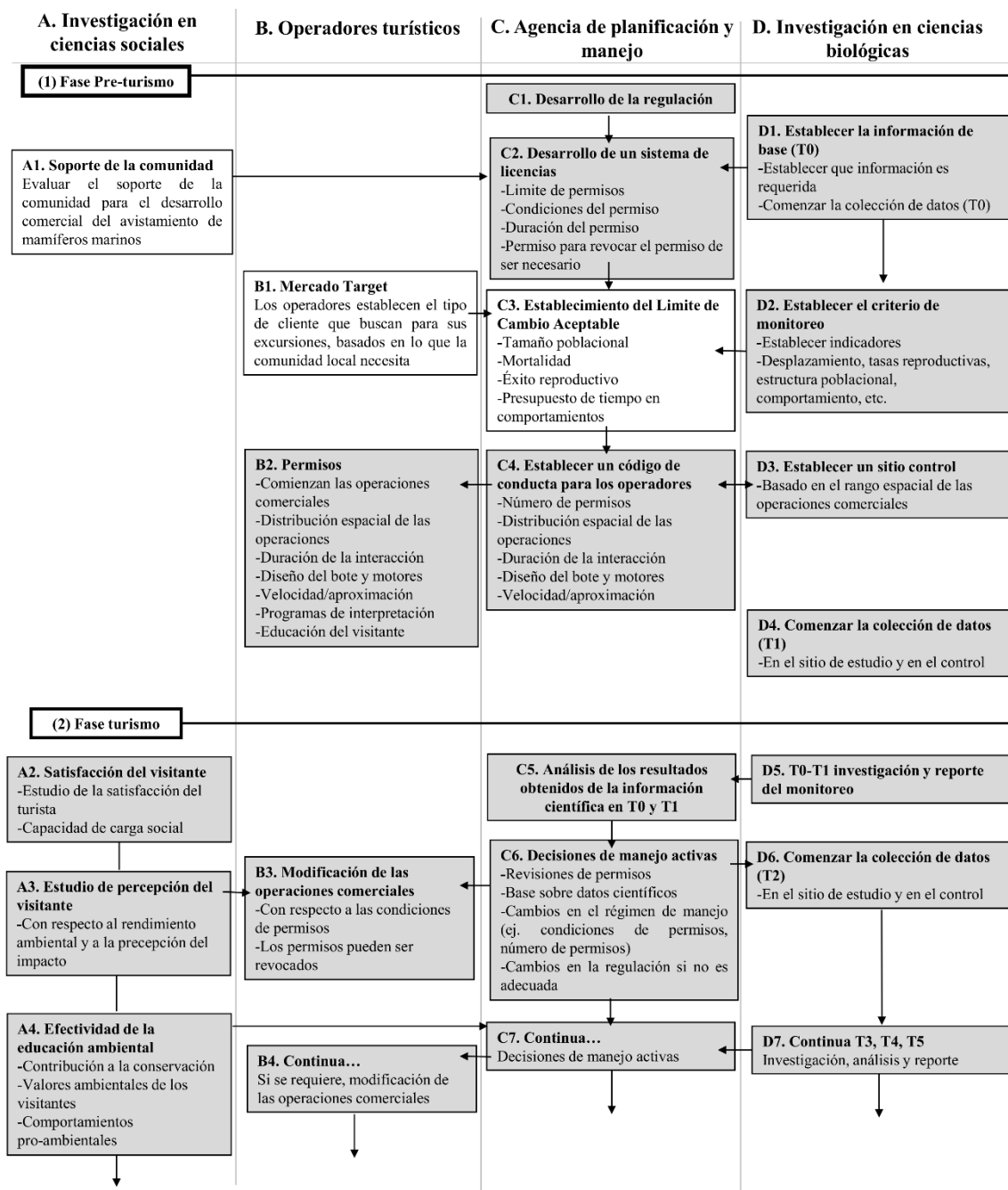


Figura 6.2. Modelo para la gestión integrada, dinámica y adaptativa de las interacciones turísticas con cetáceos (extraído de Higham *et al.* 2009). Los cuadrados sombreados en gris indican que son etapas cumplidas durante el desarrollo de la actividad de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio.

Si bien el desarrollo del turismo de avistamiento de ballenas en la Río Negro ha cumplido con la mayoría de las etapas propuestas por el modelo de Higham *et al.* (2009), la actividad aún se encuentra en la “etapa de prueba”, y no cuenta con un Plan de Manejo. Luego de 7 años de iniciada la actividad, y con base en la información científica recaba hasta el momento se propone establecer un Plan de Manejo, en el marco de un

procedimiento de manejo adaptativo basado en ciclos temporales de mediano-largo plazo (Fig. 6.3), contrapuestos al sistema de prueba actual que regula la actividad mediante planes operacionales de renovación anual.

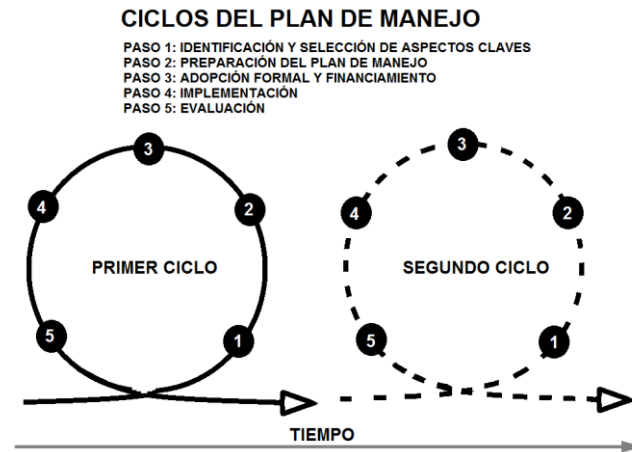


Figura 6.3. En el siguiente esquema se representan los ciclos de vida de un plan de manejo y los pasos o etapas secuenciales de cada generación. Adaptado de GESAMP (1999)

La preparación del Plan de Manejo del turismo de avistamiento de BFA en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio deberá realizarse a partir de la enunciación de las políticas de gestión desde las áreas gubernamentales competentes (en este caso la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable y el Ministerio de Turismo) y del establecimiento de una serie de principios y procedimientos. En este contexto, resulta esencial definir aspectos centrales tales como el enfoque y el tipo de Plan de Manejo que se pretende formular, adoptar e implementar. En este capítulo se presenta una síntesis de propuesta para la preparación del Plan de Manejo, sobre la base de un enfoque moderno y participativo.

Propuesta de contenidos mínimos para el plan de manejo

El documento del Plan de Manejo debiera incorporar las siguientes secciones:

1. Caracterización ambiental del ecosistema (incluye los subsistemas natural y socioeconómico)
2. Descripción del marco legal, sistema de administración y reglamentos operativos
3. Definición de los objetivos estratégicos (largo plazo) y operacionales (anuales) para cada una de los siguientes aspectos:
 - desarrollo turístico

- conservación ambiental (incluye especie objetivo, biodiversidad, procesos ecológicos, hábitats)
 - gestión institucional
 - gobernanza del sistema
4. Investigación (identificación de aspectos claves y relevamiento de información esencial)
 5. Desarrollo de un sistema de indicadores para el monitoreo
 6. Financiamiento de las actividades del plan de manejo
 7. Calendario de actividades y sus responsables
 8. Mecanismo de revisión del Plan de Manejo

Con el fin de discutir y definir de manera preliminar los contenidos, objetivos, aspectos reglamentarios y otros componentes estructurales que conformarán el Plan de Manejo del turismo de avistamiento de BFA en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio sobre la base de la información científica y desde una perspectiva participativa y ecosistémica se organizó, en la localidad de Las Grutas, un taller sectorial titulado: “Presente y futuro del turismo de avistamiento de ballenas en Río Negro”. El taller fue organizado por la Escuela Superior de Ciencias Marinas – Universidad Nacional del Comahue y la Asociación Civil de los Prestadores de Servicios Náuticos de San Antonio Oeste y auspiciado por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, el Ministerio de Turismo y la Secretaría de Planificación de la Provincia de Río Negro. Este taller permitió ampliar y consolidar un espacio de encuentro sectorial para construir confianza y capacidad de gestión entre todos los actores involucrados en la actividad del turismo de avistamiento de ballenas en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio. Participaron del taller autoridades de aplicación con competencias en las operaciones de turismo náutico de avistamiento a nivel provincial (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Ministerio de Turismo, Cultura y Deporte) y nacional (Prefectura Naval Argentina) y otros organismos del estado municipal (intendencias, áreas y entes de turismo, delegaciones municipales). Además, participaron prestadores de servicios turísticos, agencias de viajes y turismo, asociaciones intermedias vinculadas con el turismo y la actividad comercial, comunidad académica y científica y ONGs ambientalistas de la región.

