



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y OCEANOGRÁFICAS
CARRERA DE BIOLOGÍA

**ABUNDANCIA, DINÁMICA POBLACIONAL Y FORMACIÓN DE GRUPOS
MIXTOS DE *MEGAPTERA NOVAEANGLIAE*, *OTARIA FLAVESCENS* Y
ARCTOCEPHALUS AUSTRALIS EN EL ÁREA MARINA COSTERA
PROTEGIDA FRANCISCO COLOANE**

TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE BIÓLOGO

Por: Cristian Marcelo Muñoz Godoy

Profesor Guía: Jorge Eduardo Gibbons Escobar

Concepción, Chile 2020

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer toda la ayuda y el apoyo que me brinda mi tutor, el profesor Jorge Gibbons de la Universidad de Magallanes, quien fue una parte fundamental para poder terminar esta extensa etapa académica, pero por sobre todo por su paciencia y por sugerirme este apasionante tema. También quiero agradecer al Sr. Juan Capella, por confiar en mí y poner a mi disposición la información que con tanto ahínco recoleto por tantos años.

A Diego, de la Universidad Austral de Chile, muchas gracias por su apoyo y recomendaciones con respecto al procesamiento y el análisis de los datos de lobos marinos.

A la profesora María Paz Casanova, del departamento de matemáticas de la Universidad de Concepción, por su oportuna y gran ayuda con el análisis estadístico de los resultados de este trabajo.

Por último, pero no menos impórtate, a mi familia quien siempre ha creído en mí y me ha apoyado, en especial a mi madre, sin ti no hubiera logrado esto.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. ESTADO DE CONOCIMIENTO Y PRINCIPALES INCÓGNITAS PARA LAS TRES ESPECIES EN EL AMCP Y PM FRANCISCO COLOANE	3
1.1.1. Ballena Jorobada.....	3
1.1.2. Lobos marinos.....	4
2. OBJETIVOS.....	5
2.1. OBJETIVO GENERAL.....	5
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	6
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	6
3.1. ÁREA DE ESTUDIO	6
3.2. RECOPIACIÓN DE DATOS DE BALLENAS JOROBADAS	8
3.3. ESTRUCTURA POR CATEGORÍAS DE EDAD DE LA BALLENA JOROBADA.....	9
3.4. CARACTERIZACIÓN DE LOBOS MARINOS	10
3.5. FORMACIÓN DE GRUPOS MIXTOS.....	11
3.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	12
3.6.1. Base de datos ballena jorobada	12
3.6.2. Abundancia relativa de ballenas jorobadas	12
3.6.3. Dinámica poblacional de la ballena jorobada	12
3.6.4. Estimación de abundancia por captura recaptura de ballenas jorobadas	13
3.6.5. Caracterización de la dinámica poblacional de lobos marinos	15

3.6.6. Correlación de la dinámica poblacional de los lobos comunes y finos.....	15
3.6.7. Grado de asociación de grupos mixtos	15
4. RESULTADOS.....	17
4.1. BALLENAS JOROBADAS	17
4.2. LOBOS MARINOS.....	20
4.3. GRUPOS MIXTOS	23
5. DISCUSIÓN	27
6. BIBLIOGRAFÍA	38
7. ANEXOS	53
Anexo I. Promedio del número de lobos marinos comunes y finos contabilizados durante la temporada 2005-2019. Incluye la desviación estándar.....	53
Anexo II. Asociación entre el número de ballenas y el número de lobos finos avistados en el Parque Marino y AMCP Francisco Coloane.	54
Anexo III. Asociación entre el número de ballenas avistadas y la presencia de lobos marinos.	54
Anexo IV. Asociación entre presencia de lobos marinos y número de ballenas avistadas, según año y según presencia de ballenas de cada grupo etario. ...	55
Anexo V. Índice de formación de grupos mixtos (If-GM) de ballenas jorobadas y lobos marinos en el AMCP y Parque Marino FC durante los años 2004-2019.	56
Anexo VI. Comparaciones post hoc de Mann-Whitney por parejas para diferencias significativas entre las abundancias de ballenas jorobadas en el AMCP y Parque Marino Francisco Coloane durante los años 2004-2019. Las regiones grises indican diferencias significativas ($p < 0.05$).	56

Anexo VII. Estimación del tamaño de la población (\hat{n}) de ballenas jorobadas en el PM y AMCP-MU Francisco Coloane mediante captura recaptura.57



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área Marina Protegida Francisco Coloane. El área de múltiples usos se identifica con color celeste, mientras que el Parque Marino con un triángulo verde.	7
Figura 2. Tasa de retorno de ballenas jorobadas (línea discontinua) en el area de estudio y número total de nuevos individuos foto-identificados por temporada (línea continua).	17
Figura 3. Abundancia relativa de ballenas jorobadas por día/año durante 2004-2019 (línea continua) y número total de individuos foto-identificados (línea discontinua) entre los años 2004-2019.	18
Figura 4. Estimación de la abundancia anual de ballenas jorobadas desde el año 2004 al 2019 en el PM y AMCP Francisco Coloane mediante captura recaptura. Las barras representan el error estándar.	19
Figura 5. Abundancia de lobo común <i>O. flavescens</i> en el Parque Marino Francisco Coloane durante los años 2005-2019. Se excluyó el año 2008.	21
Figura 6. Abundancia de lobo fino austral <i>A. australis</i> en el Parque Marino Francisco Coloane durante los años 2005-2019. Se excluyó el año 2008.	22
Figura 7. Correlación de la abundancia de lobos comunes y finos en el area de estudio.	22
Figura 8. Frecuencia de asociación, expresado como porcentaje, entre la presencia de ballenas jorobadas con cría y la presencia de lobos finos en el PM y AMCP Francisco Coloane.	23
Figura 9. Asociación entre el número de ballenas avistadas y el porcentaje de lobos finos avistados en grupos mixtos.	24
Figura 10. Número total acumulado de lobos finos en grupos mixtos desde el año 2004 al 2019.	25

Figura 11. Número total de avistamientos de ballenas jorobadas y de lobos marinos asociados a grupos mixtos en el PM y AMCP Francisco Coloane. Línea punteada corresponde al índice de formación de grupos mixtos (If-GM).....26

Figura 12. Número total acumulado de ballenas avistadas por año en el PM y AMCP Francisco Coloane; durante los años 2004-2019.28

Figura 13. Tasa anual de crecimiento poblacional de *M. novaeangliae* en el PM y AMCP Francisco Coloane calculada mediante la información de Monnahan *et al.* (2019) y la estimada con el modelo realizado en este estudio.....31

Figura 14. Formación de grupos mixtos entre *M. novaeangliae* y *A. australis* en el PM y AMCP Francisco Coloane.....36



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Esfuerzo de búsqueda de ballenas jorobadas en el PM y AMCP Francisco Coloane desde el año 2004 a 2019.....	9
Tabla 2. Clasificación por categorías de edad de la ballena jorobada de acuerdo con la longitud corporal de los individuos.....	10
Tabla 3. Loberas en donde se realizaron los censos marítimos en el PM Francisco Coloane entre el 2005-2019; excepto el año 2008.	11
Tabla 4. Tasa anual de crecimiento poblacional (R) de ballenas jorobadas en el PM y AMCP Francisco Coloane.....	20



RESUMEN

Las poblaciones de la ballena jorobada fueron diezgadas en todo el mundo. Como respuesta a esta disminución, y también al decrecimiento regional de los otáridos, el gobierno chileno creó el Parque Marino (PM) y el Área Marina Costera Protegida (AMCP) Francisco Coloane en 2003, en un sitio de alimentación de ballenas jorobadas y de lobos marinos en el Estrecho de Magallanes. Sin embargo, 17 años después, este parque marino aún no tiene ni un plan de manejo ni datos actualizados sobre los mamíferos marinos que son sus principales objetos de conservación. Presentamos información sobre la abundancia y tendencias de avistamientos de ballena jorobada, lobo común y lobo fino austral en el PM y el AMCP Francisco Coloane, obtenidos durante 15 años consecutivos de 2004 a 2019, un período con un esfuerzo alto y homogéneo (1896 días de esfuerzo de muestreo).

Analizamos a) 9.825 grupos de avistamiento de ballenas jorobadas y 184 individuos foto-identificados. b) Seis colonias de lobos marinos y leones marinos c) Asociaciones (grupos mixtos) de ballenas y ambas especies de otáridos.

El análisis de captura-recaptura de individuos foto-identificados de ballena jorobada evidencia un tamaño de población estimado de 193 individuos entre 2004 y 2019, y muestra un cambio progresivo en la tasa anual de crecimiento poblacional: 30% de incremento entre 2005-2007, $\leq 4.4\%$ entre 2008 y 2012, y con decrecimiento $< 30\%$ entre 2018 y 2019. Una disminución similar ha ocurrido en forma reciente en las tasas de retorno de individuos entre pares de años consecutivos y también en la presencia de nuevos individuos por año. El análisis de la abundancia relativa anual de ballenas jorobadas (número de individuos / día / año) muestra fuertes fluctuaciones dentro del período, pero coincide con el análisis de captura-recaptura en la fuerte disminución de 2018 a 2019.

Tanto el lobo común como el lobo fino austral muestran, entre el 2007 al 2009, una disminución evidente de su abundancia, con tendencias similares y una

correlación positiva entre las dos especies. Finalmente, nuestros resultados indican diferencias en las asociaciones de ambas especies de pinnípedos con ballenas jorobadas. Las asociaciones de lobo fino austral y ballenas jorobadas se observaron a lo largo de cada año de 2004 a 2019, con una disminución anual en la frecuencia, similar a la tendencia observada en la población de lobos finos australes. Asociaciones de lobos comunes con ballenas jorobadas y también con lobos finos australes se ha observado en años recientes, a partir del 2019. Estas son las primeras descripciones de asociaciones entre estas tres especies y también de las ballenas jorobadas con otáridos.

Nuestro tamaño de población estimado es similar al estimado para el área por Monnahan *et al.* (2019) para el período 2005-2017, pero difirió en la tasa de crecimiento anual. En ese contexto, ni la disminución de la población de ballenas jorobadas entre los años 2017 a 2019, como la caída de ambas especies de pinnípedos es información conocida con anterioridad, lo que implica una alarma para las autoridades responsables del Parque Marino Francisco Coloane.

Nuestra descripción de la dinámica de la población de ballenas jorobadas, lobos finos australes y lobos marinos comunes, junto con el hallazgo de cambios de comportamiento en sus asociaciones sugiere la aparición de fenómenos ecológicos desconocidos que deben considerarse en un futuro Plan de Manejo del Parque Marino.

Palabras clave: AMCP Francisco Coloane, ballena jorobada, lobo común, lobo fino, abundancia, grupos mixtos.

ABSTRACT

Populations of the Humpback whale were decimated worldwide. As a responses to this decline, and also of the regional decline of otarids, the Chilean government created in 2003 the Marine Park (MP) and the Coastal Marine Protected Area (CMPA) Francisco Coloane in a feeding area for humpback whales and sea lions at the Strait of Magellan. However 17 years after, this marine park have not neither a Management Plan nor updated data about the marine mammals that are their principal conservation objects. We present information on Humpback whale, Southern sea lion and Southern fur seal abundance and trends in the Marine Park and CMPA Francisco Coloane, obtained during 15 consecutive years from 2004 to 2019, a period with high and homogeneous effort (1896 days of sampling effort). We analyzed a) 9.825 humpback whale sighted groups and 184 cumulative individuals photo-identified, b) six colonies of fur seal and sea lion and c) associations (mixed groups) of whales and both otarids species.

Capture-recapture analysis for open population of Humpback whale photo ID brings an estimated population size of 193 individuals between 2004 and 2019, and shows a progressive changes in the annual population growth rate: increase 36% between 2004 and 2007 and $\leq 4,4\%$ from 2008 to 2012, and decrease $< 20\%$ from 2018 to 2019. A similar decline occurs in the rates of individual annual return between pairs of consecutive years and also in the annual new individuals. An analysis of Humpback whale relative abundance (numbers of individuals/day/year) shows strong fluctuations within the period, but coincide with the capture-recapture analysis in the strong decrease from 2018 to 2019.

Both Southern sea lion and southern fur seal show an evident decrease in their abundance from 2007 to 2019, with similar trends and a positive correlation between both species. Finally our results indicate differences in the associations of both species of pinnipeds with humpbacks whales. Southern fur seal and Humpback whale associations were observed every year from 2004 to 2019, with

an annual decrease in frequency, similar to the Southern fur seal population trend. Recent associations of Southern sea lion with humpback whale and also Southern fur seal were detected first time in 2019. These are the first descriptions of associations among any of these three species and also about Humpbacks whales and any Otariids are not described previously for the area and Chile.

Our estimated population size between 2004 and 2019 was similar to obtained by Monnahan *et al.* (2019) between 2005 and 2017 but differed in the annual growth rate. The decrease of the population of humpback whale between the years 2017 to 2019, and of both pinniped species were unknown until now and implies an alarm for the authorities responsible for the MP Francisco Coloane.

Our description of Humpback whales, Southern fur seals and Southern sea lion population dynamic, and the finding of behavioral changes in their associations suggests the occurrence of unknown ecological phenomena that must be considered in a future Management Plan of the Marine Park.

Keywords: CMPA Francisco Coloane, humpback whale, Southern sea lion, Southern South American fur seal, abundance, mixed groups.

1. INTRODUCCIÓN

Chile tradicionalmente se ha ubicado entre los 10 países más importantes en términos de desembarques pesqueros (FAO 2018), llegando la pesquería a ser el segundo sector de la economía, después de la minería. Sin embargo, paulatinamente la sobreexplotación ha llevado a un agotamiento dramático de los recursos pesqueros, con las consiguientes caídas en desembarques e impacto correspondiente en la biota marina. Es así como los problemas pasados, actuales y los que se predicen para el futuro, no solo de las pesquerías sino de todos los efectos de las actividades humanas (como cambio climático, contaminación, etc.) sobre nuestros ambientes marinos han aumentado la preocupación del Estado, científicos y de la ciudadanía (Fernández & Castilla 2005). Una de las respuestas ante la pregunta de cómo mitigar este proceso de destrucción, ha sido el establecimiento de áreas marinas protegidas (AMP) como herramientas para disminuir la pérdida de biodiversidad, siguiendo las Metas Aichi del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB 2013) que apuntan a proteger al menos el 10% de todas las regiones ecológicas marinas en el mundo (Wells *et al.* 2007).

