



UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza<sup>[L]
[SEP]</sup>

Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

**IMPACTOS DEL TURISMO DE AVISTAMIENTO DE CETÁCEOS EN
LAS RESPUESTAS CONDUCTUALES A CORTO PLAZO DE LA
BALLENA FIN (*BALAENOPTERA PHYSALUS*), EN UN ÁREA
MARINA PROTEGIDA EN EL PACÍFICO SURESTE**

Proyecto de grado presentado como
parte de los requisitos para optar al
grado de Magíster en Áreas Silvestres y
Conservación de la Naturaleza

Macarena Andrea Santos Carvalho

Bióloga Marina

Santiago, Chile

2021

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de
Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

Profesor(a) Guía Nombre Dra. Claudia Cerda J.
Nota _____
Firma _____

Profesor(a) Co-Guía Nombre Dra. Maritza Sepúlveda M.
Nota _____
Firma _____

Profesor(a) Consejero(a) Nombre Dr. Cristián Estades M.
Nota _____
Firma _____

Profesor(a) Consejero(a) Nombre Dra. María José Pérez A.
Nota _____
Firma _____

Agradecimientos

A mi familia. A mis padres, Nancy y Luis, y a mi hermano David por su infinito apoyo y paciencia. A Jonathan por incentivar me día a día a sacar adelante este trabajo y por compartir conmigo la pasión por el estudio de los cetáceos.

A los profesores integrantes de la comisión de tesis. Dra. Claudia Cerda, Dra. Maritza Sepúlveda, Dra. María José Pérez-Álvarez y Dr. Cristián Estades, gracias por el tiempo y dedicación al desarrollo y revisión de este trabajo.

A los integrantes de LECMMAR y a todos quienes participaron y ayudaron en el desarrollo de este estudio. ¡Fueron muchos! A Turismos Orca, Agrupación de Turismo Caleta Chañaral de Aceituno y Agrupación de Turismo Delfines, gracias por su apoyo durante las campañas de terreno.

Al proyecto del Fondo de Protección Ambiental (FPA) del Ministerio del Medio Ambiente titulado “Whale- watching en la Reserva Marina Isla Chanparal: manejo y planificación para una actividad sustentable” y al proyecto de Bienes Públicos de Innova-Corfo titulado “Plan estratégico de desarrollo sustentable para posicionar a la Región de Atacama como un destino turístico de alta calidad para el avistamiento de cetáceos (TAC-AC), otros mamíferos y aves marinas”, por financiar este estudio

Al Dr. Eric Kniest por facilitar el programa VADAR.

Índice

AGRADECIMIENTOS.....	3
ÍNDICE	4
LISTA DE FIGURAS	5
LISTA DE TABLAS	6
RESUMEN.....	7
SUMMARY	8
1 INTRODUCCIÓN	10
2 MATERIALES Y MÉTODOS	13
2.1 TURISMO DE AVISTAMIENTO DE BALLENAS EN CALETA CHAÑARAL DE ACEITUNO	13
2.2 ÁREA DE ESTUDIO.....	13
2.3 COLECTA DE INFORMACIÓN.....	15
2.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	17
3 RESULTADOS.....	19
3.1 ESFUERZO DE OBSERVACIÓN	19
3.2 DESPLAZAMIENTO V/S DESCANSO.....	19
3.3 COMPORTAMIENTO DE DESPLAZAMIENTO	20
3.4 COMPORTAMIENTO DE DESCANSO	22
3.5 RECOMENDACIONES PARA LA SUSTENTABILIDAD DEL TURISMO DE AVISTAMIENTO DE BALLENAS Y LA CONSERVACIÓN DE LA BALLENA FIN EN LA RESERVA MARINA ISLA CHAÑARAL	24
4 DISCUSIÓN	26
5 CONCLUSIONES	31
6 BIBLIOGRAFÍA	32