Los asistentes al taller fueron organizados en tres comisiones de trabajo para tratar por separado diferentes aspectos del turismo de avistamiento: Comisión 1 “Sistema de

administración y aspectos reglamentarios del Turismo de Avistamiento de ballenas”, Comisión 2 “Investigación y monitoreo de la actividad”, Comisión 3 “Perspectivas de desarrollo del turismo de avistamiento” (Fig. 6.4). El objetivo central en el ámbito de cada comisión fue identificar lineamientos fundamentales que deberán ser tenidos en cuenta en el futuro Plan de Manejo del Turismo de Avistamiento de BFA en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio.



Figura 6.4. Comisiones de trabajo del taller sectorial, a) Sistema de administración, marco legal y reglamentario, b) Investigación y monitoreo, c) Perspectivas del turismo de avistamiento de ballenas

A partir de los resultados obtenidos en las distintas comisiones se establecieron a modo de recomendaciones los siguientes **lineamientos para la preparación del Plan de Manejo**:

Lineamientos relativos al marco legal y sistema de administración del Turismo de Avistamiento de Ballenas

- Se propuso modificar la ley a los fines de corregir aspectos originalmente no previstos que entorpecen el actual desarrollo de la actividad. Por ejemplo, derivar los aspectos operacionales al esquema reglamentario y reservar para la ley las definiciones de fondo (ej. plazo de otorgamiento de las concesiones).

- Es necesario reducir la incertidumbre de los operadores respecto del marco legal para hacer a la actividad más predecible en el largo plazo y promover inversiones por parte del sector privado.
- El Plan de Manejo debe acoplarse a un sistema jerárquico de reglamentaciones, sin perder la flexibilidad que requiere un sistema de manejo adaptativo.
- El Plan de Manejo debe atender los aspectos de zonificación de todo el resto de las actividades que se desarrollan en el área.
- El Plan de Manejo debiera prever una proyección hacia el futuro de la actividad para definir cuál es el horizonte al que se espera llegar (objetivos estratégicos).
- Deben quedar claramente establecidas las competencias y relaciones de cada parte interviniente en el tema (ej.: Autoridad Local de Conservación, Autoridad de Aplicación, eventual autoridad del Plan de Manejo, Municipios)
- El Plan de Manejo debe estar en consonancia con las políticas de la provincia en cuanto a criterios sobre el manejo de los recursos naturales.
- El sector del turismo (privado y público) debe participar activamente en la elaboración e implementación del Plan de Manejo.

Lineamientos sobre investigación y monitoreo de la actividad

- Se estableció como prioridad monitorear la tendencia poblacional mediante relevamientos náuticos y aéreos en zonas costeras y de aguas profundas teniendo en cuenta las variaciones interanuales. En este punto se incluye evaluar: a) cambios en la estructura poblacional, b) incremento poblacional, c) cambios en la distribución espacial y d) monitoreo de la mortalidad.
- Se recomendó continuar con la evaluación del impacto de la actividad de avistamiento sobre las ballenas desde el punto de vista biológico, turístico y económico.
- Se recomendó realizar estudios referidos al uso del hábitat mediante seguimiento de animales marcados. Se propuso el uso de transmisores satelitales, transmisores por radio-frecuencia e incluso la utilización de marcadores de bajo costo.
- Las investigaciones deben contemplar un enfoque integrado a escala de los golfos norpatagónicos (golfos San Matías, San José y Nuevo).

- Se recomendó continuar con el monitoreo de presencia de gaviotas sobre las ballenas y evaluar la situación de los basurales a cielo abierto y las poblaciones de gaviotas.
- Se propuso generar un catálogo de foto-identificación de ballenas para comparar con el desarrollado por el Instituto de Conservación de Ballenas (ICB), incluyendo la posibilidad de usar fotos tomadas desde embarcaciones turísticas.
- Evaluar la interacción entre la población de BFA y diferentes actividades antrópicas como el avistaje de fauna marina, la pesca, la maricultura, la actividad portuaria, las embarcaciones recreativas, entre otras, incluyendo la necesidad de realizar una zonificación del área.
- Fomentar la creación de redes de monitoreo para atender los varamientos de mamíferos marinos. Definir protocolos de actuación y comunicación.
- Se consideró necesario asegurar un financiamiento a largo plazo por parte de la provincia de Río Negro para la investigación y monitoreo de ballenas.

Lineamientos relacionados con las perspectivas de desarrollo del turismo de avistamiento

- Se consideró necesario generar un sistema de intercambio de información a nivel local para mejorar la comunicación entre los operadores del servicio de avistamiento de ballenas y los prestadores de otros servicios turísticos, con el objetivo de mejorar la atención de la actividad. Se resalta la necesidad de que los prestadores e informantes tengan conocimiento de los horarios y lugar de salida de las embarcaciones, precio de la actividad y promociones vigentes.
- Se recomendó mejorar el servicio de traslado entre Las Grutas - San Antonio Oeste y el Puerto San Antonio Este, con una mayor frecuencia de viajes durante la temporada de avistamiento.
- Se consideró necesario complementar la actividad de avistamiento de ballenas con otras ofertas de servicios de naturaleza (ej. avistaje de fauna marina) y servicios de entretenimientos (teatros, festivales, etc).
- La promoción de la actividad a escala regional, nacional e internacional debe mejorar sustancialmente. Se propuso unificar criterios en cuanto a la promoción

centrando el foco de atracción en la ciudad de Las Grutas e incluyendo al avistaje de fauna como una opción más a las ofertas de la región.

- Se recomendó modificar la reglamentación para permitir el uso de embarcaciones más grandes para posibilitar el servicio simultáneo de colectivos de 50 pasajeros y desarrollar opciones de entretenimiento a los turistas durante la espera para realizar el embarque.
- Es necesario interesar a los organismos de los Gobiernos provincial y municipal para lograr un mayor acompañamiento a la actividad.
- Se menciona la necesidad de avanzar en la elaboración del Plan de Manejo de la actividad y asegurar la disponibilidad de fondos para continuar con los estudios de base del recurso.

El financiamiento ha sido un tema transversal a todas las comisiones de trabajo del taller sectorial. Este aspecto crítico requerirá de la implementación de un sistema eficiente y confiable que permita garantizar un flujo de recursos financieros de ágil ejecución y de una magnitud suficiente como para cubrir los costos esenciales del Plan de Manejo. Por otra parte, los participantes definieron específicamente la necesidad de que el Plan de Manejo sea de tipo adaptativo y reglamentariamente flexible, atento a la particularidad observada de los permanentes y perceptibles cambios que se han observado en el sistema natural, en particular aquellos inherentes al proceso de incremento poblacional de la BFA en el GSM. Entre estos cambios se pueden mencionar, entre los más relevantes, las variaciones en el patrón de distribución espacial, en la abundancia de animales y los cambios en los tipos de grupo a lo largo de cada temporada. Resulta necesario que los aspectos del manejo de tipo operacionales (de base anual) puedan ser ajustados adecuadamente conforme se verifique la necesidad de hacerlo. Un enfoque de manejo adaptativo permitirá a su vez experimentar nuevas opciones operacionales aprovechando las oportunidades que genere el recurso, siempre con el objetivo final de reducir los riesgos y el impacto de las interacciones con los animales.