En Chile, las principales herramientas legales que existen para la implementación de AMPs son: monumentos nacionales, santuarios de la naturaleza, parques marinos, reservas marinas y AMPs de uso múltiple (AMP-MU) (Fernández & Castilla 2005; Castilla 1996). Los parques marinos (PM) son áreas en aguas costeras o de mar abierto que excluyen cualquier uso extractivo de recursos marinos. El primer PM de Chile, el Francisco Coloane (FC), corresponde a un área pequeña, de 1506 hectáreas, que se implementó en el estrecho de Magallanes en 2003 (Decreto Supremo N° 276), con apoyo del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF en inglés).

Después de esta declaración, el número y superficie de PMs aumentó en los años posteriores hasta el presente, lo que resulta en un total de 9 PM, 3 de ellos costeros. El último y más grande PM es el Diego Ramírez – paso Drake o Cabo

de Hornos. A pesar que los objetivos respecto de los porcentajes de protección establecidos por Aichi ya han sido alcanzados por Chile, el avance ha sido puesto en duda pues ninguno de los PM está gestionado de manera efectiva y se ha criticado que en su mayoría éstos son “PM de papel”: la protección marina no se produce de manera efectiva debido a la falta de aplicación y gestión de un plan de manejo (Petit *et al.* 2018).

El PM Francisco Coloane, sería un ejemplo de PM de papel pues aún no cuenta con un plan de manejo habiendo transcurrido 17 años desde su creación. Esta carencia es aún más preocupante considerando que su creación y la de la AMCP-MU homónima en 2004 fue muy oportuna pues antecedió al desarrollo del turismo masivo y porque tuvo lugar en el marco de la etapa de elaboración del Proyecto “Conservación de la biodiversidad de importancia mundial a lo largo de la costa chilena”, ejecutado luego entre los años 2005 y 2011 bajo la gestión del Gobierno de Chile a través del Ministerio del Medio Ambiente (MMA) (antes Comisión Nacional del Medio Ambiente), con apoyo del Fondo Global para el Medio Ambiente.

Actualmente, una propuesta de plan de manejo del PM FC se encuentra en revisión por el Ministerio del Medio Ambiente y debiera implementarse a partir del 2020 o 2021. Una de las principales restricciones para la gestión y por lo tanto para la implementación completa de las áreas protegidas puede ser el apoyo financiero insuficiente. En este contexto, Waldron *et al.* (2013) indicaron que Chile se encuentra entre los 10 países con menor aporte de financiamiento para la conservación de la biodiversidad en el mundo, por lo que en el escenario económico actual puede temerse que sea aún más difícil el acceso a una financiación adecuada por parte del Estado de Chile. Sin embargo, no está claro que éste sea el problema principal en el PM FC, pues para el área se ha mantenido de manera ininterrumpida un monitoreo realizado en el marco de una cooperación entre académicos, ONG’s y una pequeña empresa de turismo, centrado en la ballena jorobada y secundariamente en otros mamíferos marinos,

lo que puede contribuir al manejo del área y al avance del conocimiento de las especies de interés. En este trabajo analizaremos la información que derivo de este proceso, que corresponde principalmente a observaciones de ballenas jorobadas *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781), primer objeto de conservación del PM, de lobos marinos comunes *Otaria flavescens* (Shaw, 1800), segundo objeto de conservación del PM FC y también de lobos finos australes *Arctocephalus australis* (Zimmermann, 1783).

1.1. ESTADO DE CONOCIMIENTO Y PRINCIPALES INCÓGNITAS PARA LAS TRES ESPECIES EN EL AMCP Y PM FRANCISCO COLOANE

1.1.1. Ballena Jorobada

En general los cetáceos, y especialmente los balaenopteridos, se caracterizan por ser especies migratorias, con grandes rangos de hogar, altamente móviles y voraces. Si bien puede parecer obvio que por éstas características las poblaciones de ballenas no pueden ser descritas y administradas bajo condiciones restringidas como las del PM FC, es de esperar que dentro del patrón migratorio de la subpoblación de ballenas jorobadas del Pacífico Sudeste, el PM FC corresponda a un área de alta densidad predecible, donde ocurran funciones críticas como la alimentación que requieren un régimen de protección específico.

Las ballenas jorobadas del Pacífico Sudeste (PSE), se distribuyen y migran desde áreas de reproducción que se extienden desde Costa Rica por el norte a Perú por el sur (Guidino *et al.* 2014; Rasmussen *et al.* 2007; Félix & Haase 2005; Scheidat *et al.* 2000; Flórez-González *et al.* 1998) hacia áreas de alimentación principalmente en aguas al occidente de la Península Antártica (Stevick *et al.* 2004; Stone *et al.* 1990; Omura 1953; Mackintosh 1942) y secundariamente de Chile (Hucke *et al.* 2013; Galletti Vernazzani *et al.* 2006, 2008; Gibbons *et al.* 2003). Es así como una misma subpoblación de ballenas cae dentro de la administración de 7 países (Costa Rica, Panamá, Colombia, Ecuador, Perú, Chile

y recientemente Argentina), además de ocupar aguas oceánicas internacionales y aguas antárticas, todas ellas bajo diferentes sistemas jurídicos. El PM FC es el único PM del océano Pacífico y del hemisferio sur que tiene como objetivo principal proteger una de las áreas de alimentación de esta especie. En el AMCP FC se han realizado investigaciones biogeográficas y poblacionales en ballenas jorobadas (Monnahan *et al.* 2019; Acevedo *et al.* 2006); sin embargo, la gran mayoría de los estudios se remite a unos pocos años, con excepción de Guzmán *et al.* (2020), Monnahan *et al.* (2019) y Capella *et al.* (2018).

1.1.2. Lobos marinos

En la región de Magallanes se han descrito dos especies de otáridos residentes, *Otaria flavescens* y *Arctocephalus australis*, ambos también presentes en el PM FC. La prospección más completa y reciente de lobos marinos a nivel regional fue realizada por Venegas *et al.* (2002), quienes indicaron que en relación a los censos anteriores (Sielfeld *et al.* 1978; Vargas & Torres 1976) la población de lobos comunes y finos en Magallanes disminuyeron aproximadamente un 65% entre 1978 y el 2001, con conductas indicativas de estrés de origen antrópico que no fueron advertidas en el censo de Sielfeld *et al.* (1978).

A pesar que la población de *O. flavescens* superaba los 20 mil ejemplares en la región, el censo de Venegas *et al.* (2002) consignó que era localmente abundante solo en unos pocos sitios del estrecho de Magallanes y canales fueguinos, habiendo encontrado solo 15 colonias reproductivas. En este contexto, el lobo marino común se identificó como uno de los tres principales objetivos de conservación en el PM y AMCP FC, ya que se registraron 11 colonias en el área, dos de las cuales son reproductivas (ubicadas en las costas de isla Carlos III y el seno Helado) (Venegas *et al.* 2002). Una de estas colonias se ubica entre las tres más grandes descritas en la región.

Por su parte, el lobo fino austral se encuentra principalmente en aguas exteriores u occidentales de los canales patagónicos y fueguinos, siendo el AMCP y PM Francisco Coloane una de las áreas de concentración más importantes ubicada en aguas interiores.

Actualmente no existe información actualizada con respecto al tamaño poblacional de lobos marinos en la zona sur austral de Chile, ya que desde Venegas *et al.* (2002) no se han realizado nuevos censos ni tampoco monitoreos sobre las poblaciones de lobo común y lobo fino austral en el AMCP y PM Francisco Coloane, como tampoco a nivel regional.

En resumen, el conocimiento sobre la dinámica y el estado poblacional de las especies de mamíferos marinos que son parte de los objetos principales de conservación del PM Francisco Coloane, es desactualizado e incompleto, pues a la fecha, y hasta donde tenemos conocimiento no existen programas de monitoreo a largo plazo, exceptuando unos pocos realizados sobre las ballenas jorobadas en la región.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GENERAL

Frente a la necesidad de generar información útil, entendiendo que tanto el PM como el AMCP Francisco Coloane fueron creados en el año 2003 y 2004 respectivamente, con escasa información de respaldo (Gibbons *et al.* 2003), el siguiente trabajo busca aportar al conocimiento sobre las variaciones poblacionales de ballenas jorobadas, lobos comunes y lobos finos mediante el análisis de avistamientos durante los meses de verano y otoño del 2004 al 2019.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Describir las tendencias poblacionales de la ballena jorobada en el PM y AMCP Francisco Coloane durante el período 2004-2019.
- b) Describir las tendencias poblacionales del lobo marino común y el lobo fino austral en el PM Francisco Coloane durante el período 2005-2019.
- c) Describir la dinámica temporal y espacial de las interacciones entre ballenas jorobadas y ambas especies de lobos marinos durante el período 2004-2019.
- d) Aportar a establecer si el PM Francisco Coloane representa una unidad de manejo distinta a la AMCP homónima, utilizando al ensamble de ballenas jorobadas, lobo común y lobo fino austral como indicador.



3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

El area de estudio comprende el AMCP-MU Francisco Coloane y el primer Parque Marino de Chile de nombre homónimo en su interior (Fig. 1).

El AMCP se encuentra en la region nororiental del Estrecho de Magallanes, aproximadamente a 180 km al suroeste de Punta Arenas con una superficie total de 67.000 hectáreas, se caracteriza por presentar una elevada heterogeneidad ambiental dada por las islas Carlos III, Charles, Monmouth entre otras, así como también por islotes, fiordos, canales y una porción continental contigua correspondiente a la península de Brunswick (Domínguez *et al.* 2012). Limita al este con bahía Cordes, al sur con el seno Helado, al norte con el estero Núñez y al oeste con el cabo Quod.

Por su parte el Parque Marino Francisco Coloane representa una zona núcleo de 1.503 hectáreas que se extiende desde el vértice marino (53°40'24" S; 72°09'36" W) hasta el Cabo Middleton y Punta Ballena. Al igual que el AMCP se encuentra influenciado principalmente por las aguas de la Corriente del Cabo de Hornos y en menor medida por aguas del océano Atlántico, también por el aporte de glaciares y ventisqueros que caen directamente al mar y de los ríos Batchelor y San Bernabé, así como por fuertes vientos y precipitaciones gran parte del año, que generarían en el área un ecosistema único, heterogéneo y con alta productividad biológica (Cornejo & Kusck 2006).



Figura 1. Área Marina Protegida Francisco Coloane. El área de múltiples usos se identifica con color celeste, mientras que el Parque Marino con un triángulo verde.

3.2. RECOPIACIÓN DE DATOS DE BALLENAS JROBADAS

El área de estudio ha sido monitoreada sistemáticamente entre finales de primavera (diciembre) y comienzos de otoño (mayo), durante los años 2004-2019, por un grupo de investigadores liderados por Juan Capella. Durante los años 2004-2019 el esfuerzo de muestreo aumento, de menos de 37 días por año entre 1999-2003, a un promedio anual de 112 días (SD = 11, rango = 95–135). En total el esfuerzo de muestreo realizado durante los años 2004-2019 correspondió a 1896 días (Tabla 1).

Cada vez que se avistaron ballenas jorobadas, se registraron los siguientes parámetros: posición geográfica, tamaño del grupo, composición, grupo etario y comportamiento. Los datos obtenidos fueron registrados en bitácoras de campo, que posteriormente fueron exportados en una base de datos en Excel.

Durante los primeros años, las fotografías fueron tomadas con cámaras de película de 35 mm con teleobjetivo. A partir del año 2006, se fotografiaron con cámaras SLR digitales. Solo las fotografías de buena calidad se usaron en los análisis.

Tabla 1. Esfuerzo de búsqueda de ballenas jorobadas en el PM y AMCP Francisco Coloane desde el año 2004 a 2019.

Años	Días	Horas
2004	123	616
2005	95	440
2006	108	485
2007	97	536
2008	108	529
2009	124	524
2010	117	540
2011	122	664
2012	126	608
2013	123	858
2014	127	807
2015	111	864
2016	133	1202
2017	135	1175
2018	122	1106
2019	125	1000
TOTAL	1896	11954

3.3. ESTRUCTURA POR CATEGORÍAS DE EDAD DE LA BALLENA JOROBADA

Las ballenas jorobadas foto-identificadas fueron agrupadas por categoría de edad en una de las tres clases que se muestran en la Tabla 2, de acuerdo con la longitud total de cada individuo (Winn & Reichley 1985).

Tabla 2. Clasificación por categorías de edad de la ballena jorobada de acuerdo con la longitud corporal de los individuos.

Categorías de edad	Longitud corporal (m)
Crías	4.0 - 9.0
Juveniles	9.0 - 12.0
Adultos	>12

3.4. CARACTERIZACIÓN DE LOBOS MARINOS

Mediante el método de conteo directo vía marítima se prospectaron oportunísticamente 6 loberas de lobo marino común (*Otaria flavescens*) y lobo fino austral (*Arctocephalus australis*) dentro del Parque Marino Francisco Coloane (Tabla 3), durante los meses de enero y febrero (verano austral) de los años 2005 al 2019, excepto el año 2008 que se no se consideró debido a que se prospecto solo una vez.

Las especies se clasificaron de acuerdo con las características morfológicas expuestas por Sielfeld (1983), posteriormente se categorizaron a los individuos por clase de edad y sexo en: machos adultos, hembras adultas, crías e indeterminados. Con esta información creamos bases de datos que contienen la siguiente información: nombre y coordenadas geográficas de la lobera, número de lobos marinos por especie y por clase de edad, y el año, mes y día en que las loberas fueron prospectadas.

Tabla 3. Loberas en donde se realizaron los censos marítimos en el PM Francisco Coloane entre el 2005-2019; excepto el año 2008.

Lobera	Coordenadas geograficas	
	Latitud	Longitud
Punta del campamento CIII	53°39'16"S	72°14'58"W
Lobera playa CIII	53°38'54"S	72°15'28"W
Punta SE Bahia Charly CIII	53°38'21"S	72°15'19"W
Punta NW Bahia Charly CIII	53°39'15"S	72°15'21"W
Islotes de Rupert	53°39'20"S	72°13'12"W
Isla Rupert	53°39'32"S	72°12'17"W



3.5. FORMACIÓN DE GRUPOS MIXTOS

Durante los meses de verano y otoño en las aguas del AMCP Francisco Coloane, coexisten tres especies de mamíferos marinos, la ballena jorobada y dos especies de la familia Otariidae, el lobo marino común y el lobo fino. En este sentido se describió por primera vez la formación de grupos mixtos de estas tres especies.