Lista de figuras

- Figura 1. Ubicación del área de estudio. El triángulo negro muestra el punto de observación (PO) y el punto negro la ubicación de la caleta Chañaral de Aceituno, en la Región de Atacama. La línea negra indica el límite de la Reserva Marina Isla Chañaral y la línea segmentada indica el área de observación con un radio de 6 km..... 14
- Figura 2. Vista panorámica desde isla Chañaral del área de observación denominada “el canal”..... 15
- Figura 3. Comparación entre la conducta de desplazamiento y descanso, para las variables respuestas de (a) velocidad de nado, (b) reorientación y (c) linealidad. * representa diferencias significativas..... 20
- Figura 4. Efectos marginales (promedio \pm 95% intervalo de confianza) de las variables predictivas de los mejores modelos para (a) velocidad de nado, (b-d) reorientación and (e) linealidad, durante la conducta de desplazamiento de la ballena fin. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre los grupos (Tukey post-hoc; $P < 0.05$). 22
- Figura 5. Efectos marginales (promedio \pm 95% intervalo de confianza) de las variables predictivas de los mejores modelos para (a) velocidad de nado, (b-d) reorientación y (e-f) linealidad, durante la conducta de descanso de la ballena fin. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre los grupos (Tukey post-hoc; $P < 0.05$)..... 24

Lista de tablas

- Tabla 1. Resultados de la selección de modelos backward stepwise para la velocidad de nado, reorientación y linealidad para la conducta de desplazamiento de la ballena fin. Se muestra una tabla “ANOVA” correspondiente a los pasos dados en la búsqueda del modelo más parsimonioso (es decir, a partir del modelo completo, cada paso muestra la variable descartada). Las siglas significan: Gl., grados de libertad; Des., desviación; Dl. Resid., grados de libertad residuales; Des. Resid., desviación residual; GAIC, criterio de información de Akaike generalizado. 21
- Tabla 2. Resultados de la selección de modelos backward stepwise para la velocidad de nado, reorientación y linealidad para la conducta de descanso en la ballena fin. Se muestra una tabla “ANOVA” correspondiente a los pasos dados en la búsqueda del modelo más parsimonioso (es decir, a partir del modelo completo, cada paso muestra la variable descartada). Las siglas significan: Gl., grados de libertad; Des., desviación; Dl. Resid., grados de libertad residuales; Des. Resid., desviación residual; GAIC, criterio de información de Akaike generalizado. 23

Resumen

El “whale-watching” (WW) o turismo de avistamiento de cetáceos es una actividad que ha ido en aumento a nivel mundial dado el alto interés turístico y los beneficios económicos que conlleva. Sin embargo, ha sido ampliamente reportado que esta actividad afecta los patrones conductuales de algunos cetáceos, aunque para algunas especies como la ballena fin (*Balaenoptera physalus*) esto ha sido escasamente estudiado. Para identificar los efectos del WW en los patrones conductuales de esta especie, se analizaron las conductas de desplazamiento y descanso en una localidad del centro-norte de Chile desde el 2015 al 2018. Mediante el seguimiento con un teodolito digital se calcularon las variables respuesta velocidad de nado, linealidad y reorientación para cada conducta. Se utilizó el número de embarcaciones y escenarios de WW “antes”, “durante” y “después” de la presencia de embarcaciones como posibles variables para explicar las diferencias en las variables respuestas, en conjunto con factores tales como el año, mes, tamaño grupal y distancia desde el punto de observación. Para ambas conductas, la reorientación aumentó y la linealidad disminuyó significativamente al comparar el escenario WW “antes” y “durante”, indicando movimientos más erráticos y sinuosos durante la presencia de las embarcaciones. Estos cambios en los patrones de movimiento son reportados comúnmente como respuestas de evasión por parte de los cetáceos a la presencia de embarcaciones de turismo. Para el desplazamiento, la velocidad de nado aumentó significativamente y se observó una tendencia donde la reorientación aumentó y la linealidad disminuyó en el escenario “después”, lo que sugeriría una perturbación de las ballenas asociado potencialmente a un incremento en la velocidad y modo en que se retiran de las embarcaciones, lo que podría provocar un aumento en la probabilidad de colisiones con las embarcaciones de turismo. Durante el descanso, la trayectoria de la ballena fin se vuelve más recta (disminución de la reorientación) a medida que aumenta el número de embarcaciones, por lo que se sugiere que la evasión (movimientos más erráticos y sinuosos) ya no sería una estrategia efectiva por parte de los animales afectados. De este modo, pese a que el desarrollo turístico en el área de estudio es de pequeña escala, se encontró que el WW genera cambios en los patrones conductuales de las ballenas, los que podrían derivar en potenciales impactos a nivel individual y poblacional. Para minimizar estos cambios conductuales, se sugiere que las embarcaciones se desplacen a bajas velocidades (< 7 nudos) durante el acercamiento, avistamiento y al momento de alejarse. Adicionalmente, se enfatiza en la necesidad de respetar la medida de manejo de mantener dos o menos embarcaciones simultáneas por individuo o grupo de ballenas.