Perspectiva para futuras investigaciones

Durante el desarrollo del presente trabajo surgieron interrogantes que se encuentran más allá del alcance propuesto para esta tesis y que pueden ser utilizados como guía futuras líneas de investigación. Se propone:

- Estudiar el sexo y la clase de edad de los individuos solitarios (por ejemplo, mediante estudios genéticos), en el marco de la hipótesis de recolonización impulsada por machos juveniles asociada al proceso denso-dependiente propuesto para Península Valdés.
- Evaluar las posibles funciones de los grupos sociales no reproductivos. Para esto se recomienda estudiar cómo están conformados (número de machos y hembras), la clase de edad de los individuos, el tiempo que permanece unido, y el potencial parentesco de los individuos que los conforman. Contar con esta información ampliaría el conocimiento del comportamiento de la especie en el área, y permitiría analizar con mayor profundidad el potencial impacto de la actividad turística sobre estos grupos.
- Analizar el grado de conexión existente entre las BFA de Península Valdés y las del GSM. Para abarcar esta línea de investigación se recomienda continuar con los seguimientos satelitales de los animales, así como también generar un catálogo de foto-identificación de las ballenas del GSM para luego cruzarlo con el catálogo de Península Valdés generado por el Instituto de Conservación de Ballenas. Conocer el flujo de ballenas entre estos golfos tiene implicancias tanto a nivel ecológico como también a la hora de considerar las medidas de gestión relacionadas al manejo de esta especie.
- Ampliar el estudio del comportamiento de las BFA en el Área Natural Protegida Bahía San Antonio incorporando nueva tecnología, por ejemplo drones, que permitirían dilucidar con mayor detalle las respuestas comportamentales de las ballenas frente a las embarcaciones turísticas.
- Mejorar la estimación puntual de la tasa de crecimiento de BFA en el GSM a través de la continuación de monitoreo mediante censos aéreos costeros, para así generar una base de datos a largo plazo.

➤ Estudiar el impacto acumulativo de la actividad de avistamiento sobre la BFA. Para esto se propone estimar los tiempos de exposición a la condición de impacto. Además, se recomienda incorporar al estudio el impacto generado por otros factores antropogénicos como la pesca, la contaminación y el tráfico de embarcaciones.

➤ Evaluar el grado de cohesión (patrón fusión-fisión) existente en los grupos de cópula. Esta investigación ampliaría el conocimiento en la dinámica de estos grupos en el área y permitiría profundizar en la evaluación del potencial impacto generado por las embarcaciones turísticas sobre estos grupos.

Magdalena Arias
Doctorando

Raúl A. C. González
Director

Enrique A. Crespo
Director

REFERENCIAS

- Allen, M. C., & Read, A. J. (2000). Habitat selection of foraging bottlenose dolphins in relation to boat density near Clearwater, Florida. *Marine Mammal Science*, 16(4), 815-824.
- Allen, S. J. (2014). From exploitation to adoration. En *Higham J., Bejder L. & Williams R. (Eds.), Whale watching sustainable tourism and ecological management (pp. 206–228). New York: Cambridge University Press*, 31 - 47 pp.
- Alliota, S., Schnack, E.J., Isla, F.I., & Lizasoain, G.O. (2000). Desarrollo secuencial de formas de fondo en un régimen macromareal. *AAS revista*, 7(1-2), 95-107.
- Argüelles, M. B., Coscarella, M., Fazio, A., & Bertellotti, M. (2016). Impact of whale-watching on the short-term behaviour of Southern right whales (*Eubalaena australis*) in Patagonia, Argentina. *Tourism Management Perspectives*, 18, 118-124.
- Arias, M., Sarti, G., Slywan, C., Svendsen, G., Romero, A., Crespo, E., & González, R. (2016). Informe final - Componente 2 - Proyecto: “Bases para el desarrollo sustentable del turismo de avistamientos de ballena franca austral en el Golfo San Matías” - Consejo Federal de Inversiones - Provincia de Río Negro. 208 p.
- Bakeman, R., Gottman, J. M. (1997) Observing interaction. An introduction to sequential analysis, 2nd edn. Cambridge University Press, Cambridge.
- Baker, C. S., & Herman, L. M. (1989). Behavioral responses of summering humpback whales to vessel traffic: experiments and opportunistic observations. Final report to the National Park Service, Alaska Regional Office, Anchorage, Alaska.
- Bannister, J. L. (2001). Status of southern right whales (*Eubalaena australis*) off Australia. *Journal of Cetacean Research and Management*, (Special Issue 2), 103-110.
- Bannister, J. L. (2011) Population trend in right whales off southern Australia 1993–2010. Unpublished report (SC/S11/RW10). International Whaling Commission Workshop on Southern right whales, 13–16 September 2011, Buenos Aires, Argentina.

- Barendse, J., & Best, P.B. (2014). Shore-based observations of seasonality, movements, and group behavior of southern right whales in a nonnursery area on the South African west coast. *Marine mammal science*, 30(4): 1358-1382.
- Bastida, R., & Rodríguez, D. (2003). Mamíferos marinos de Patagonia y Antártida, 1^o edición. Vazquez Mazzini Editores, Buenos Aires.
- Bejder, L. (2005). Linking short and long-term effects of nature-based tourism on cetaceans- "PhD Thesis, Dalhousie University, Canada. 158pp.
- Bejder, L., & Samuels, A. (2003). Evaluating the effects of nature-based tourism on cetaceans. En N. Gales, M. Hindell & R. Kirkwood (Eds), *Marine mammals: Fisheries, tourism and management issues*, 1, 229-256.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Gales, N., Mann, J., Connor, R., Heithaus, M., Watson-Capps, J., Flaherty, C., & Kruetzen, M. (2006). Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology*, 20(6), 1791-1798.
- Belgrano, J., Iñiguez, M., Gibbons, J., García, C., & Olavarria C. (2008). Distribución de la ballena franca *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822) del Atlántico Suroccidental cerca del Estrecho de Magallanes. *Anales Instituto Patagonia (Chile)* 36(2):69-74.
- Best, P. B. (1990). Natural markings and their use in determining calving intervals in right whales off South Africa. *African Zoology*, 25(2), 114-123.
- Best, P. B., Payne, R., Rowntree, V., Palazzo, J. T., & Both, M. D. C. (1993). Long-range movements of south atlantic right whales *Eubalaena australis*. *Marine Mammal Science*, 9(3), 227-234.
- Best, P. B., Schaeff, C. M., Reeb, D., & Palsbøll, P. J. (2003). Composition and possible function of social groupings of southern right whales in South African waters. *Behaviour*, 140(11), 1469-1494.
- Best, P.B. (1987). Estimates of the landed catch of right (and other whalebone) whales in the American fishery, 1805-1909. *Fishery Bulletin*, 85(3):403-18.
- Best, P.B. (1994). Seasonality of reproduction and the length of gestation in southern right whales *Eubalaena australis*. *Journal of Zoology*. 232:175–189.
- Best, P.B. (2000). Coastal distribution, movements, and site fidelity of right whales, *Eubalaena australis*, off South Africa, 1969–1998. *South African Journal of Marine Science* 22: 43–55.

- Best, P.B., Brandão, A., & Butterworth, D.S. (2001). Demographic parameters of southern right whales off South Africa. *Journal of Cetacean Research and Management*, (Special Issue 2), 161-169.
- Best, P.B., Brandão, A., & Butterworth, D.S. (2005). Updated estimates of demographic parameters for southern right whales off South Africa. Document SC/57/BRG2 submitted to the Scientific Committee of the International Whaling Commission, Ulsan, Korea, 30 May-10 June.
- Brownell, R. L., & Ralls, K. (1986). Potential for sperm competition in baleen whales. *Report of the International Whaling Commission*, 8:97–112.
- Brunson, J. C. (2017). ggalluvial: Alluvial Diagrams in 'ggplot2'. R package version 0.5.0. <https://CRAN.R-project.org/package=ggalluvial>
- Burnell, S. R. (2001). Aspects of the reproductive biology, movements and site fidelity of right whales off Australia. *Journal of Cetacean Research and Management* Special Issue, 2, 89-102.
- Burnell, S. R., & Bryden, M. M. (1997). Coastal residence periods and reproductive timing in southern right whales, *Eubalaena australis*. *Journal of Zoology*, 241(4), 613-621.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). Model selection and multi-model inference. A practical information theoretic approach (2nd ed.). Springer.
- Carlson, C. (2012). A review of whale watch guidelines and regulations around the world version 2012. Report to the International Whaling Commission. <https://iwc.int/index.php?cID=3107&cType=document>
- Carroll, E., Patenaude, N., Alexander, A., Steel, D., Harcourt, R., Childerhouse, S., ... & Baker, C. S. (2011). Population structure and individual movement of southern right whales around New Zealand and Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 432, 257-268.
- Carroll, E.L., Rayment, W.J., Alexander, A.M., Baker, C.S., Patenaude, N.J., Steel, D., Constantine, R., Cole, R., Boren, L. J., & Childerhouse, S. (2014). Reestablishment of former wintering grounds by New Zealand southern right whales. *Marine mammals science*, 30(1): 206-220.
- Caswell, H. (2001) Matrix population models. 2nd edn. Sinauer Associates, Boston, MA