Para este efecto se definió la formación de asociaciones de grupos mixtos como la agregación temporal de una o más ballenas jorobadas con al menos un ejemplar de cualquiera de las dos especies de otáridos durante más de 15 minutos, y cada vez que se localizó un grupo se procedió a registrar la posición geográfica, la especie y el número de individuos por grupo.

3.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

3.6.1. Base de datos ballena jorobada

Para la construcción de los análisis estadísticos utilizamos los datos de avistamientos registrados en bitácoras de campo, material que fue facilitado por Juan Capella, durante los años 2004-2019, debido a que hubo una diferencia significativa con relación al esfuerzo de observaciones entre 1999 a 2003 y el período de 2004 a 2019. Para el período 2004-2019, el esfuerzo de muestreo fue homogéneo y el número de individuos foto-identificados no se correlacionó con el esfuerzo entre años (correlación de Spearman: $r_s = 0.265$, $df = 7$, $P = 0,51$).

3.6.2. Abundancia relativa de ballenas jorobadas

La abundancia relativa de ballenas jorobadas en el AMCP a nivel interanual se estimó a partir del número total acumulado de individuos distintos contabilizados por día del año (abundancia día/año), entre el 2004 y el 2019.

Para determinar si es que existían diferencias entre años en la abundancia se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis y el test post hoc de Mann-Whitney, con un nivel de confianza del 95%, debido a que los datos no se ajustaron al criterio de normalidad.

3.6.3. Dinámica poblacional de la ballena jorobada

Puesto que estas ballenas pueden ser reconocidas a partir de marcas naturales, tales como la variación de los patrones de coloración blanco y negro de la superficie ventral de la aleta caudal, así como también por el tamaño, coloración y la forma de la aleta dorsal (Blackmer *et al.* 2000; Katona & Whitehead, 1981), se creó un catálogo fotográfico, el cual contiene las historias de avistamientos de cada individuo. Aquel catálogo, que cuenta con ballenas jorobadas identificadas en el AMCP entre 1999 y 2019, fue facilitado por un investigador de la fundación

Walesound (Capella, datos no publicados), con el cual obtuvimos el número de individuos por año y la cantidad de nuevos individuos por año.

Con esta información, y a partir de la técnica de captura-recaptura de individuos foto-identificados, se construyeron historias de recaptura interanuales para cada uno de los distintos individuos con el objetivo de identificar si es que existen variaciones en la tasa de retorno de las ballenas jorobadas en el área de alimentación del Estrecho de Magallanes. La expresión para estimar la tasa de retorno consiste en dividir el número total de ejemplares foto-identificados el año X que fueron recapturados el año Y por el total de ballenas foto-identificadas el año X (modificado de Acevedo *et al.* 2006):

$$\text{Tasa de retorno} = (N_{rec}/N_{tot}) \times 100$$

Donde:

N_{rec} = Total de ballenas foto-identificadas en un año determinado (X) que fueron recapturadas en el verano siguiente (Y).

N_{tot} = Total de ballenas foto-identificadas en un año determinado (X).

La tendencia y la magnitud del cambio experimentado se evaluaron mediante el modelo cuadrático.

3.6.4. Estimación de abundancia por captura recaptura de ballenas jorobadas

La abundancia se calculó usando el modelo abierto de Jolly-Seber de captura recaptura que asume que durante el periodo de muestreo existen muertes, nacimientos, migración e inmigración, en su parametrización POPAN (Schwarz & Seber 1999; Schwarz & Arnason 1996) con el programa MARK (Cooch & White 2017).

La parametrización POPAN calcula el tamaño de la super población (N), la probabilidad de detección (p_i), la probabilidad de entrada ($pent$) y la probabilidad de supervivencia (ϕ). El primero, tamaño de la superpoblación (N), de acuerdo con Schwarz & Arnason (1996), corresponde al número total de individuos que estuvieron presentes en el primer y último evento de captura; p_i es la probabilidad de captura en la ocasión i ; y $pent$ es la probabilidad de que un individuo de la superpoblación entre en la población entre las ocasiones i e $i + 1$. Por otra parte, ϕ es la probabilidad de que un individuo sobreviva entre las ocasiones i e $i + 1$.

Los supuestos generales de una población abierta son (1) todos los animales en la población, marcados o no, tienen la misma probabilidad de ser capturados (2) los individuos marcados no pierden sus marcas (3) la probabilidad de sobrevivir es la misma entre los individuos marcados y los no marcados (4) la emigración es permanente (5) la duración de un evento de captura es despreciable en comparación con la duración entre eventos sucesivos y por último, (6) los animales que son observados en cada evento son una muestra aleatoria de la población en el área de estudio (Amstrup *et al.* 2005; Seber 1982).

Por otra parte, con respecto a la tasa anual de crecimiento poblacional (R) de *M. novaeangliae* en el área de estudio, se calculó mediante la modificación del método analítico propuesto por McCallum (2000), y se comparó directamente con la tasa de crecimiento poblacional calculada a partir de la información de Monnahan *et al.* (2019), entre los periodos 2005-2017:

$$R = \ln(\lambda) * 100$$

Donde:

$$\lambda = \frac{n_{t+1}}{n_t} = \frac{\text{Abundancia en el año } t \text{ mas uno}}{\text{Abundancia en el año } t}$$

3.6.5. Caracterización de la dinámica poblacional de lobos marinos

La abundancia de lobos marinos comunes y finos en estas seis loberas se obtuvo al promediar el número total de animales contabilizados pertenecientes a las cuatro clases de edad y sexo cada 15 días, entre las 08:00 y las 20:00 hrs (Pavés & Schlatter 2008). El proceso incluye la media y la desviación estándar de la abundancia de lobos marinos de las dos especies.

A continuación, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis y el test post hoc de Mann-Whitney, con un nivel de confianza del 95%, para identificar si es que existen diferencias en la cantidad de lobos marinos entre años.

3.6.6. Correlación de la dinámica poblacional de los lobos comunes y finos

Las tendencias poblacionales de *Otaria flavescens* y *Arctocephalus australis* fueron correlacionadas mediante el coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman, y para representarlo, mediante un gráfico de dispersión. Todos los análisis estadísticos referentes a los lobos marinos fueron hechos con el programa R (R Development Core Team 2018).

3.6.7. Grado de asociación de grupos mixtos

Para constatar la formación de grupos mixtos, en términos cualitativos, utilizamos pruebas estadísticas no paramétricas, Chi-cuadrado de Pearson y test exacto de Fisher, junto con tres medidas de asociación (coeficiente V de Cramer, coeficiente Gamma de Gutmann-Kruskal y ODDS-Ratio). Se evaluó si es que existían diferencias con respecto al grado de asociatividad entre ballenas jorobadas adultas con y sin crías asociadas a lobos marinos. Todos estos parámetros se determinaron con el programa estadístico SPSS, con el cual se realizaron también las pruebas de neutralidad de Fu & Li (1993) y de Tajima (1989).

Posteriormente, desde un punto de vista cuantitativo, correlacionamos la cantidad de ballenas y lobos marinos que formaron grupos mixtos mediante el coeficiente Gamma de Goodman-Kruskal y el test de asociación Chi-cuadrado de Pearson, que se consideró estadísticamente significativo cuando el valor de $p < 0,05$ para un intervalo de confianza del 95%.

Por último, creamos un índice para determinar la frecuencia con que se forman grupos mixtos en el área de estudio en diferentes años. La expresión es la siguiente:

$$\text{If-GM} = (GM_{(x)} / B_{tot(x)}) * 100$$

Donde:

$GM_{(x)}$ = Total de grupos mixtos en el año X.

$B_{tot(x)}$ = Total de avistamientos de ballenas jorobadas en el año X.

4. RESULTADOS

4.1. BALLENAS JROBADAS

Durante los años 2004 al 2019 se foto-identificaron 184 individuos, de los cuales 139 (75%) fueron recapturados en dos o más ocasiones. Con respecto al número de nuevos individuos foto-identificados por año se observa una tendencia a declinar a través del tiempo, mientras que la tasa de retorno, que fue alta en todos los años (promedio: 73%), disminuyó el año 2017 al 55 %, hasta llegar a 57% en el año 2018 (Fig. 2).

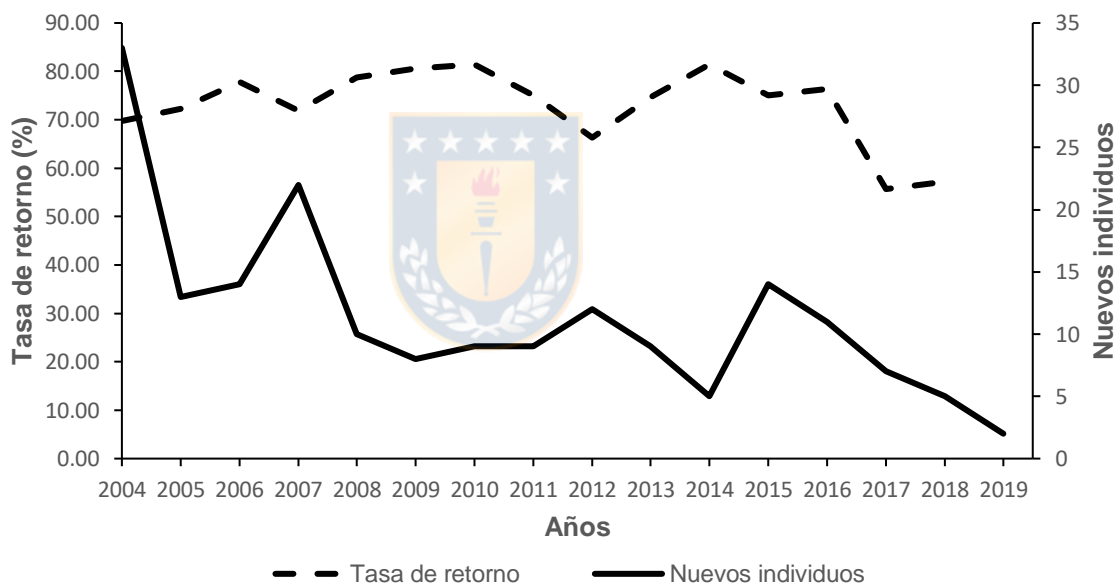


Figura 2. Tasa de retorno de ballenas jorobadas (línea discontinua) en el area de estudio y número total de nuevos individuos foto-identificados por temporada (línea continua).

En relación con lo anterior, y de acuerdo al modelo cuadrático, se predice que el año 2020 la tasa de retorno nuevamente disminuirá aproximadamente un 3% con respecto al año 2019, ya que el número de individuos reavistados presenta una probabilidad altamente significativa de declinar ($p = 0,0116$).

En este sentido, coincidentemente el número total de individuos observados por día del año, que aumenta desde el 2004 al 2011, con variaciones interanuales, comienza a disminuir a partir del 2017 (Fig. 3). La desviación estándar se puede ver en el anexo I. El análisis de la abundancia por día reveló diferencias estadísticas altamente significativas entre los últimos dos años, 2018-2019, con respecto al año 2015 y 2016 (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$; ver Anexo VI).

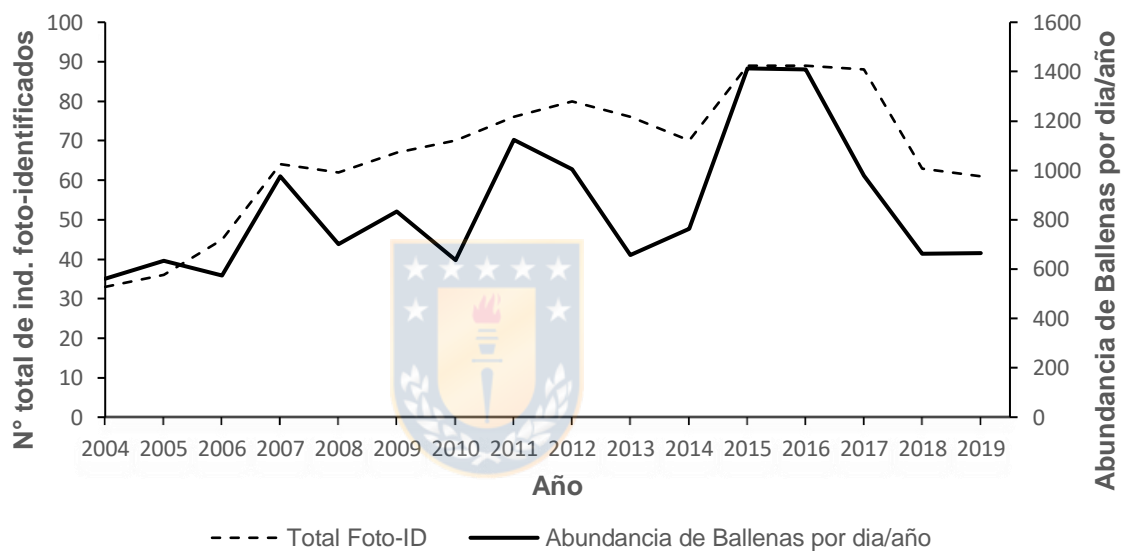


Figura 3. Abundancia relativa de ballenas jorobadas por día/año durante 2004-2019 (línea continua) y número total de individuos foto-identificados (línea discontinua) entre los años 2004-2019.

En cuanto a la estimación del tamaño poblacional de ballenas jorobadas en el área de estudio mediante el modelo abierto de Jolly-Seber, se estimó una superpoblación de 193 individuos entre el primer y último evento de captura durante el periodo 2004-2019. Por otro lado, con respecto a la abundancia el año 2004 y el año 2019, solamente corresponde al número total de individuos foto-identificados esos dos años, debido a que el programa MARK no puede calcular el primer y último valor de la probabilidad de captura y de la probabilidad de

entrada en el sub-modelo dependiente del tiempo, por lo tanto la estimación de abundancia para el primer y último año no son confiables (Arredondo 2019). Teniendo esto en cuenta, en el año 2005 la abundancia de ballenas jorobadas en el AMCP fue la menor (49 ballenas), mientras que el año 2015 fue la mayor, con 115 individuos (Fig. 4; Anexo VII).

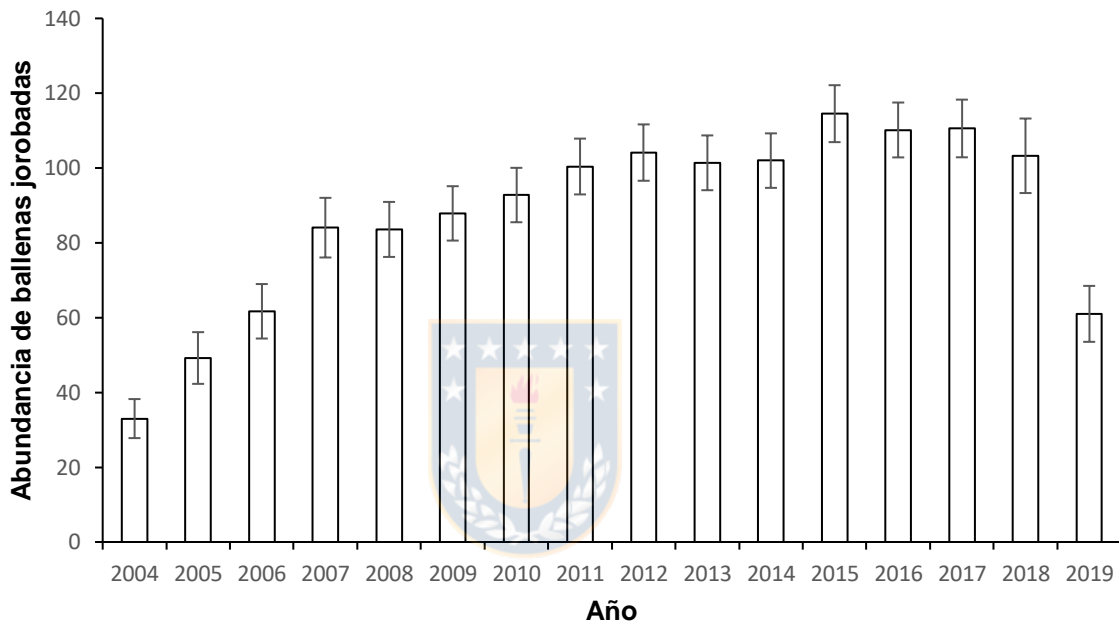


Figura 4. Estimación de la abundancia anual de ballenas jorobadas desde el año 2004 al 2019 en el PM y AMCP Francisco Coloane mediante captura recaptura. Las barras representan el error estándar.

Con respecto a la tasa de crecimiento anual en la abundancia de estos cetáceos, a partir del año 2004, y hasta el 2007, la población presentó un crecimiento a una tasa promedio de 30%, y entre el año 2008 al año 2012 de aproximadamente 4%. No obstante, entre los años 2018 y 2019, la abundancia de ballenas jorobadas disminuyó en promedio un 30% (Tabla 4; Fig.13).

En conjunto, el número de nuevos individuos, el retorno interanual y la abundancia de individuos observados por día/año muestran que en los últimos

tres años (2017-2018-2019) la población de ballenas jorobadas en el AMCP Francisco Coloane ha decrecido.

Tabla 4. Tasa anual de crecimiento poblacional (R) de ballenas jorobadas en el PM y AMCP Francisco Coloane.

Tasa de crecimiento poblacional (R)	Año
0,40	2005
0,23	2006
0,31	2007
-0,01	2008
0,05	2009
0,05	2010
0,08	2011
0,04	2012
-0,03	2013
0,01	2014
0,12	2015
-0,04	2016
0,00	2017
-0,07	2018
-0,53	2019

4.2. LOBOS MARINOS

Durante el periodo de estudio, mediante el método de conteo directo, se registró un rango de 6 a 98 lobos comunes por temporada en las seis colonias prospectadas dentro del Parque Marino Francisco Coloane (Fig. 5). Los años con mayor número de individuos fueron el 2009 (98 ejemplares, SD= 55) y los años 2006 y 2012 respectivamente, con un promedio de 63 individuos por temporada. Mientras tanto, en los años 2017 (6 ejemplares) y 2018 (11 ejemplares) el tamaño poblacional fue notoriamente menor. En este contexto, a partir del año 2014, la

abundancia de lobos comunes disminuyó abruptamente con relación a los años anteriores. Cabe destacar que el año 2008 no formó parte de los análisis estadísticos expuestos en este trabajo.

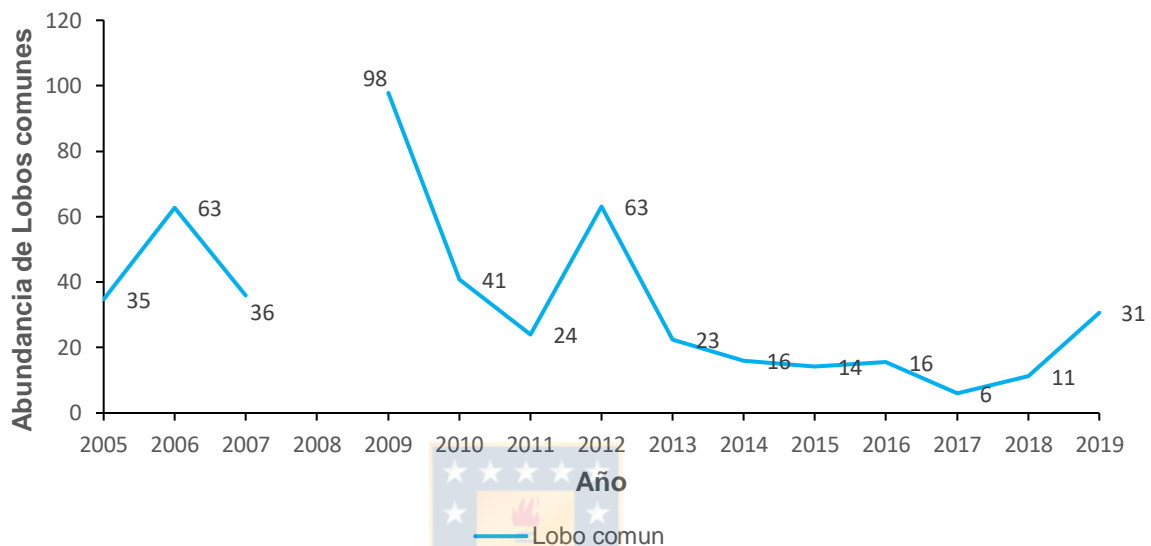


Figura 5. Abundancia de lobo común *O. flavescens* en el Parque Marino Francisco Coloane durante los años 2005-2019. Se excluyó el año 2008.

Por otro lado, se contó un total 4.571 lobos finos durante los veranos del 2005 y 2019 (Fig. 6). De este total, el mayor número de individuos se registró el año 2007, con un promedio de 679 individuos, mientras que la temporada que registró el menor número de individuos fue el 2018, con solo 29 individuos. Adicionalmente, se puede observar que la tendencia poblacional de lobos finos en el Parque Marino tiende a declinar progresivamente con el paso del tiempo, principalmente a partir del año 2013, lo cual coincide con el patrón poblacional que exhibe el lobo marino común, mencionado anteriormente.

Finalmente, según la prueba de correlación de Spearman ($r = 0,44$; $p < 0,05$), podemos establecer que existe una correlación directamente proporcional que es positiva y significativa entre el número total de lobos marinos comunes y finos (Fig. 7).

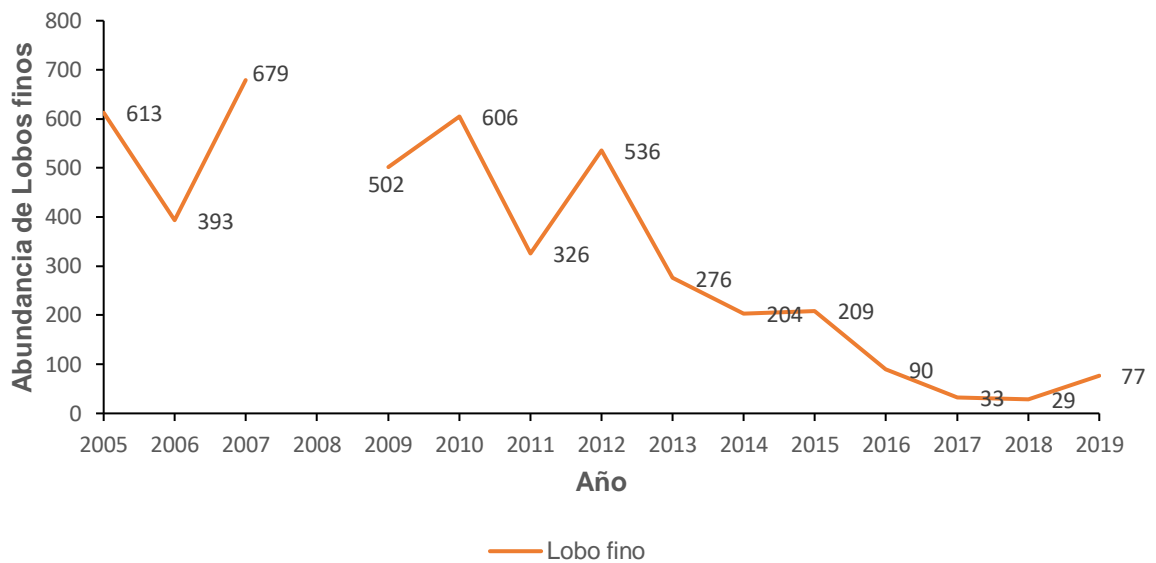


Figura 6. Abundancia de lobo fino austral *A. australis* en el Parque Marino Francisco Coloane durante los años 2005-2019. Se excluyó el año 2008

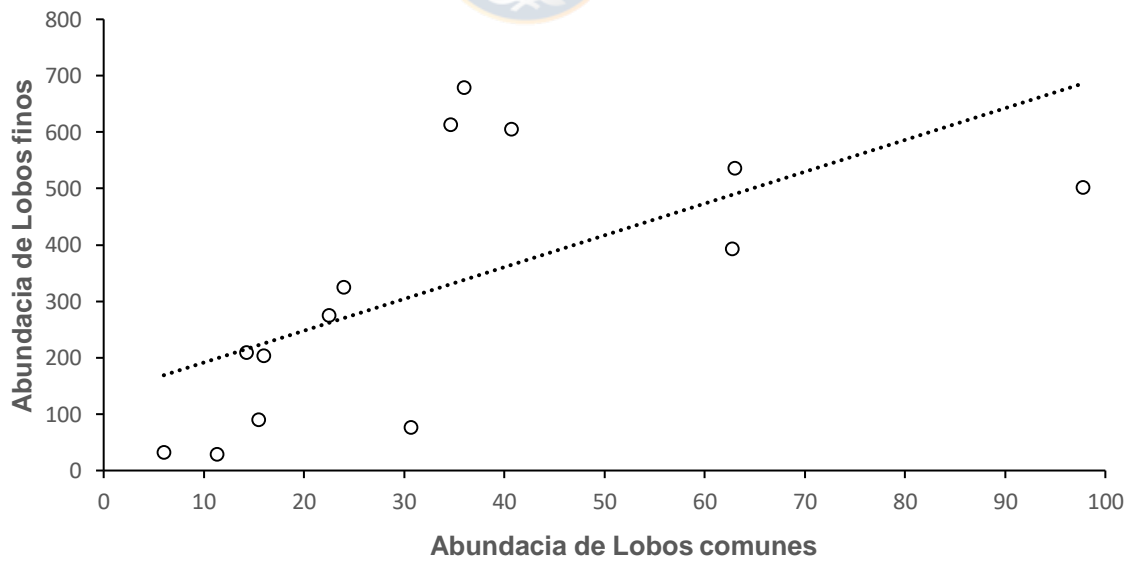


Figura 7. Correlación de la abundancia de lobos comunes y finos en el area de estudio.

4.3. GRUPOS MIXTOS

Durante el periodo de estudio, se realizaron 9.825 avistamientos de grupos de ballenas jorobadas, de los cuales se contabilizaron 825 asociaciones con lobos marinos, que denominamos grupos mixtos, que corresponden aproximadamente a un 8% del total, constituidos principalmente por grupos de lobos finos y ballenas jorobadas (811 grupos) que fueron observados entre los años 2004-2019; mientras que los lobos comunes formaron 14 grupos mixtos únicamente el año 2019. Por su parte, el 2019 se registraron seis observaciones de grupos mixtos formados por las tres especies (25% del total del año).

Cuando consideramos la totalidad de los años prospectados en el AMCP y Parque Marino Francisco Coloane, podemos ver que la presencia de lobos finos que constituyen grupos mixtos, en uno o más cuadrantes, se correlaciona levemente con la presencia de ballenas con cría en la misma área (Fisher Exacto, $p < 0,01$; Coef. Asoc. V Cramer = 0,089), y que la probabilidad de observar lobos finos en grupos mixtos es el doble cuando las ballenas jorobadas tienen crías (ODDS-Ratio = 2,088). Ver Figura 8.

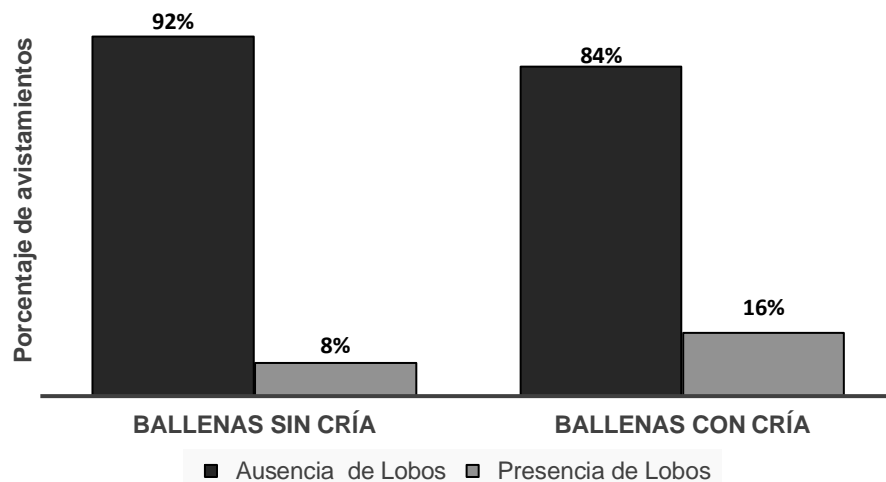


Figura 8. Frecuencia de asociación, expresado como porcentaje, entre la presencia de ballenas jorobadas con cría y la presencia de lobos finos en el PM y AMCP Francisco Coloane.