- Chalcobsky, B. A., Crespo, E. A., & Coscarella, M. A. (2017). Whale watching in Patagonia: what regulation scheme should be implemented when the socio-ecological system is changing? *Marine Policy*, 75, 165-173.
- Charlton, C. M. (2017). Southern Right Whale (*Eubalaena australis*) Population Demographics in Southern Australia. Tesis Doctoral. Curtin University.
- Childerhouse, S., Double, M., & Gales, N. (2010). Satellite tracking of southern right whales (*Eubalaena australis*) at the Auckland Islands, New Zealand. Unpublished report (SC/62/ BRG19) presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission, Cambridge, U.K.
- Christiansen, F., & Lusseau, D. (2014). Understanding the ecological effects of whale-watching on cetaceans. *En Higham J., Bejder L. & Williams R. (Eds.), Whale watching sustainable tourism and ecological management (pp. 177–192). New York: Cambridge University Press.*
- Christiansen, F., & Lusseau, D. (2015). Linking behavior to vital rates to measure the effects of non-lethal disturbance on wildlife. *Conservation Letters*, 8(6), 424-431.
- Christiansen, F., Bertulli, C. G, Rasmussen, M. H, & Lusseau, D. (2015) Estimating cumulative exposure of wildlife to non-lethal disturbance using spatially explicit capture-recapture models. *Journal of Wildlife Management* 79: 311–324 DOI: 10.1002/jwmg.836 Research
- Christiansen, F., Lusseau, D., Stensland, E., & Berggren, P. (2010). Effects of tourist boats on the behaviour of Indo-Pacific bottlenose dolphins off the south coast of Zanzibar. *Endangered Species Research*, 11(1), 91-99.
- Christiansen, F., Rasmussen, M., & Lusseau, D. (2013). Whale watching disrupts feeding activities of minke whales on a feeding ground. *Marine Ecology Progress Series*, 478, 239-251.
- Christiansen, F., Vivier, F., Charlton, C., Ward, R., Amerson, A., Burnell, S., & Bejder, L. (2018). Maternal body size and condition determine calf growth rates in southern right whales. *Marine Ecology Progress Series*, 592, 267-281.
- Cisneros-Montemayor, A. M., Sumaila, U. R., Kaschner, K., & Pauly, D. (2010). The global potential for whale watching. *Marine Policy*, 34(6), 1273–1278
- Constantine, R. (2014). Whale-watching and behavioural ecology. *In Higham J., Bejder L. & Williams R. (Eds.), Whale watching sustainable tourism and ecological management (pp. 193-205). New York: Cambridge University Press.*

- Constantine, R., Brunton, D. H., & Dennis, T. (2004). Dolphin-watching tour boats change bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behaviour. *Biological Conservation*, 117(3), 299-307.
- Cooke JG (2018) *Eubalaena glacialis*. IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T41712A50380891. [https:// www.iucnredlist.org/species/41712/50380891](https://www.iucnredlist.org/species/41712/50380891)
- Cooke, J. (2012). Southwest Atlantic right whales: updated population assessment from photo-id collected at Península Valdés, Argentina. IWC/64/Rep 1 Annex IWC Scientific Committee.
- Cooke, J., Rowntree, V., & Payne, R. (2003). Analysis of inter-annual variation in reproductive success of South Atlantic right whales (*Eubalaena australis*) from photo-identifications of calving females observed off Península Valdés, Argentina, during 1971-2000. International Whaling Commission, SC/55/023.
- Cooke, J., Rowntree, V., & Sironi, M. (2015). Southwest Atlantic right whales: interim updated population assessment from photo-id collected at Península Valdés, Argentina. SC/66/IWC Southern Right Whale Assessment Workshop 23:9 pp.
- Cooke, J.C., Rowntree, V.J., & Payne, R. (2001). Estimates of demographic parameters for southern right whales (*Eubalaena australis*) observed off Península Valdés, Argentina. *Journal of Cetacean Research and Management*, (Special Issue) 2, 125-132.
- Coscarella, M. A., Dans, S. L., Crespo, E. A., & Pedraza, S. N. (2003). Potential impact of unregulated dolphin watching activities in Patagonia. *Journal of Cetacean Research and Management*, 5(1), 77-84.
- Costa, P., Piedra, M., Franco, P., & Paez, E. (2007). Distribution and habitat use patterns of southern right whales, *Eubalaena australis*, off Uruguay. *Journal of Cetacean Research and Management*, 9(1), 45.
- Costa, P., Praderi, R., Piedra, M., Franco-Fraguas, P. (2005). Sightings of southern right whales, *Eubalaena australis*, off Uruguay. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 4(2), 157-161.
- Crawley, M. J. (2013). The R book. (2nd ed.). JohnWiley & Sons, West Sussex, UK.
- Crespo E., Pedraza, S. N., Dans, S. L., Coscarella, M. A., Svendsen, G. M., & Degradi, M. (2014). Number of southern right whales *Eubalaena australis* and population trend in the neighbourhood of Península Valdés during the period 1999-2013 by

- means of aerial and boat surveys. International Whaling Commission, (BRG SC65B), 17p.
- Crespo, E. A. & Hall M. (2001). Interactions between marine mammals and humans in the context of ecosystem management. pp. 463-490. En: *Marine Mammals: Biology and Conservation*. A. Raga (ed.) Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Crespo, E., & Dans, S. (2008). Bases para el monitoreo y herramientas de gestión para el manejo de las poblaciones de mamíferos marinos afectadas por las actividades turísticas y recreativas en el litoral patagónico. Centro Nacional Patagónico (CENPAT-CONICET), Informe Final. Subproyecto Competitivo de los Proyectos FMAM/BIRF 28385-AR y PNUD ARG 02/018. SAyDS. 62 pp.
- Crespo, E., Pedraza, S., Dans, S., Svendsen, G., Degradi, M., & Coscarella, M. (2018). Southwestern Atlantic Southern Right Whales *Eubalaena australis* still growing but at a decelerated speed. *Marine Mammal Science*, doi: 10.1111/mms.12526
- Crespo, E., Pedraza, S.N., Dans, S.L., Coscarella, M.A., Svendsen, G.M., & Degradi, M. (2011). Number of southern right whales *Eubalaena australis* and population trend in the neighbourhood of península valdés during the period 1999-2011 by means of aerial and boat surveys. *Scientific Committee of the International Whaling Commission SC/S11/RW4*.
- Cressey, D. (2014). Ecotourism rise hits whales. *Nature*, 512,358.
- Curtin, S. (2003). Whale-watching in Kaikoura: Sustainable destination development?. *Journal of Ecotourism*, 2(3), 173-195.
- Danchin, E., Giraldeau, L. A., & Cézilly, F. (2008). Behavioural ecology. Oxford University Press, 874 p.
- Danilewicz, D., Moreno, I. B., Tavares, M., & Sucunza, F. (2016). Southern right whales (*Eubalaena australis*) off Torres, Brazil: group characteristics, movements, and insights into the role of the Brazilian-Uruguayan wintering ground. *Mammalia*, 81(3), 225-234.
- Dans, S. L., Crespo, E. A., & Coscarella, M. A. (2017). Wildlife tourism: Underwater behavioral responses of South American sea lions to swimmers. *Applied Animal Behaviour Science*, 188, 91-96.
- Dans, S. L., Crespo, E. A., Pedraza, S. N., Degradi, M., & Garaffo, G. V. (2008). Dusky dolphin and tourist interaction: effect on diurnal feeding behavior. *Marine Ecology Progress Series*, 369, 287-296.

- Dans, S. L., Degradi, M., Pedraza, S. N., & Crespo, E. A. (2012). Effects of tour boats on dolphin activity examined with sensitivity analysis of Markov chains. *Conservation Biology*, 26(4), 708-716.
- Dawson, S., Wade, P., Slooten, E., & Barlow, J. (2008). Design and field methods for sighting surveys of cetaceans in coastal and riverine habitats. *Mammal Review*, 38 (1), 19-49
- Dobson, F. S. (1982). Competition for mates and predominant juvenile male dispersal in mammals. *Animal behaviour*, 30(4), 1183-1192.
- Du Pasquier, T. (1986). Catch history of French right whaling mainly in the South Atlantic. Report International Whaling Commission, (special issue) 10:269-74
- Elwen, S. H., & Best, P. B. (2004a). Environmental factors influencing the distribution of southern right whales (*Eubalaena australis*) on the south coast of South Africa II: Within bay distribution. *Marine Mammal Science*, 20(3), 583-601.
- Elwen, S. H., & Best, P. B. (2004b). Female southern right whales *Eubalaena australis*: Are there reproductive benefits associated with their coastal distribution off South Africa?. *Marine Ecology Progress Series*, 269, 289-295.
- Erbe, C. (2002). Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. *Marine mammal science*, 18(2), 394-418.
- Failla, M., Vermeulen, E., & Cammareri, A. (2008). Historical records of southern right whales (*Eubalaena australis*) of the province Río Negro, North Patagonia, Argentina (1991-2008). Report to the International Whaling Commission.
- FAO. (2009). Pago por Servicios Ambientales en Áreas Protegidas en América Latina. Programa FAO/OAPN. Fortalecimiento del Manejo Sostenible de los Recursos Naturales en las Áreas Protegidas de América Latina, 136 p.
- Fazio, A. (2012). Alimentación de gaviotas cocineras (*Larus dominicanus*) de piel y grasa de ballenas francas del sur (*Eubalaena australis*) en Península Valdés, Argentina. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.
- Fazio, A., Argüelles, M. B., & Bertellotti, M. (2015). Spatial and temporal dynamic of whale watching in Península Valdés, Patagonia, Argentina. *Journal of Cetacean Research and Management*.

- Fazio, A., Argüelles, M. B., Bertellotti, M. (2014). Change in Southern right whale breathing behaviour in response to gull attacks. *Marine Biology*, 162(2), 267-273.
- Fazio, A., Bertellotti, M., Villanueva, C. (2012). Kelp gulls attack Southern right whales: a conservation concern? *Marine Biology*, 159, 1981-1990.
- Filby, N. E., Christiansen, F., Scarpaci, C., & Stockin, K. A. (2017). Effects of swim-with-dolphin tourism on the behaviour of a threatened species, the Burrunan dolphin *Tursiops australis*. *Endangered Species Research*, 32, 479-490.
- Filby, N. E., Stockin, K. A., & Scarpaci, C. (2015). Social science as a vehicle to improve dolphin-swim tour operation compliance?. *Marine Policy*, 51, 40-47.
- Foote, A. D., Osborne, R. W., & Hoelzel, A. R. (2004). Environment: whale-call response to masking boat noise. *Nature*, 428, 910.
- Fortuna, C. M. (2006). Ecology and conservation of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the north-eastern Adriatic Sea. *PhD Thesis, University of St Andrews, UK*.
- Gaines, C. A., Hare, M. P., Beck, S. E., & Rosenbaum, H. C. (2005). Nuclear markers confirm taxonomic status and relationships among highly endangered and closely related right whale species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272(1562):533–542. doi:[10.1098/rspb.2004.2895](https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2895)
- Garrod, B., & Fennell, D. (2004). An analysis of whale watching codes of conduct. *Annals of Tourism Research*, 31(2), 334–352
- Gendron, D., & Busquets Vass G. (2016). Un nuevo método pasivo de observación de ballena azul y su efectividad para fomentar la sustentabilidad de esta actividad recreativa en el parque nacional Bahía de Loreto, México. *XI Congreso de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos, Chile, Valparaíso*.
- GESAMP. (1999). La Contribución de la Ciencia al Manejo Costero Integrado. Inf. Estud. GESAMP (Grupo Mixto de Expertos OMI/FAO/UNESCO-COI/OMM/OMS/OIEA/Naciones Unidas/PNUMA sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino). (61): 65 p.
- González, R., Curtolo, L., & Acosta, S. (1992). Avistajes y varamientos de cetáceos en aguas y costas rionegrinas (período 1985-1992). *5° Reunión de Trabajo de Expertos en Mamíferos Acuáticos de America del Sur (28/9-1/10/92, Bs.As.)*.

- Gordon, J., Leaper, R., Hartley, F. G., & Chappell, O. (1992). Effects of whale-watching vessels on the surface and underwater acoustic behaviour of sperm whales off Kaikoura, New Zealand. *Science and Research Series*, 52, 0113-3713.
- Grandi, M. F., Dans, S. L., & Crespo, E. A. (2008). Social composition and spatial distribution of colonies in an expanding population of South American sea lions. *Journal of Mammalogy*, 89(5), 1218-1228.
- Greenwood, P. J. (1980). Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal behaviour*, 28(4), 1140-1162.
- Groch, K. R., Palazzo Jr., J. T., Flores, P. A. C., Adler, F. R., & Fabian, M. E. (2005). Recent rapid increases in the right whale (*Eubalaena australis*) population off southern Brazil. *Latin American journal of aquatic mammals*, 4(1): 41-47.
- Harcourt, R., van der Hoop, J., Kraus, S., Carroll, E. L. (2019). Future directions in *Eubalaena* spp.: comparative research to inform conservation. *Frontiers in Marine Science*. DOI:10.3389/fmars.2018.00530
- Hastie, G. D., Wilson, B., Tufft, L. H., & Thompson, P. M. (2003). Bottlenose dolphins increase breathing synchrony in response to boat traffic. *Marine Mammal Science*, 19(1), 74-84.
- Heckel, G., Reilly, S. B., Sumich, J. L., & Espejel, I. (2001). The influence of whalewatching on the behaviour of migrating gray whales (*Eschrichtius robustus*) in Todos Santos Bay and surrounding waters, Baja California, Mexico. *Journal of Cetacean Research and Management*, 3(3), 227-238.
- Higham, J. E. S. & Lusseau, D. (2007) Urgent need for empirical research into whaling and whale-watching. *Conservation Biology*, 21: 554–558.
- Higham, J. E. S., Bejder, L., & Lusseau, D. (2009). An integrated and adaptive management model to address the long-term sustainability of tourist interactions with cetaceans. *Environmental Conservation*, 35(4), 294-302.
- Higham, J. E., Bejder, L., Allen, S. J., Corkeron, P. J., & Lusseau, D. (2015). Managing whale-watching as a non-lethal consumptive activity. *Journal of Sustainable Tourism*, 24(1), 73-90. <http://dx.doi.org/10.1080/09669582.2015.1062020>
- Higham, J., Bejder, L., & Williams, R. (2014). Tourism, cetaceans and sustainable development. *En Whale-watching: Sustainable tourism and ecological management, Capítulo 1*.

- Hoffmeyer, M. S., Lindner, M. S., Carribero, A., Fulco, V. K., Menéndez, M. C., Fernández Severini, M. D., Diodato, S. L., Berasategui, A. A., Biancalana, F., & Berrier, E. (2010). Planktonic food and foraging of *Eubalaena australis*, on Península Valdés (Argentina) nursery ground. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 45(1):131-139.
- Holmberg, A. D. & Aubone, G. (1948). Documentación que ha servido de base para reconstruir el mapa de las foquerías del Virreinato del Río del Plata en 1776-1810. Part I. Mimeo inédito
- Hoyt, E. (2001). Whale watching 2001: Worldwide tourism numbers, expenditures, and expanding socioeconomic benefits. Crowborough, East Sussex, UK: International Fund for Animal Welfare.
- Hoyt, E. (2007) A Blueprint for Dolphin and Whale Watching Development. Washington, DC, USA: Humane Society International.
- Hoyt, E., & Iñíguez, M. (2008). Estado del avistamiento de cetáceos en América Latina. WDCS, Chippenham, UK, IFAW, Yarmouth Port, USA, and Global Ocean, London, 60pp.
- Hoyt, E., & Parsons, C. (2014). The whale-watching industry. *En Whale-watching: Sustainable tourism and ecological management*, 57.
- Inman, A., Brooker, E., Dolman, S., McCann, R., & Wilson, A. M. W. (2016). The use of marine wildlife-watching codes and their role in managing activities within marine protected areas in Scotland. *Ocean & Coastal Management*, 132, 132-142.
- Intrieri, E. (1997) Avistajes de ballena franca austral *Eubalaena australis* en Punta Bermeja y Golfo San Matías. Informe Interno de la Dirección de Fauna, Ministerio de Economía de la Pcia. De Río Negro.
- IWC. (2000). Report of the Scientific Committee. 52nd meeting of the International Whaling Commission, Adelaide, June 2000.
- IWC. (2001). Report workshop on the comprehensive assessment of right whales: A worldwide comparison. *Journal of Cetacean Research Management*, Special Issue 2, 1-60.
- IWC. (2006) Report of the Sub-Committee on Whale-watching. *Journal of Cetacean Research and Management* 6 (Suppl), 335-346