Mediante el coeficiente gamma de Goodman y Kruskal se encontró que existe una asociación que es significativa pero moderada entre el número de ballenas avistadas y la cantidad de lobos finos en grupos mixtos (Chi-Cuadrado de Pearson; $p < 0,01$; $\text{gamma} = 0,359$). Ver Anexo II. De forma complementaria a lo anterior, se puede observar en el gráfico a continuación la magnitud de la asociación (Fig. 9).

Asimismo, podemos observar que existe una asociación positiva y moderada entre los distintos grupos etarios (adultos, juveniles, crías) y la presencia de lobos finos en grupos mixtos (ver Anexo III). No obstante, al realizar el análisis por año (Anexo IV), se observa que la relación es más fuerte para el grupo etario constituido por ballenas adultas.

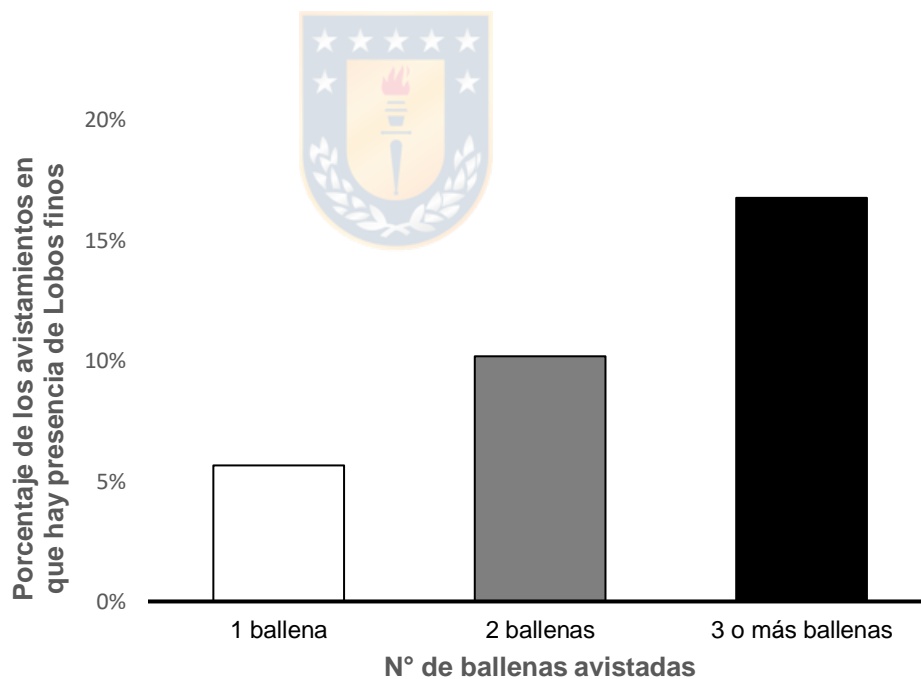


Figura 9. Asociación entre el número de ballenas avistadas y el porcentaje de lobos finos avistados en grupos mixtos.

En este sentido, la cantidad de lobos finos avistados en grupos mixtos a lo largo del periodo de estudio, si bien presenta variaciones notables, ha disminuido, mostrando una clara tendencia a la baja, como se observa en la figura 9 (Fig. 10).

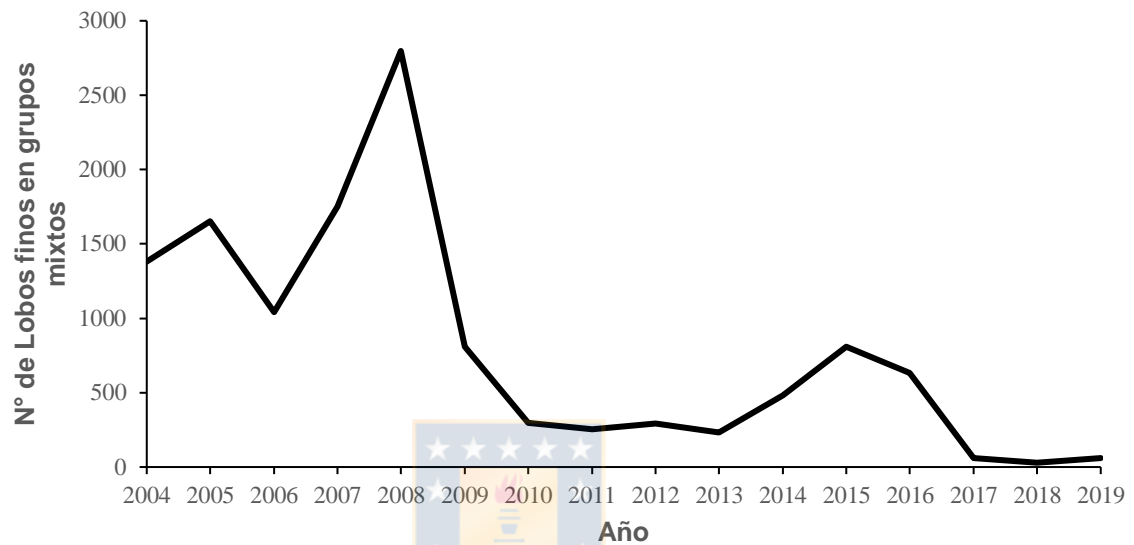


Figura 10. Número total acumulado de lobos finos en grupos mixtos desde el año 2004 al 2019.

Como se mencionó anteriormente, en relación a *O. flavescens*, solamente se registraron grupos mixtos el 2019. Ese año se registran 14 grupos mixtos de lobos comunes, que corresponde a 206 individuos, mientras tanto, ese mismo año, se observaron 16 grupos mixtos de lobos finos, formados por al menos dos individuos; dentro de este periodo se registró un total de 60 ejemplares de lobos finos.

Con respecto a la aparición de lobos comunes el año 2019, podemos constatar que ese año la relación entre el número de ballenas avistadas y la presencia de lobos finos no resulta significativa (test exacto de Fisher, $p = 0,2026$), mientras que por el contrario para los lobos comunes existe una relación estadísticamente significativa entre su presencia y el número de ballenas avistadas (test exacto de Fisher, $p = 0,0002$). Además, de acuerdo con el valor de ODDS-RATIO (OR =

16,78), la probabilidad de avistar lobos comunes cuando los grupos observados de ballenas jorobadas tienen más de un individuo, es 17 veces superior a cuando se observa una sola ballena.

Por último, cuando estandarizamos la frecuencia anual de grupos mixtos en relación al total de avistamientos de ballenas jorobadas mediante el índice de formación de grupos mixtos (If-GM), se puede observar que aparentemente existe una relación con la cantidad de grupos mixtos de lobos marinos, principalmente lobos finos, con el decremento y pequeña recuperación de ballenas y lobos durante los años 2018-2019. En los años 2004-2016 se observa, de manera cualitativa, una relación entre If-GM con los máximos de abundancia de lobos finos en el Parque Marino FC (Fig. 11); los valores del índice de formación de grupos mixtos para cada año pueden verse en el Anexo V.



Figura 11. Número total de avistamientos de ballenas jorobadas y de lobos marinos asociados a grupos mixtos en el PM y AMCP Francisco Coloane. Línea punteada corresponde al índice de formación de grupos mixtos (If-GM).

5. DISCUSIÓN

Este estudio, enfocado principalmente en describir la dinámica poblacional de la ballena jorobada y su relación con el lobo común y el lobo fino austral, fue construido a partir del ordenamiento y el análisis de una extensa base de datos resultante de 15 años de monitoreo ininterrumpido y homogéneo en el AMCP y PM Francisco Coloane.

El primer objetivo de este trabajo fue describir la tendencia poblacional de la ballena jorobada en el AMCP FC durante los años 2004-2019. Los resultados de dos de los análisis complementarios muestran un patrón complejo de crecimiento con distintas influencias.

La población muestra un crecimiento gradual y sostenido en el número total acumulado de individuos avistados desde 638 en el año 2004 a un total de 800 en 2019 (Fig. 12), con un aumento $> 170\%$ entre 2004 y 2016 y un promedio anual de crecimiento del 8% ($SD=44.31$), advirtiéndose una caída sostenida en el crecimiento de estas poblaciones en el periodo reciente de 2017 (-32%) y 2018 (-35%), con una pequeña recuperación el año 2019 (2%).

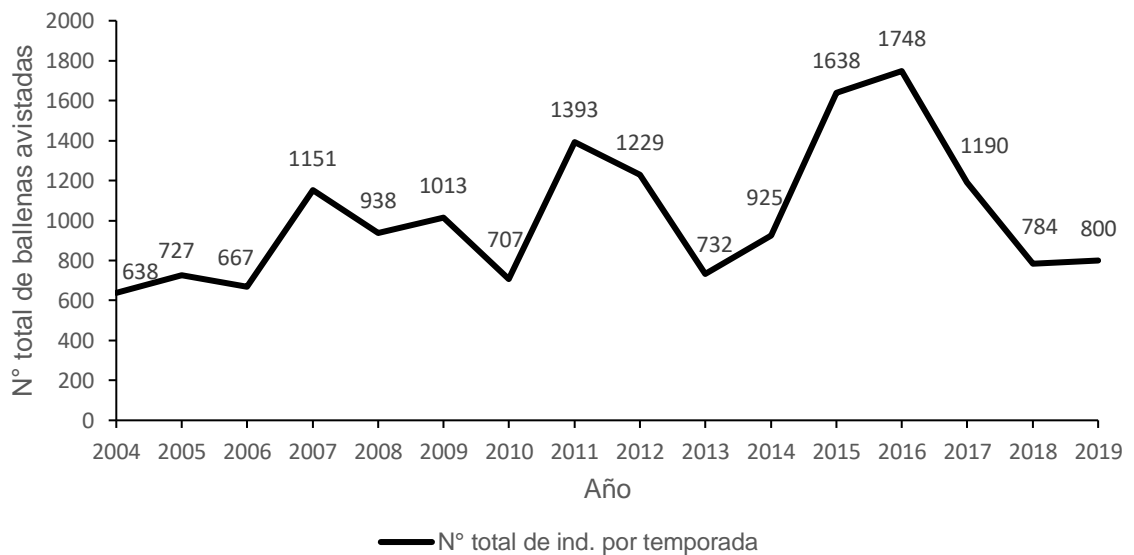


Figura 12. Número total acumulado de ballenas avistadas por año en el PM y AMCP Francisco Coloane; durante los años 2004-2019.

La tendencia poblacional revelada por la tasa de acumulación de individuos coincide también con el número de individuos identificados presentes cada año, los cuales muestran también un crecimiento poblacional anual con pequeñas disminuciones en el periodo 2012-2013, aunque con aumentos marcados en 2006-2007 y 2014-2015, y solo interrumpido por una caída abrupta en el periodo reciente de 2017 y 2018.

De acuerdo con los análisis observados se pueden identificar dos parámetros que contribuyen a la tendencia general de la población de ballenas jorobadas en el AMCP Francisco Coloane (Fig. 2):

- a) El número de nuevos individuos ha mostrado aumentos marcados en el año 2007 y 2015 pero los cambios relativos más importantes corresponden a caídas en 2014, 2017, 2018 y 2019.
- b) La tasa de retorno de individuos entre años consecutivos es en general estable y cercana al 70% (rango), detectándose caídas importantes en los

últimos años, con retornos de 55.7% en 2017 y 57.1% en 2018. No se dispone del estimador para el 2019.

En este sentido, es interesante ver que a partir del año 2017 se advierte una caída en casi todos los parámetros revisados, la tasa de retorno, la aparición de nuevos individuos, la abundancia por día/año y el número de individuos foto-identificados.

Al comparar de manera cualitativa la dinámica poblacional estimada mediante el modelo de captura-recaptura de Jolly-Seber con la abundancia relativa expresada como el número de individuos distintos por día del año se observan variaciones mayores con caídas que parecen anticipar a las del total de individuos/año (Fig. 3). Esto sugiere que probablemente las condiciones en la capacidad de carga del AMCP Francisco Coloane de un año podrían explicar o predecir tanto el retorno de individuos conocidos como el ingreso o inmigración de ejemplares nuevos, no vistos en años anteriores. Diferentes autores han mostrado que la distribución y abundancia de los avistamientos de ballenas jorobadas en otras regiones del mundo durante la época de alimentación, están relacionados con la distribución y disponibilidad espacio-temporal de sus presas, las cuales a su vez están estrechamente influenciadas por variables oceanográficas como la temperatura superficial del agua, la salinidad y los niveles de pigmentos fotosintéticos (Murase *et al.* 2002; Baumgartner *et al.* 2001; Davis *et al.* 1998; Smith *et al.* 1986). Al observar las desviaciones en la abundancia relativa de ballenas por día del año vemos grandes diferencias (Anexo VI); por lo tanto es razonable considerar que cuando hay plena abundancia de alimento la variación diaria será menor.

Considerando que la ballena jorobada es una especie oportunista, que se alimenta de presas pequeñas, en su mayoría crustáceos, como el krill, y de pequeños peces pelágicos, como la sardina fueguina (*Sprattus fueguensis*,

Jenyns 1842) en el estrecho de Magallanes (Haro 2016; Clapham & Mead 1999), es probable que las diferencias entre los distintos indicadores de la dinámica poblacional de la ballena jorobada entre 2004 y 2019 podrían ser respuestas a variaciones en la oferta de alimento o variaciones en la capacidad de carga local. Como hipótesis a revisar proponemos que la variabilidad en la abundancia diaria de ballenas por temporada se explica entonces por una menor residencia de individuos por temporada. Los animales se moverían más y/u ocuparían un mayor número de horas durante el día explorando que alimentándose en el sitio. El retorno luego de años de menor abundancia de alimento sería menor como parte de estrategias de exploración de áreas de alimentación alternativas.