- Jackson, J. A., Patenaude, N. J., Carroll, E., Baker, C. S. (2008). How few whales were there after whaling? Inference from contemporary mtDNA diversity. *Molecular Ecology*, 17(1), 236-251.
- Jensen, F. H., Bejder, L., Wahlberg, M., Aguilar De Soto, N., Johnson, M. P., & Madsen, P. T. (2009). Vessel noise effects on delphinid communication. *Marine ecology progress series* 395, 161-175
- Kaliszewska, Z.A., Seger, J., Rowntree, V.J., Barco, S.G., Benegas, R., Best, P.B., Brown, M.W., Brownell, R.L. Jr, Carribero, A., Harcourt, R., Knowlton, A.R., Marshalltilas, K., Patenaude, N.J., Rivarola, M., Schaeff, C.M., Sironi, M., Smith, W.A., Yamada, T.K. (2005). Population histories of right whales (Cetacea: Eubalaena) inferred from mitochondrial sequence diversities and divergences of Literatura citada 175 their whale lice (Amphipoda: Cyamus). *Molecular Ecology*. 18 pp. doi:[10.1111/j.1365-294X.2005.02664.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2005.02664.x)
- Kamil Barton (2018). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.42.1. Available from: <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/index.html>
- Kogi, K., Hishii, T., Imamura, A., Iwatani, T., & Dudzinski, K. M. (2004). Demographic parameters of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) around Mikura island, Japan. *Marine Mammal Science*, 20(3), 510-526.
- Kraus, S. D., & Hatch, J. J. (2001). Mating strategies in the North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). *Journal of Cetacean Research and Management*, Special Issue 2, 237-244.
- Kraus, S. D., & Rolland, R. M. (2007). Right whales in the urban ocean. En *The urban whale: North Atlantic right whales at the crossroads*. Harvard University Press.
- Kraus, S. D., Brown, M. W., Caswell, H., Clark, C. W., Fujiwara, M., Hamilton, P. K., Kenney, R. D., Knowlton, A. R., Landry, S., Mayo, C.A., McLellan, W. A., Moore, M. J., Nowacek, D. P., Pabst, D. A., Read, A. J., & Rolland, R. M. (2005) North Atlantic Right Whales in Crisis. *Ecology*, 309(5734):561–562. doi:[10.1126/science.1111200](https://doi.org/10.1126/science.1111200)
- Leaper, R., Cooke, J., Trathan, P., Reid, K., Rowntree V.J. y Payne R.S. (2006). Global climate drives southern right whale (*Eubalaena australis*) population dynamics. *Biology Letters*, 2:289–292.
- Lesage, V., Barrette, C., Kingsley, M., & Sjøre, B. (1999). The effect of vessel noise on the vocal behavior of belugas in the St. Lawrence River estuary, Canada. *Marine*

- Mammal Science*, 15(1), 65-84.
- Lisnizer, N., Garcia-Borboroglu, P., Yorio, P. (2011). Spatial and temporal variation in population trends of kelp gulls in northern Patagonia, Argentina. *EMU* 111, 259. <http://dx.doi.org/10.1071/MU11001>.
- Lundquist, D., Sironi, M., Würsig, B., Rowntree, V., Martino, J., & Lundquist, L. (2012). Response of southern right whales to simulated swim-with-whale tourism at Península Valdés, Argentina. *Marine Mammal Science*, 29, 24-45.
- Lusseau, D. (2003). Effects of tour boats on the behavior of bottlenose dolphins: using Markov chains to model anthropogenic impacts. *Conservation Biology*, 17(6), 1785-1793.
- Lusseau, D. (2005). The residency pattern of bottlenose dolphins (*Tursiops* spp.) in Milford Sound, New Zealand, is related to boat traffic. *Marine Ecology Progress Series*, 295, 265-272.
- Lusseau, D. (2014). Ecological constraints and the propensity for population consequences. *En Higham J., Bejder L. & Williams R. (Eds.), Whale watching sustainable tourism and ecological management (pp. 229-241). New York: Cambridge University Press.*
- Lusseau, D., & Higham, J. E. S. (2004). Managing the impacts of dolphin-based tourism through the definition of critical habitats: The case of bottlenose dolphins (*Tursiops* spp.) in Doubtful Sound, New Zealand. *Tourism Management*, 25 (5), 657–667
- Lusseau, D., Slooten, L., & Currey, R. J. (2006). Unsustainable dolphin-watching tourism in Fiordland, New Zealand. *Tourism in Marine Environments*, 3(2), 173-178.
- Magalhães, S., Prieto, R., Silva, M. A., Goncalves, J., Afonso-Dias, M., & Santos, S. M. (2002). Short-term reactions of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) to whale-watching vessels in the Azores. *Aquatic Mammals*, 28(3), 267-274.
- Mann, J. (1999). Behavioral sampling methods for cetaceans: a review and critique. *Marine mammal science*, 15(1), 102-122.
- Mate, B. R., Best, P. B., Lagerquist, B. A., & Winsor, M. H. (2011). Coastal, offshore, and migratory movements of South African right whales revealed by satellite telemetry. *Marine Mammal Science*, 27:455–476.
- Mate, B., Duley, P., Lagerquist, B., Wenzel, F. Stimpert, A., & Clapham, P. (2005). Observations of a female North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) in

- simultaneous copulation with two males: Supporting evidence for sperm competition. *Aquatic Mammals*, 31:157–160.
- Maury, M. F. (1852). Whale chart of the world (the wind and current charts), Series F. Washington, D.C. 4 Sheets: No. Indian Ocean) no date. Washington DC: National Observatory, Bureau of Ordnance and Hydrography.
- Meissner, A. M., Christiansen, F., Martinez, E., Pawley, M. D., Orams, M. B., & Stockin, K. A. (2015). Behavioural effects of tourism on oceanic common dolphins, *Delphinus* sp., in New Zealand: the effects of Markov analysis variations and current tour operator compliance with regulations. *PloS one*, 10(1), e0116962.
- Moberg, G. P. (2000). Biological response to stress: implications for animal welfare. *The biology of animal stress: basic principles and implications for animal welfare*, 1-21.
- Morrell, B. (1832) A Narrative of Four Voyages: To the South Sea, North and South Pacific Ocean, Chinese Sea, Ethiopic and Southern Atlantic Ocean, Indian and Antarctic Ocean. From the year 1822 to 1831. J. & J. Harper
- Morton, A. B., & Symonds, H. K. (2002). Displacement of *Orcinus orca* (L.) by high amplitude sound in British Columbia, Canada. *ICES Journal of Marine Science*, 59(1), 71-80.
- New, L. F., Harwood, J., Thomas, L., Donovan, C., Clark, J. S., Hastie, G., ... & Lusseau, D. (2013). Modelling the biological significance of behavioural change in coastal bottlenose dolphins in response to disturbance. *Functional Ecology*, 27(2), 314-322.
- O'Connor, S., Campbell, R., Cortez, H., & Knowles, T. (2009). Whale Watching Worldwide: tourism numbers, expenditures and expanding economic benefits. Special report for the International Fund for Animal Welfare prepared by Economists at Large. Yarmouth MA: International Fund for Animal Welfare
- Olesiuk, P. F., Nichol, L. M., Sowden, M. J., & Ford, J. K. (2002). Effect of the sound generated by an acoustic harassment device on the relative abundance and distribution of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Retreat Passage, British Columbia. *Marine Mammal Science*, 18(4), 843-862.
- Orams, M. B. (1997). The effectiveness of environmental education: can we turn tourists into "greenies"? *Progress in tourism and hospitality research*, 3(4), 295-306.
- Orams, M. B. (2001). From whale hunting to whale watching in Tonga: A sustainable