Para el estrecho de Magallanes nuestros resultados confirman y expanden lo encontrado por otros autores en análisis con menor cantidad de información para periodos más breves. Acevedo *et al.* (2006) documentaron, con base en estudios de foto-identificación, una tasa de retorno de ballenas jorobadas de 78,9% durante los veranos australes del 2002-2004. Por su parte, Mora (2011) sugiere que las ballenas que se alimentan en el sector central del archipiélago fueguino presentarían una alta tasa de retorno (83,6%) entre veranos subsecuentes (2003-2007), por lo que concluye que la filopatría de los ejemplares foto-identificados a esta segunda área de alimentación es alta. Finalmente Monnahan *et al.* (2019) publicaron un análisis, correspondiente a 12 años de observaciones (2005-2017), el más extenso y completo del crecimiento poblacional a la fecha, estimando una abundancia local de 93 individuos (95% de confianza) en el AMCP FC durante el verano austral del 2016 y 2017. En este contexto, los resultados que se presentan en este trabajo, que son, en términos generales similares a los encontrados por Acevedo *et al.* (2006) y Mora (2011), coinciden con el análisis de Monnahan *et al.* (2019), en relación con que la población de ballenas jorobadas en el AMCP es pequeña, ya que ellos estimaron un total de 204 ballenas durante el periodo de estudio (95% CI: 199–210) y un tamaño poblacional anual de 93 individuos (95% CI: 86–100) en 2016-2017, mientras que en este estudio se contabilizaron

un total de 193 individuos entre el primer y último evento de captura durante los años 2004-2019, y una abundancia de 111 individuos en 2017. No obstante, la tasa anual de crecimiento poblacional estimada a partir de la información de Monnahan *et al.* (2019) fue de 1.8% en promedio, que corresponde a dos ballenas por año, lo que es inferior a lo aquí estimado de un crecimiento anual de 8% para el mismo periodo de trabajo, siempre y cuando se tenga en cuenta que el primer y último año no son confiables.

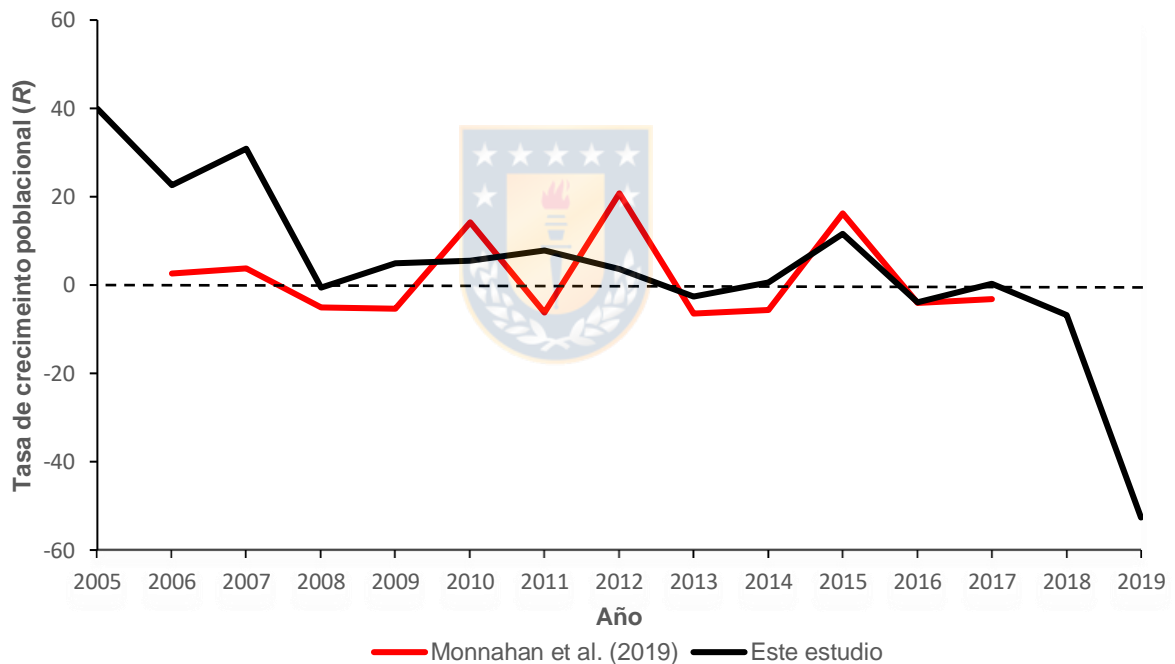


Figura 13. Tasa anual de crecimiento poblacional de *M. novaeangliae* en el PM y AMCP Francisco Coloane calculada mediante la información de Monnahan *et al.* (2019) y la estimada con el modelo realizado en este estudio.

Este estudio aporta información no tratada en publicaciones anteriores sobre la abundancia día/año, y extiende el periodo de análisis hasta el 2019. Así mismo, los análisis expuestos en este trabajo revelan un fenómeno no detectado

anteriormente; la caída abrupta y sostenida de la población en los años 2017, 2018 y 2019, lo que se corrobora a partir de la presencia de menores valores de prácticamente todos los parámetros analizados.

La tasa de crecimiento poblacional de ballenas jorobadas en el PM y AMCP Francisco Coloane calculada en este trabajo es más alta en relación a la señalada por Monnahan *et al.* (2019) para la misma área. Esta diferencia es relevante pues para la misma población estos autores situarían el crecimiento entre los más bajos, mientras que los resultados expuestos en este trabajo lo sitúan entre uno de los más altos descritos para la especie y en especial para el hemisferio sur. Aunque la información sobre abundancia y tasas de aumento ha sido limitada, las ballenas jorobadas han mostrado tasas de recuperación aparentemente variables en diferentes regiones del hemisferio sur; se han estimado fuertes tendencias de crecimiento poblacional tanto en el oeste (11% / año) como en el este (10.9% ($\pm 0.4\%$)) de Australia (Noad *et al.* 2011; Chaloupka *et al.* 1999) (áreas de reproducción D y E, respectivamente) (Paterson *et al.* 2004; Bryden *et al.* 1996), cerca de la tasa de crecimiento anual plausible máxima de 11.8% para las especies propuestas por Zerbini *et al.* (2010). En contraste, otras poblaciones de ballenas jorobadas en el Hemisferio Sur se están recuperando lentamente o no lo están haciendo en absoluto, como Nueva Caledonia (Garrigue *et al.* 2004), Fiji (Gibbs *et al.* 2006), Isla Norfolk (Paton *et al.* 2006), y en Oceanía (Constantine *et al.* 2012). En el hemisferio norte, algunas poblaciones han mostrado una recuperación lenta (Fleming & Jackson 2011) como en Hawái (Herman *et al.* 2011; Cerchio *et al.* 1998), Atlántico norte occidental (Clapham *et al.* 2003; Stevick *et al.* 2003; Katona & Beard 1990), Pacífico Norte y Nordeste (Barlow *et al.* 2011; Zerbini *et al.* 2006; Calambokidis *et al.* 2004).

Cabe notar que en el hemisferio sur, el área de alimentación de la región de Magallanes sería la única donde se han aplicado estimaciones de crecimiento poblacional mediante métodos de captura-recaptura. En este contexto, una de las principales diferencias entre el trabajo realizado por Monnahan *et al.* (2019) y

este es el esfuerzo de muestreo, dado que durante las temporadas del 2005 al 2017 su esfuerzo de muestreo fue solamente de 344 días, el cual fue variable, mientras que esos mismos años, el esfuerzo de navegación descrito en este estudio fue de 1203 días. No obstante, estos autores foto-identificaron 196 individuos hasta el 2017, lo cual es mayor en comparación con los 184 individuos que foto-identificamos durante los años 2004 al 2019; sin embargo se debe tener en cuenta que incluyeron individuos que foto-identificaron en otras regiones del Estrecho de Magallanes.

En este contexto, esta tesis aporta un análisis que contrasta al extremo con el estimador de un muy bajo crecimiento poblacional señalado por Monnahan *et al.* (2019) y sobre todo porque señala una caída abrupta, significativa y sostenida con posterioridad a 2017, situación que no ha sido descrita para otras poblaciones y que debe ser tratada como una alarma para el PM y AMCP Francisco Coloane.

Por otra parte, el segundo objetivo de la tesis fue describir las tendencias poblacionales de lobos marinos comunes y lobos finos en el PM Francisco Coloane, durante el periodo 2005-2019. Este es el primer análisis que muestra las tendencias anuales de lobo fino austral y lobo común en la región de Magallanes, sin embargo existen evidencias respecto a cambios en la Patagonia y canales fueguinos proveniente de estudios arqueológicos, específicamente cambios en la posición trófica y composición de la dieta de *Arctocephalus australis* durante el siglo XIX (Vales *et al.* 2017), y moleculares relacionados con la filopatría y expansión demográfica que experimento *Otaria flavescens* hace aproximadamente 10.000 años atrás (Oliveira *et al.* 2017).

El análisis de resultados muestra que:

- a) Ambas especies muestran caídas importantes en sus poblaciones desde 2007 al 2019, con tendencias similares y con una correlación positiva entre

ambas, lo que no implica causalidad, ya que es posible que ambas se vean afectadas por otras variables.

- b) De manera cualitativa no se advierte correlación de las tendencias de lobos marinos con ninguno de los procesos descritos para la tendencia de ballena jorobada. Mientras que los lobos muestran patrones de disminución sostenido desde 2007, con pequeñas y/o efímeras recuperaciones en 2010 y 2012, las ballenas muestran un proceso de crecimiento poblacional para la mayor parte del periodo de estudio, expresada en el total de individuos por temporada y en el crecimiento anual del total de individuos. Tampoco presentan relación evidente con el patrón muy oscilante en la abundancia de ballenas por día/año.

La asociación en grupos mixtos entre ballenas jorobadas y lobos comunes es reciente y ocurre en los años de menor abundancia de ballenas y de lobos marinos finos e incluso también de los mismos lobos comunes. La ocurrencia de un cambio conductual de este tipo indica flexibilidad conductual y tal vez trófica. El lobo común es una especie de hábitos alimentarios generalista y oportunista (Muñoz *et al.* 2013), aunque con preferencia por especies de peces bentónicos principalmente y secundariamente cefalópodos (pulpos y calamares) (Aguayo & Maturana 1973). Su dieta depende de la zona geográfica que habite dentro de su extensa distribución y de la disponibilidad de presas. Para la zona austral de Chile no hay estudios sobre su dieta pero en la zona sur se alimenta de merluza de cola, congrio, merluza común, jurel, calamar gigante, pulpo común, entre otras (George-Nascimento *et al.* 1985; Pavez 2012). Durante su alimentación, los buceos los realiza más comúnmente a menos de 30 m de profundidad, pero no existen antecedentes documentados de esta clase de asociación con cetáceos, con la excepción de una temporada de buceo conjunto de delfines nariz de botella con lobos comunes en isla Chañaral en 1990 (Capella & Gibbons com. pers). Otro resultado inesperado que debe ser revisado y validado con estudios más exhaustivos, sugiere que los grupos que incluyen hembras de ballenas jorobadas

con crías forman asociaciones con lobos marinos con una frecuencia que dobla a los otros grupos.

Los resultados que se presentan aquí en relación a la asociación entre ballenas jorobadas y ambas especies de lobos marinos son variados y en general no admiten una explicación con el estado del conocimiento actual.

El análisis de los grupos mixtos de lobos finos australes con ballenas jorobadas a partir del índice If-GM, sugiere que las asociaciones son más frecuentes en los años de mayor abundancia de lobo marino fino pero no de ballena jorobada. Es necesario revisar si estos resultados son consistentes con las principales hipótesis planteadas en la literatura. De acuerdo con Stensland *et al.* (2003) los principales factores funcionales que determinarían la formación de grupos mixtos o interespecíficos son: (1) ventajas en la alimentación, (2) estrategias antidepredatorias y (3) ventajas sociales y reproductivas.

La hipótesis antidepredatoria propone que los individuos podrían beneficiarse de la asociación incrementando sus habilidades para detectar, evadir o enfrentar depredadores (Stensland *et al.* 2003; Hamilton 1991; Kenward 1978); sin embargo es poco probable que esta hipótesis explique los resultados de este estudio ya que Capella *et al.* (2014) indican que el ataque de orcas a ballenas jorobadas no ocurre en el AMCP FC, además y en general las orcas no se encuentran en la temporada de verano y muy raramente atacan a los pinnípedos.

La hipótesis de ventajas sociales y reproductivas sugiere que los grupos de especies mixtas pueden ser más exitosos que los grupos conespecíficos en la utilización de diferentes hábitats y en la defensa de territorios (Stensland *et al.* 2003); de igual manera, cuando existen comportamientos de carácter sexual, podría aumentar la estabilidad y cohesión del grupo (Buchanan-Smith 1999). Esta alternativa no se aplica a ballenas pues su actividad reproductiva ocurre en aguas costeras entre Perú y Costa Rica (Guidino *et al.* 2014; Rasmussen *et al.* 2007; Félix & Haase 2005).

La hipótesis más plausible que puede explicar los resultados de este trabajo es la de una probable ventaja obtenida por los participantes al adoptar estrategias organizacionales que aumentan sus capacidades para localizar, explorar y utilizar recursos alimenticios que por lo general se encuentran segregados espacialmente (Scott *et al.* 1998). Los resultados de este estudio abren preguntas que requieren una línea de investigación dirigida a la ecología de estas especies (en la figura a continuación se puede observar la formación de grupos mixtos entre la ballena jorobada y el lobo fino austral (Fig. 14)).



Figura 14. Formación de grupos mixtos entre *M. novaeangliae* y *A. australis* en el PM y AMCP Francisco Coloane.

Con respecto a los cetáceos, varios trabajos reportan la formación de grupos mixtos. Por ejemplo, en el Océano Pacífico Tropical, el delfín manchado (*Stenella attenuata*) y el atún de aleta amarilla (*Thunnus albacares*) forman grandes grupos mixtos (Scott *et al.* 2012). Por su parte, otros trabajos describen la formación de

asociaciones de grupos mixtos entre diferentes especies de aves marinas y cetáceos, generalmente relacionado con actividades de alimentación (Espinoza-Rodríguez *et al.* 2015; Anderwald *et al.* 2011). No obstante, a pesar de que estas interacciones son relativamente frecuentes en muchos cetáceos (Querouil *et al.* 2008), la gran mayoría de los estudios se han centrado únicamente en especies de la familia Delphinidae, mientras que los mysticetos, vulgarmente conocidos como “ballenas con barbas”, han sido considerablemente menos estudiados. Para la ballena jorobada conocemos una sola referencia de asociación con otra especie de cetáceo, correspondiente a la orca (Jourdain & Vongraven 2017).