- future?. *Journal of Sustainable Tourism*, 9(2), 128-146.
- Parks, S. E., & Tyack, P. L. (2005). Sound production by North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) in surface active groups. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 117(5), 3297-3306.
- Parks, S. E., Brown, M. W., Conger, L. A., Hamilton, P. K., Knowlton, A. R., Kraus, S. D., ... & Tyack, P. L. (2007). Occurrence, composition, and potential functions of North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) surface active groups. *Marine mammal science*, 23(4), 868-887.
- Parsons, E. C. M. (2012). The negative impacts of whale-watching. *Journal of Marine Biology*, 2012(807294), 1–9.
- Parsons, E. C. M., & Rawles, C. (2003). The resumption of whaling by Iceland and the potential negative impact in the Icelandic whale-watching market. *Current Issues in Tourism*, 6(5), 444-448.
- Pauly, D., Trites, A.W., Capulli, E., & Christensen V. (1998). Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science* 55: 467-481.
- Payne, R. (1986). Long term behavioral studies of the southern right whale, *Eubalaena australis*. *Journal of Cetacean Research and Management*, (Special Issue 10), 161-167.
- Payne, R., Brazier, O., Dorsey, E.M., Perkins, J.S., Rowntree, V.J., Titus, A. (1983). External features in southern right whales, *Eubalaena australis*, and their use in identifying individuals pp 371-445. In R. Payne, ed. *Communication and behavior of whales*. AAAS Selected Symposium 76. Westview Press, Inc., Boulder, CO.
- Payne, R., Rowntree, V., Perkins, J.S., Cooke, J.G., & Lankester, K. (1990). Population size, trends and reproductive parameters of right whales (*Eubalaena australis*) off Península Valdés, Argentina. *International Whaling Commission*, (Special Issue 12), 271-278, SC/A88/ID1.
- Pettis, H. M., Pace R. M. III, Schick, R. S., & Hamilton, P. K. (2017) North Atlantic Right Whale Consortium 2017 Annual report card. https://www.narwc.org/uploads/1/1/6/6/116623219/2017_report_cardfinal.pdf
- Pinheiro, J. C., & Bates, D. M. (2000). Linear mixed-effects models: basic concepts and examples. *Mixed-effects models in S and S-Plus*, 3-56.

- Pirzl, R., Patenaude, N. J., Burnell, S., & Bannister, J. (2009). Movements of southern right whales (*Eubalaena australis*) between Australian and subantarctic New Zealand populations. *Marine Mammal Science*, 25(2), 455-461.
- Potts, T., Burdon, D., Jackson, E., Atkins, J., Saunders, J., Hastings, E., & Langmead, O. (2014). Do marine protected areas deliver flows of ecosystem services to support human welfare?. *Marine Policy*, 44, 139-148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2013.08.011>
- Pusey, A. E. (1987). Sex-biased dispersal and inbreeding avoidance in birds and mammals. *Trends in ecology & evolution*, 2(10), 295-299.
- R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL. <http://www.R-project.org/>.
- Rako, N., Fortuna, C. M., Holcer, D., Mackelworth, P., Nimak-Wood, M., Pleslic, G., Sebastianutto, L., Vilibic, I., Wiemanna, A., & Picciulin, M. (2013). Leisure boating noise as a trigger for the displacement of the bottlenose dolphins of the Cres–Lošinj archipelago (northern Adriatic Sea, Croatia). *Marine pollution bulletin*, 68(1), 77-84.
- Rayment, W., Dawson, S., & Webster, T. (2014). Breeding status affects fine-scale habitat selection of southern right whales on their wintering grounds. *Journal of Biogeography*, 42(3), 463-474.
- Reeves, R. R., & Smith, T. D. (2006). A taxonomy of world whaling: operations and eras. In: Estes JA, DeMaster DP, Doak DF, Williams TM, Brownell RL, Jr., eds. Whales, whaling and ocean ecosystems. Berkeley: University of California Press. pp 82–101
- Reilly, S. B., Bannister, J. L., Best, P., Brown, M. W., Brownell, R., Butterworth, D., ... & Zerbini, A. N. (2008). *Eubalaena australis* (Chile-Peru subpopulation). IUCN 2009 IUCN Red List of Threatened Species Version 20092. <http://www.iucn.redlist.org>
- Reinius, S.W., & Fredman, P., (2007). Protected areas as attractions. *Ann. Tour. Res.* 34 (4), 839-854. <http://dx.doi.org/10.1016/j.annals.2007.03.011>
- Richards, R. (1993). Into the South Seas: The Southern Whale Fishery Comes of Age on the Brazil Banks 1765 to 1812. The Paramatta Press, Wellington. 128pp.
- Richardson, W. J., Finley, K. J., Miller, G. W., Davis, R. A., & Koski, W. R. (1995).

- Feeding, social and migration behavior of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, in Baffin Bay vs. the Beaufort Sea—regions with different amounts of human activity. *Marine mammal science*, 11(1), 1-45.
- Rivarola, M., Campagna, C., & Tagliorette, A. (2001). Demand-driven commercial whalewatching in Península Valdés (Patagonia): Conservation implications for right whales. *Journal of Cetacean Research and Management* (Special Issue 2), 145-151.
- Romano, T. A., Keogh, M. J., Kelly, C., Feng, P., Berk, L., Schlundt, C. E., ... & Finneran, J. J. (2004). Anthropogenic sound and marine mammal health: measures of the nervous and immune systems before and after intense sound exposure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(7), 1124-1134.
- Romero, A. & Hayford, K. (2000). Past and Present Utilization of Marine Mammals in Grenada, West Indies. *Journal of Cetacean Research and Management* 2, 223-226.
- Rosenbaum, H. C., Brownell, R. L., Brown, M. W., Schaeff, C., Portway, V., White, B. N., Malik, S., Pastene, L. A., Patenaude, N. J., Baker, C.S., Goto, M., Best, P. B., Clapham, P. J., Hamilton, P., Moore, M., Payne, R., Rowntree, V., Tynan, C. T., Bannister, J. L., & Desalle, R. (2000). World-wide genetic differentiation of *Eubalaena*: questioning the number of right whale species. *Molecular Ecology*, 9:1793–1802. doi:[10.1046/j.1365-294x.2000.01066.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-294x.2000.01066.x)
- Rowntree, V. J., McGuinness, P., Marshall, K., Payne, R., Sironi, M. (1998). Increased Harassment of right whales (*Eubalaena australis*) by kelp gulls (*Larus dominicanus*) at Península Valdés, Argentina. *Marine Mammal Science* 14, 99–115.
- Rowntree, V. J., Uhart, M. M., Sironi, M., Chirife, A., Di Martino, M., La Sala, L., ... & Sala, J. E. (2013). Unexplained recurring high mortality of southern right whale *Eubalaena australis* calves at Península Valdés, Argentina. *Marine Ecology Progress Series*, 493, 275-289.
- Rowntree, V., Payne, R., & Schell, D.M. (2001). Changing patterns of habitat use by southern right whales (*Eubalaena australis*) on their nursery ground at Península Valdés, Argentina, and in their long-range movements. *Journal of Cetacean Research and Management*, (Special Issue 2), 133-143.
- Scarpaci, C., Bigger, S. W., Corkeron, P. J., & Nugegoda, D. (2000). Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) increase whistling in the presence of swim-with-dolphin tour

- operations. *Journal of Cetacean Research and Management*, 2(3), 183-185.
- Schaeff, C. M., Best, P. B., Rowntree, V. J., Payne, R., Jarvis, C., & Portway, V. A. (1999). Dorsal skin color patterns among southern right whales (*Eubalaena australis*): genetic basis and evolutionary significance. *Journal of Heredity*, 90(4), 464-471.
- Schnack, E., Aliotta, S., Isla, F., & Lizasoain, G. (1996). Formas de fondo asociadas a un delta de reflujo macromareal, San Antonio Oeste, provincia de Río Negro, Argentina. *Thalassas*, 12: 121-135.
- Schneider, C., (2009). Sistema de composición cartográfica del Instituto de Biología Marina y Pesquera Alte. Storni. IBMPAS.
- Seyboth E., Groch, K. R., Secchi, E. R., & Dalla Rosa, L. (2015). Habitat use by southern right whales, *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822), in their main northernmost calving area in the western South Atlantic. *Marine Mammal Science*, 31(4), 1521-1537.
- Sherman, S. C, Downey, J. M, Adams, V. M, & Pasternack, H. (1986). Whaling logbooks and journals 1613–1927: an inventory of manuscript records in public collections. New York: Garland Publishers.
- Sironi, M. (2004). Behavior and social development of juvenile southern right whales (*Eubalaena australis*) and interspecific interactions at Península Valdés, Argentina. Tesis Doctoral. University of Wisconsin – Madison. 211 pág. 167
- Sironi, M., López, J. C., Bubas, R., Carribero, A., García, C., Harris, G., ... & Payne, R. (2008). Predation by killer whales (*Orcinus orca*) on southern right whales (*Eubalaena australis*) off Patagonia, Argentina: effects on behavior and habitat choice. *Scientific Committee of International Whaling Commission SC/60/BRG29 Google Scholar*.
- Sironi, M., Rowntree, V. J., Snowdon, C. T., Valenzuela, L., Marón, C. (1998). Kelp gulls (*Larus dominicanus*) feeding on southern right whales (*Eubalaena australis*) at Península Valdés, Argentina: updated estimates and conservation implications. *Journal Cetacean Research Management* 1–12.
- Smith, T. D., Reeves, R. R., Josephson, E. A., & Lund, J. N. (2012). Spatial and seasonal distribution of American whaling and whales in the age of sail. *PLoS One*, 7(4), e34905.
- Spedicato, G. A., Kang, T. S., Yalamanchi, S. B., & Yadav, D. (2016). The markovchain