Con respecto a la asociación de pinnípedos con cetáceos, Bearzi (2006) describe que el lobo común de california (*Zalophus californianus*) forma comúnmente agrupaciones interespecíficas estables con delfines nariz de botella (*Tursiops truncatus*), delfines comunes oceánicos (*Delphinus delphis*) y costeros (*Delphinus capensis*) en la bahía de santa Mónica, que en términos generales son comparables a los resultados de este trabajo. Hasta donde conocemos no existen publicaciones que describan asociaciones de ballenas jorobadas con pinnípedos y por tanto tampoco para lobo fino austral y lobo común sudamericano.

Finalmente cabe concluir que la condición dinámica de las poblaciones de mamíferos marinos en el AMCP y PM es un tópico importante a explorar para identificar los factores que inciden sobre estas tres especies y establecer si es que ellos responden a cambios en las condiciones locales del PM Francisco Coloane o a cambios de escala mayor.

6. BIBLIOGRAFÍA

ACEVEDO, J., AGUAYO-LOBO, A., PASTENE, L. 2006. Filopatría de la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae* Borowski, 1781), al área de alimentación del estrecho de Magallanes. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 41:11-19.

AGUAYO-LOBO, A., MATURANA, R. 1973. Presencia del lobo marino común *Otaria flavescens* en el en el litoral chileno, Arica (18°10'S) a Punta Maiquillahue (39°27'S). *Biología Pesquera* 6: 49 -75.

AMSTRUP, S.C., McDONALD, T.L., MANLY, B.F. 2005. Handbook of capture-recapture analysis. Princeton University Press, USA. 22-35 pp.

ANDERWALD, P., EVANS, P., GYGAX, L., HOELZEL, A.R. 2011. Role of feeding strategies in seabird-minke whale associations. *Marine Ecology Progress Series* 424: 219-227.

ARREDONDO, J.A. 2019. Abundancia y variación temporal del rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en la Región Oriental de las Grandes Islas, Golfo de California. Tesis de Magister. CICESE. Ensenada, Baja California, México.

BARLOW, J., CALAMBOKIDIS, J., FALCONE, E.A., BAKER, C.S., BURDIN, A.M., CLAPHAM, P.J., FORD, J.K.B., GABRIELE, C.M., LEDUC, R., MATTILA, D.K., QUINN, T.J., ROJAS-BRACHO, L., STRALEY, J.M., TAYLOR, B.L., URBÁN R., J., WADE, P., WELLER, D., WITTEVEEN, B.H., YAMAGUCHI, M. 2011. Humpback whale abundance in the North Pacific estimated by photographic capture-recapture with bias correction from simulation studies. *Marine Mammal Science* 27: 793-818.

BAUMGARTNER, M. F., MULLIN, K.D., MAY, L.N., LEMING. T.D. 2001. Cetacean habitats in the northern Gulf of Mexico. Fishery Bulletin 99: 219-239.

BEARZI, M. 2006. California sea lions use dolphins to locate food. Journal of Mammalogy 87:606-617.

BLACKMER, A. L., ANDERSON, S.K., WEINRICH. M.T. 2000. Temporal variability in features used to photo-identify humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). Marine Mammal Science 16: 338-354.

BRYDEN, M.M., BROWN, M.R., FIELD, M.S., CLARKE, E.D., BUTTERWORTH, D.S. 1996. Survey of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off eastern Australia, 1996. Report to the Australian Nature Conservation Agency, Canberra. 77 pp.

BUCHANAN-SMITH, H.M. 1999. Tamarin polyspecific associations: forest utilization and stability of mixed species groups. Primates 40: 233-247.

CALAMBOKIDIS, J. AND J. BARLOW. 2004. Abundance of blue whales and humpback whales in the Eastern North Pacific estimated by capture-recapture and line transects methods. Marine Mammal Science 20: 63-85.

CAPELLA, J., ABRAMSON, J.Z., VILINA, Y., GIBBONS. J. 2014. Observations of killer whales (*Orcinus orca*) in the fjords of Chilean Patagonia. Polar Biology 37:1533-1539.

CAPELLA, J., FÉLIX, F., FLÓREZ-GONZALEZ, L. GIBBONS, J. HAASE, B., GUZMAN. H.M. 2018. Geographic and temporal patterns of non-lethal attacks on humpback whales by killer whales in the eastern South Pacific and the Antarctic Peninsula. *Endangered Species Research* 37:207-218.

CASTILLA, J.C. 1996. La futura red chilena de parques y reservas marinas y los conceptos de conservación, preservación y manejo en la legislación nacional. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 253-270.

CERCHIO, S., GABRIELE, C.M., NORRIS T.F., HERMAN L.M. 1998. Movements of humpback whales between Kauai and Hawaii: implications for population structure and abundance estimation in the Hawaiian Islands. *Marine Ecology Progress Series* 175: 13-22.

CHALOUPKA, M., OSMOND, M., KAUFMAN. G. 1999. Estimating seasonal abundance trends and survival probabilities of humpback whales in Hervey Bay (east coast Australia). *Marine Ecology Progress Series* 184: 291-301.

CLAPHAM, P. J., MEAD. J.G. 1999. *Megaptera novaeangliae*. *Mammalian species* 604: 1-9.

CLAPHAM, P., BARLOW, J., BESSINGER, M., COLE, T., MATTILA, D., PACE, R., PALKA, D., ROBBINS, J., SETON, R. 2003. Abundance and demographic parameters of humpback whales from the Gulf of Maine, and stock definition relative to the Scotian Shelf. *Journal of Cetacean Research and Management* 5: 13-22.

CONSTANTINE R, JACKSON JA, STEEL D, BAKER CS AND OTHERS (2012). Abundance of humpback whales in Oceania using photo-identification and microsatellite genotyping. *Marine Ecology Progress Series* 453: 249-261.

Cooch, E. G., White, G.C. editors. 2017. Program MARK: a gentle introduction, 17th edition. Available: <http://www.phidot.org/software/mark/index.html>.

CORNEJO, S., KUSH, A. 2006. Biodiversidad del Área Marina y Costera Protegida Francisco Coloane: Desafíos y Oportunidades. En: Ocho Libros (Eds.), Conservación de la biodiversidad de importancia mundial a lo largo de la costa chilena. 142-146 pp. Santiago: Salesianos S.A.

DAVIS, R.W., FARGION, G.S., MAY, L.N, LEMING, T.D., BAUMGARTNER, M.F., EVANS, W.E., HANSEN, L.J., MULLIN. K. 1998. Physical habitat of cetaceans along the continental slope in the north-central and western Gulf of Mexico. *Marine Mammal Science*. 14: 490-507.

DOMÍNGUEZ, E., ARAVENA, J. 2012. Estudio florístico del Area Marina Costera Protegida Francisco Coloane, Región de Magallanes, Chile. *Gayana. Botánica* 69: 167-183.

ESPINOZA-RODRÍGUEZ, N., CARRASQUERO, J., DE TURRIS-MORALES, K., DELGADO-ORTEGA, G., BARRIOS-GARRIDO. H. 2015. Asociaciones entre aves marinas y *Sotalia guianensis* en el sur del Golfo de Venezuela. *Caldasia* 37: 309-318.

FAO. 2018. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018. Organización mundial para la agricultura y la alimentación. Roma, Italia.

FÉLIX, F., HAASE, B. 2005. Distribution of humpback whales along the coast of Ecuador and management implications. *Journal of Cetacean Research and Management* 7: 21-2.

FERNÁNDEZ, M., CASTILLA, J.C. 2005. Marine conservation in Chile: historical perspective, lessons, and challenges. *Conservation Biology* 19: 1752-1762.

FLEMING, A.H., JACKSON, J. 2011. Global review of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-474. 207 pp.

Flórez-González, L., Capella, J., Hasse, B., Bravo, G.A., Félix, F., Gerrodette, T. 1998. Changes in winter destinations and the northernmost record of southeastern Pacific humpback whales. *Marine Mammal Science* 14: 189-196.

FU, Y. 1997. Statistical tests of neutrality of mutations against population growth, hitchhiking and background selection. *Genetics*. 147 (2), 915–925.

GALLETTI VERNAZZANI, B., CARLSON, C., CABRERA, E., BROWNELL JR., R.L. 2006. Blue, sei and humpback whale sightings during 2006 field season in northwestern Isla de Chiloe, Chile. Paper SC/58/SH17 presented to the IWC Scientific Committee, May 2006 (unpublished). 6 pp.

GALLETTI VERNAZZANI, B., CARLSON, C.A., CABRERA, E., CAPELLA, J., BROWNELL, JR. R.L. 2008. Recent humpback whale sightings off Isla de Chiloe, 2006-2008. Paper SC/60/SH26 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission, June 2008, Santiago, Chile.

GARRIGUE, C., DODEMONT, R., STELL, D., BAKER, C.S. 2004. Organismal and 'gametic' capture-recapture using microsatellites genotyping confirm low abundance and reproductive autonomy of humpback whales on the wintering grounds of New Caledonia. Marine Ecology Progress Series 274:251-262.

GEORGE-NASCIMENTO, M., CARVAJAL, J. 1981. Helmintos parásitos del lobo marino común *Otaria flavescens* en el golfo de Arauco, Chile. Boletín Chileno de parasitología 36: 72-73.



GIBBONS, J., CAPELLA, J., VALLADARES, C. 2003. Rediscovery of a humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) feeding ground in the Straits of Magellan, Chile. Journal of Cetacean Research and Management 5: 203-208.

GIBBS, N., PATON, D.A., CHILDERHOUSE, S., CLAPHAM, P. 2006. Assessment of the current abundance of humpback whales in the Lomaiviti Island Group of Fiji and a comparison with historical data. Paper SC/A06/HW34 presented to the IWC Workshop on Comprehensive Assessment of Southern Hemisphere Humpback Whales, Hobart, Tasmania, 3-7 April 2006 (unpublished). 12 pp.

GUIDINO, C., LLLAPAPASCA, M.A., SILVA, S., ALCORTA, B., PACHECO, A. S. 2014. Patterns of spatial and temporal distribution of humpback whales at the southern limit of the southeast Pacific breeding area. PLoS One 9:e112627.

GUZMAN, H., CAPELLA, J., VALLADARES, C., GIBBONS, J., CONDIT, R. 2020. Humpback whale movements in a narrow and heavily-used shipping passage, Chile. Marine Policy, 118, p.103990.

HAMILTON, W.D. 1971. Geometry for the selfish herd. Journal of Theoretical Biology, 31, 295–311.

HARO, D., RICCIALDELLI, L., ACEVEDO, J., AGUAYO-LOBO, L., MONTIEL. A. 2016. Trophic ecology of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the Magellan strait as indicated by carbon and nitrogen stable isotopes. Aquatic Mammals 42: 233-244.

HERMAN, L. M., PACK, A.A., ROSE, K., CRAIG, A., HERMAN, E.Y., HAKALA, S., MILETTE, A. 2011. Resightings of humpback whales in Hawaiian waters over spans of 10-32 years: Site fidelity, sex ratios, calving rates, female demographics, and the dynamics of social and behavioral roles of individuals. Marine Mammal Science 27:73-768.

HUCKE-GAETE, R., HARO, D., TORRES-FLOREZ, J., MONTECINOS, Y., VIDI, F., BEDRIÑANA-ROMANO, L., NERY, M., RUIZ, J. 2013. A historical feeding ground for humpback whales in the eastern South Pacific revisited: The case of Northern

Patagonia, Chile. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 858-867.

JOURDAIN, E., VONGRAVEN, D. 2017. Humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) and killer whale (*Orcinus orca*) feeding aggregations for foraging on herring (*Clupea harengus*) in Northern Norway. Mammalian Biology 86: 27-32.

KATONA, S., WHITEHEAD, H. 1981. Identifying humpback whales using their natural markings. Polar Record 20: 439-444.

KATONA, S., BEARD, J. 1990. Population size, migrations and feeding aggregations of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the western North Atlantic Ocean. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue) 12: 295-305.

KENWARD R.E. 1978. Hawks and doves: factors affecting success and selection in goshawk attacks on woodpigeons. Journal of Animal Ecology 47:449-460.

MACKINTOSH, N. A. 1942. The southern stocks of whalebone whales. Discovery Reports 22: 197-300.

MCCALLUM, H. 2000. Population parameters, estimation for ecological models. Blackwell Science Ltd. U.K. 348 pp.

MONNAHAN, C. C., ACEVEDO, J., NOBLE HENDRIX, A., GENDE, S., AGUAYO-LOBO, A., MARTINEZ, F. 2019. Population trends for humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) foraging in the Francisco Coloane Coastal-Marine Protected Area, Magellan Strait, Chile. *Marine Mammal Science*, Sci. 35: 1212-1231.

MORA, C. 2011. Situación temporo-espacial de la ballena jorobada en el sector central del archipiélago Fueguino, Chile. Tesis de Biología Marina. Facultad de Ciencias. Universidad de Magallanes. 85 pp.

MUÑOZ, L., PAVEZ, G., QUIÑONES, R., OLIVA, D., SANTOS, M. & SEPÚLVEDA, M. 2013. Latitudinal variation in the diet of the South American sea lion revealed by stable isotopes. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 48: 613-622.

Murase, H., K. Matsuka, Y. Ichii & S. Nishiwaki. 2002. Relationship between the distribution of euphausiids and baleen whales in the Antarctic (35°E-145°W). *Polar Biology* 25: 135-144.

NOAD, M. J., DUNLOP, R. A., PATON, D., CATO, D. H. 2011. Absolute and relative abundance estimates of Australian east coast humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Journal of Cetacean Research and Management (Special Issue 3)* 243-252.

OLIVEIRA, L.R., GEHARA, M.C., FRAGA, L.D., LOPES, F., TUNEZ, J.I., CASSINI, M.H., MAJLUF, P., CARDENAS-ALAYZA, S., PAVES, H.J., CRESPO, E.A., ET AL. 2017. Ancient female philopatry, asymmetric male gene flow, and synchronous population

expansion support the influence of climatic oscillations on the evolution of South American sea lion (*Otaria flavescens*). PLoS ONE.

OMURA, H. 1953. Biological study on humpback whales in the Antarctic Whaling areas IV and V. Scientific Report of Whales Research Institute 8: 81-102.

PATERSON, R., PATERSON, P., CATO, D.H. 2004. Continued increase in east Australian humpback whales in 2001, 2002. Memoirs of the Queensland Museum, 49:712.

PATON, D., OOSTERMAN, A., WHICKER, M., KENNY, I. 2006. Preliminary assessment of sighting survey data of humpback whales, Norfolk Island, Australia. Paper SC/A06/HW36 submitted to the IWC Southern Hemisphere humpback workshop, Hobart, April 2006 (unpublished). 9 pp.

PAVÉS, H., SCHLATTER, R. 2008. Temporada reproductiva del lobo fino austral, *Arctocephalus australis* (Zimmerman, 1783) en la Isla Guafo, Chiloé, Chile. Revista Chilena Historia Natural. 81: 137-149.

PAVEZ, G. 2012. Ecología trófica del lobo marino común (*Otaria flavescens*) en la Región de Los Lagos, Chile, y su relación con la salmonicultura: aplicación del análisis de isótopos estables. Tesis para optar a al Título de Biólogo Marino. Facultad de Ciencias del Mar y Recursos Naturales. Universidad de Valparaíso. 151 pp.

PETIT, I. J., CAMPOY, A. N., HEVIA, M., GAYMER, C. F., SQUEO, F. A. 2018. Protected areas in Chile: Are we managing them? *Revista Chilena de Historia Natural* 91: 1-8.

QUEROUIL, S., SILVA, M. A., CASCAO, I., MAGALHAES, S., SEABRA, M. I., MACHETE, M. A., SANTOS, R. S. 2008. Why do dolphins form mixed-species associations in the Azores? *Ethology*, 114: 1183- 1194.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available: <http://www.R-project.org>.



Rasmussen, K., Palacios, D.M., Calambokidis, J., Saborío, M.T., Dalla Rosa, L., Secchi, E.R., Steiger, G.H., Allen, J.M., Stone, G.S. 2007. Southern Hemisphere humpback whales wintering off Central America: insights from water temperature into the longest mammalian migration. *Biology Letters* 3: 302-305.

SCHEIDAT, M., CASTRO, C., DENKINGER, J., GONZÁLEZ, J., ADELUNG, D. 2000. A breeding area for humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off Ecuador. *Journal of Cetacean Research and Management*, 2: 165-171.

SCHWARZ, C., ARNASON, A. 1996. A general methodology for the analysis of capture recapture experiments in open populations. *Biometrics* 52: 860-873.

SCHWARZ, C.J., SEBER, G.A.F. 1999. Estimating animal abundance: Review III. *Statistical Science*. Vol. 14, No. 4: 427-456 pp.

SCOTT, M.D., CATTANACH, K.L. 1998. Diel patterns in aggregations of pelagic dolphins and tunas in the Eastern Pacific. *Marine Mammal Science*, 14: 401-428.

SCOTT, M.D., CHIVERS, S.J., OLSON, R.J., FIEDLER, P.C., HOLLAND, K. 2012. Pelagic predator associations: tuna and dolphins in the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 458: 283- 302.

SEBER, G.A.F. 1982. The estimation of animal abundance and related parameters. 2nd edition. - Griffin, London, UK, 672 pp.

SIELFELD, W., VENEGAS, C., ATALAH, A., TORRES, J. 1978. Prospección de otáridos en las costas de Magallanes. *Anales del Instituto de la Patagonia* 9: 157-169.

SIELFELD, W. 1983. Mamíferos Marinos de Chile. Ediciones de la Universidad de Chile, Santiago, 199 pp.

SMITH, J. A., GRIFFITHS, H., LÜTTGE, U., CROOK, C.E., GRIFFITHS, N.M., STIMMEL, K. 1986. Comparative ecophysiology of CAM and C3 bromeliads. IV. Plant water relations. *Plant, Cell & Environment* 9: 395-410.

STENSLAND, E., ANGERBJÖRN, A., BERGGREN, P. 2003. Mixed species groups in mammals. *Mammal Review* 33: 205-223.

STEVICK, P. T., ALLEN, J., CLAPHAM, P.J., FRIDAY, N., KATONA, S.K., LARSEN, F., LIEN, J., MATTILA, D.K., PALSBOELL, P.J., SIGURJONSSON, J., SMITH, T.D., ØIEN, N., HAMMOND, P.S. 2003. North Atlantic humpback whale abundance and rate of increase four decades after protection from whaling. *Marine Ecology Progress Series* 258: 263-273.

STEVICK PETER T., AGUAYO, A., ALLEN, J., AVILA, I.C., CAPELLA, J., CASTRO, C., CHATER, K., ENGEL, M.H., FELIX, F., FLÓREZ-GONZÁLEZ, L., FREITAS, A., HAASE, B., LLANO, M., LODI, L., MUNOZ, E., OLAVARRÍA, C., SECCHI, E., SCHEIDAT, M., SICILIANO, S. 2004. A note on the migrations of individually identified humpback whales between the Antarctic Peninsula and South America. *Journal of Cetacean Research and Management* 6: 109-113.

STONE, G.S., FLÓREZ GONZÁLEZ, L., KATONA, S. 1990. Whale migration record. *Nature* 346: 705.

TAJIMA, F. 1989. Statistical method for testing the neutral mutation hypothesis by DNA polymorphism. *Genetics* 123 (3), 585–595.

VALES, D.G., CARDONA, L., ZANGRANDO, A.F., BORELLA, F., SAPORITI, F., GOODALL, R.N. P., DE OLIVEIRA, L.R., CRESPO, E.A. 2017. Holocene changes in the trophic ecology of an apex marine predator in the South Atlantic Ocean. *Oecologia* 183: 555-570.

VARGAS, M., TORRES, J. 1976. Primer censo parcial de lobos marinos en Magallanes. Informe a la División de Protección Pesquera del Servicio Agrícola y Ganadero, Punta Arenas. (Manuscrito). 15 pp.

VENEGAS, C., GIBBONS, J., AGUAYO, A., SIELFELD, W., ACEVEDO, J., AMADO, N., CAPELLA, J., GUZMÁN, G., VALENZUELA, C., 2002. Distribución y abundancia de lobos marinos (Pinnipedia: Otariidae) en la región de Magallanes, Chile. Anales del Instituto de la Patagonia 30: 67-82.

WALDRON, A., MOOERS, A.O., MILLER, D.C., NIBBELINK, N., REDDING, D., KUHN, T.S., ROBERTS, J.T., GITTLEMAN, J.L., 2013. Targeting global conservation funding to limit immediate biodiversity declines. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 110: 12144-12148.

WELLS, S., BURGUES, N., NGUSARU, A. 2007. Towards the 2012 marine protected area targets in eastern Africa. Ocean & Coastal Management 50: 67-83.

WINN L.K. Y REICHLEY N.E. 1985. Humpback whale, *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781). pp 241-273. En: Ridgway S.H. y Harrison R. (eds). Handbook of Marine Mammals. Vol. 3. The sirenians and baleen whales. Academic Press. London.

ZERBINI, A.N., ANDRIOLO, A., HEIDE-JØRGENSEN, M.P., PIZZORNO, J.L., MAIA, Y.G., VANBLARICOM, G.R., DEMASTER, D.P., SIMÕES-LOPES, P.C., MOREIRA, S. AND BETHLEM, C. 2006. Satellite-monitored movements of humpback whales

(*Megaptera novaeangliae*) in the Southwest Atlantic Ocean. Marine Ecology Progress Series 313: 295–304.

ZERBINI, A.N., CLAPHAM, P.J., WADE, P.R. 2010. Assessing plausible rates of population growth in humpback whales from life-history data. Marine Biology Research 157: 1225–1236.



7. ANEXOS

Anexo I. Promedio del número de lobos marinos comunes y finos contabilizados durante la temporada 2005-2019. Incluye la desviación estándar.

Temporada	Promedio temporada		Desviación estándar	
	Lobo común	Lobo fino	Lobo común	Lobo fino
2005	35	613	39	81
2006	63	393	56	345
2007	36	679	28	713
2009	98	502	55	288
2010	41	606	21	438
2011	24	326	17	179
2012	63	536	92	434
2013	23	276	21	84
2014	16	204	20	136
2015	14	209	21	75
2016	16	90	2	23
2017	6	33	6	11
2018	11	29	11	4
2019	31	77	22	67

Anexo II. Asociación entre el número de ballenas y el número de lobos finos avistados en el Parque Marino y AMCP Francisco Coloane.

N° de ballenas	N° de lobos finos				
	0	1-5	6-10	11-20	>20
1	3.756	81	66	27	3.981
2	3.139	107	120	49	3.495
≥3	1.231	43	71	65	1.479
Total	8.126	231	257	141	8.955

Prueba estadística	Valor	Interpretación
Chi-cuadrado	p<0,01	Significativa
C.Gamma Goodman Krustal	0,359	Moderada



Anexo III. Asociación entre el número de ballenas avistadas y la presencia de lobos marinos.

Periodo	Adultos		Juveniles		Crias	
	Tau-c	Sig. Aprox.	Tau-c	Sig. Aprox.	Tau-c	Sig. Aprox.
2004-2019	0,086	0,000	0,061	0,024	0,096	0,000

Anexo IV. Asociación entre presencia de lobos marinos y número de ballenas avistadas, según año y según presencia de ballenas de cada grupo etario.

Año	Adultos		Jóvenes		Crías	
	Tau	Sig. apróx.	Tau	Sig. apróx.	Tau	Sig. apróx.
2004	0,155	0,001	-	-	-	-
2005	0,19	0	-	-	0,217	0,05
2006	0,203	0	0,375	0,221	0,281	0,014
2007	0,193	0	0,072	0,64	0,127	0,128
2008	0,103	0,02	0,118	0,285	0,127	0,189
2009	0,081	0,012	0,227	0,004	0,138	0,057
2010	0,062	0,012	0,038	0,621	0,045	0,567
2011	0,06	0,001	0,017	0,766	0,077	0,204
2012	0,083	0	0,02	0,748	0,122	0,135
2013	0,067	0,008	0,151	0,25	0,142	0,067
2014	0,046	0,12	0,111	0,289	-	-
2015	0,056	0,006	0,101	0,248	0,052	0,354
2016	0,03	0,084	-0,044	0,588	-0,077	0,238
2017	-0,011	0,227	-	-	0,012	0,746
2018	0,005	0,725	-	-	0,051	0,305
2019	0,037	0,042	0,151	0,267	0,132	0,288
Total	0,086	0	0,061	0,024	0,096	0

Anexo V. Índice de formación de grupos mixtos (If-GM) de ballenas jorobadas y lobos marinos en el AMCP y Parque Marino FC durante los años 2004-2019.

Año	Grupos de Lobos finos	Grupos de Lobos comunes	Grupos de Ballenas jorobadas	If-GM
2004	68	0	359	18,94
2005	59	0	407	14,50
2006	59	0	362	16,30
2007	86	0	602	14,29
2008	127	0	489	25,97
2009	68	0	563	12,08
2010	41	0	396	10,35
2011	32	0	772	4,15
2012	34	0	649	5,24
2013	16	0	391	4,09
2014	54	0	512	10,55
2015	70	0	798	8,77
2016	63	0	910	6,92
2017	13	0	668	1,95
2018	5	0	470	1,06
2019	16	14	477	3,35
TOTAL	811	14	8825	158,51

Anexo VI. Comparaciones post hoc de Mann-Whitney por parejas para diferencias significativas entre las abundancias de ballenas jorobadas en el

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
2005	0.00818														
2006	1.00000	1.00000													
2007	7.1e-07	0.28863	0.00337												
2008	0.00032	1.00000	0.50117	1.00000											
2009	0.04738	1.00000	1.00000	0.02368	1.00000										
2010	1.00000	1.00000	1.00000	0.01312	1.00000	1.00000									
2011	1.0e-07	1.00000	0.02876	1.00000	1.00000	0.25843	0.15465								
2012	0.65981	1.00000	1.00000	0.62865	1.00000	1.00000	1.00000	1.00000							
2013	1.00000	0.15581	1.00000	2.3e-05	0.00620	0.19116	1.00000	3.3e-05	0.97443						
2014	1.00000	1.00000	1.00000	0.02280	1.00000	1.00000	1.00000	0.11525	1.00000	1.00000					
2015	1.1e-09	0.00206	2.3e-05	1.00000	0.04738	4.6e-05	5.9e-05	0.04879	0.01174	9.9e-08	0.00020				
2016	5.9e-08	0.13531	0.00173	1.00000	1.00000	0.00683	0.00587	1.00000	0.58380	7.7e-06	0.01466	1.00000			
2017	0.15987	1.00000	1.00000	0.50596	1.00000	1.00000	1.00000	1.00000	1.00000	0.47056	1.00000	0.00520	0.28646		
2018	1.00000	0.14136	1.00000	9.0e-06	0.00620	0.37062	1.00000	1.6e-05	1.00000	1.00000	1.00000	1.4e-08	1.3e-06	0.69364	
2019	1.00000	0.03304	1.00000	1.7e-06	0.00103	0.06826	1.00000	1.3e-06	0.54455	1.00000	1.00000	3.0e-09	2.5e-07	0.19116	1.00000

AMCP y Parque Marino Francisco Coloane durante los años 2004-2019. Las regiones grises indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Anexo VII. Estimación del tamaño de la población (n -hat) de ballenas jorobadas en el PM y AMCP-MU Francisco Coloane mediante captura recaptura.

Año	n-hat	Error estandar	Intervalo de confianza	
			Inferior	Superior
2004	33	5,22	24,26	44,9
2005	49	6,91	37,40	64,70
2006	62	7,28	48,98	77,69
2007	84	7,98	69,81	101,19
2008	84	7,36	70,36	99,28
2009	88	7,27	74,72	103,31
2010	93	7,27	79,58	108,15
2011	100	7,46	86,80	116,12
2012	104	7,54	90,36	119,97
2013	101	7,33	88,02	116,79
2014	102	7,29	88,66	117,29
2015	115	7,61	100,55	130,45
2016	110	7,34	96,70	125,51
2017	111	7,71	96,46	126,74
2018	103	9,96	85,51	124,70
2019	61	7,48	48,01	77,52