- Package: A Package for Easily Handling Discrete Markov Chains in R. Accessed Dec.
- Stamaton, K. A., Croft, D. B., Shaughnessy, P. D., Waples, K. A., & Briggs, S. V. (2010). Behavioral responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to whale-watching vessels on the southeastern coast of Australia. *Marine Mammal Science*, 26(1), 98–122.
- Stamaton, K. A., Croft, D. B., Shaughnessy, P. D., Waples, K. A., & Briggs, S. V. (2007). Educational and conservation value of whale watching. *Tourism in Marine Environments*, 4(1), 41-55.
- Steckenreuter, A., Harcourt, R., & Möller, L. (2011). Distance does matter: close approaches by boats impede feeding and resting behaviour of Indo-Pacific bottlenose dolphins. *Wildlife Research*, 38(6), 455-463.
- Steckenreuter, A., Möller, L., & Harcourt, R. (2012). How does Australia's largest dolphin-watching industry affect the behaviour of a small and resident population of Indo-Pacific bottlenose dolphins?. *Journal of Environmental Management*, 97, 14-21.
- Stefanski, S. F., & Villasante, S. (2014). Whales vs. gulls: Assessing trade-offs in wildlife and waste management in Patagonia, Argentina. *Ecosystem Services*, 16, 294-305.
- Stockin, K. A., Lusseau, D., Binedell, V., Wiseman, N., & Orams, M. B. (2008). Tourism affects the behavioural budget of the common dolphin *Delphinus* sp. in the Hauraki Gulf, New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*, 355, 287-295.
- Sueyro, N., Crespo, E. A., Arias, M., Coscarella, M. A. (2018). Density-dependent changes in distribution of Southern Right Whales (*Eubalaena australis*) in the breeding ground Peninsula Valdés. *Peer J*, 6:e5957 DOI 10.7717/peerj.5957
- Svendsen, G. M. (2013). Distribución y uso de hábitat de mamíferos marinos en el Golfo San Matías. PhD Thesis. Universidad Nacional del Comahue, Centro Regional Universitario Bariloche. 175p.
- Taber, S., & Thomas, P. (1982). Calf development and mother-calf spatial relationships in southern right whales. *Animal Behavior*, 30: 1072–1083.
- Tagliorette, A., Janeiro, C., Fernández Ajó, A. Harris, G. Bandieri, L., & Giese, C. (2008). Monitoreo de avistaje de ballenas embarcado y costero en Puerto Pirámides y El Doradillo, Chubut, Proyecto “Consolidación e Implementación del Plan de Manejo de la Zona Costera Patagónica para la Conservación de la Biodiversidad”–

- ARG/02/G31 GEF – PNUD. Fundación Patagonia Natural Puerto Madryn, Chubut 60 p.
- Thomas, P. O. (1988). Kelp gulls, *Larus dominicanus*, are Parasites on flesh of the right whale, *Eubalaena australis*. *Ethology* 79, 89–103.
- Thomas, P. O., & Taber, S. M. (1984). Mother-infant interaction and behavioural development in southern right whales, *Euabalaena australis*. *Behaviour*, 88, 42-60.
- Tilman, D. (1999) The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, 80: 1455– 1474.
- Tormosov, D. D., Y. A. Mikhaliyev, P. B. Best, V. A. Zemsky, K. Sekiguchi and R. L. Brownell. (1998). Soviet catches of southern right whales *Eubalaena australis*, 1951–1971. Biological data and conservation implications. *Biological Conservation*, 86(2), 185-197.
- Townsend, C. H. (1935). The distribution of certain whales as shown by logbook records of American whaleships. *Zoologica* (NY) 19: 1–50+6 Charts.
- Valenzuela, L. O., Rowntree, V. J., Sironi, M., Seger, J. (2018) Stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{34}\text{S}$) in skin reveal diverse food sources used by southern right whales *Eubalaena australis*. *Marine Ecology Progress Series* 603:243-255.
- Valenzuela, L. O., Sironi, M., & Rowntree, V. J. (2010). Interannual Variation in the Stable Isotope Differences Between Mothers and Their Calves in Southern Right Whales (*Eubalaena australis*). *Aquatic Mammals*, 36(2).
- Van Parijs, S. M., & Corkeron, P. J. (2001). Boat traffic affects the acoustic behaviour of Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis*. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 81(03), 533-538.
- Whale-watching Sub-Committee (1999). Annex J - Report of the Sub-Committee. The Journal of Cetacean Research and Management 1(Supplement): 227-232.
- Whale-watching Sub-Committee (2015). Report of the Scientific Committee. International Whaling Commission, San Diego, USA, SC66a, IWC/66/Rep01(2015)
- Whale-watching Sub-Committee (2016). Annex N - Report of the Scientific Committee. International Whaling Commission, Bled, Eslovenia, SC66b, IWC/66/Rep01(2016)
- Whitehead, H., & Payne, R. (1981). New techniques for assessing populations of right whales without killing them. En: FAO Fish. Serv. (Ed). *Mammals in the*

- Seas.General Papers and Large Cetaceans. Rome. 3(5):189–209. ISBN 9251005133
- Whitehead, H., Payne, R., & Payne, M. (1986). Population Estimate for the Right Whales off Península Valdés, Argentina, 1971-1976. *International Whaling Commission*, (Special Issue 10), 169-171 pp.
- Wickham, H. (2009). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.
- Williams, R., Lusseau, D., & Hammond, P. S. (2006). Estimating relative energetic costs of human disturbance to killer whales (*Orcinus orca*). *Biological Conservation*, 133(3), 301-311.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K., Stachowicz, J. J., & Watson, R. (2006) Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787–790
- Wright, A. J., Deak, T., & Parsons, E. C. M. (2011). Size matters: management of stress responses and chronic stress in beaked whales and other marine mammals may require larger exclusion zones. *Marine Pollution Bulletin*, 63(1-4), 5-9.
- Wright, A. J., Soto, N. A., Baldwin, A. L., Bateson, M., Beale, C. M., Clark, C., ... & Hatch, L. T. (2007). Do marine mammals experience stress related to anthropogenic noise?. *International Journal of Comparative Psychology*, 20(2).
- WTTC/WTO. (1999). World Travel and Tourism Council, ECONETT, Alliance for Sustainable Tourism
- Zar, J. H. (1996) Biostatistical analysis, 3rd edn. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ
- Zerbini, A. N., Fernandez Ajos, A., Andriolo, A., Clapham, P.J., Crespo, E., Gonzalez, R., Harris, G., M. Mendez, Rosenbaum, H., Sironi, M., Sucunza, F., Uhart, M. (2018). Satellite tracking of Southern right whales (*Eubalaena australis*) from Golfo San Matias, Rio Negro Province, Argentina. Scientific Committee of the International Whaling Commission SC67b, Bled, Slovenia.
- Zerbini, A. N., Rosenbaum, H., Mendez, M., Sucunza, F., Andriolo, A., Harris, G., Clapham P. J., Sironi, M., Uhart, M, Ajó, A. F. (2016). Tracking southern right whales through the southwest Atlantic: An update on movements, migratory routes and feeding grounds. *Committee of the International Whaling Commission SC66b*, Bled, Slovenia.SC/66b/BRG26