Palabras clave: desplazamiento, descanso, turismo de avistamiento, whale-watching, patrones de movimiento, patrones conductuales.

Summary

Whale-watching (WW) is an activity which has been increasing worldwide due to the great interest of tourists and the economic benefits it provides to local communities. However, it has been reported that this activity affects the behavioral patterns of some cetaceans, although for some species such as the fin whale (*Balaenoptera physalus*) this has not been extensively studied. To identify the effects of WW on the behavioral patterns of this species, we studied its travelling and resting behaviors in a locality of north-central Chile from 2015 to 2018. Using a theodolite, we calculated the response variables of swim speed, directness index and re-orientation for each behavior. We used the number of WW boats and the WW scenarios of “before”, “during” and “after” the presence of boats as possible factors to explain the differences in the response variables of the whales, along with the factors of year, month, group size and distance from the observation point. Reorientation increased significantly and the directness index decreased significantly for both travelling and resting behaviors from “before” to “during” WW scenarios, indicating more erratic and sinuous movements in the presence of boats. These changes in movement patterns are a commonly reported evasion response of cetaceans to the presence of WW boats. For travelling behavior, the swimming speed significantly increased, and trends showed increased re-orientation and a decrease in the directness index in the “after” WW scenario, which suggests perturbation of the whales potentially associated with the high speed and the direction in which the boats left, which could lead to an increase in the probability of collisions with WW boats. During resting behavior, the trajectories of the fin whales became straighter (decrease in reorientation) as the number of boats increased, thus, evasion (more erratic and sinuous movements) would no longer be an effective strategy for affected animals. Notwithstanding the fact that tourism development in the study area is small-scale, it was found that WW generates changes in the whales’ behavior that could produce potential impacts at the individuals and population level. To minimize these behavioral changes, it is suggested that the tourism boat move at low speeds (<7 knots) during the approach, sightings and when the WW boat move away from them. Additionally, it is emphasized to respect the management measure of maintaining two or fewer simultaneous vessels per individual or group of whales.

Key words: travelling, resting, whale-watching, movement pattern, behavior pattern.

1 Introducción

El whale-watching (WW) o avistamiento de cetáceos es una de las industrias con mayor crecimiento y desarrollo en las últimas décadas en diversos países, y que reporta una serie de beneficios, tanto económicos como socioambientales. En ese sentido, el WW ha permitido que las personas que realizan esta actividad puedan tener un mayor conocimiento de la diversidad y biología de las especies de cetáceos avistadas y del entorno en que ellas viven (FILBY et al., 2015; PACHECO et al., 2019). A su vez, las comunidades locales de pescadores artesanales que se vinculan a esta actividad económica se ven beneficiadas debido a la diversificación de sus actividades pesqueras tradicionales, lo que les permite aumentar sus fuentes de ingresos ante la disminución de los recursos pesqueros (PARSONS et al., 2003; GARROD y WILSON, 2004). Todo esto trae como consecuencia una mayor conciencia ambiental, la que a su vez estimula el interés hacia la conservación y protección de la fauna marina y sus hábitats (HIGGINBOTTOM y TRIBE, 2004; ZEPPEL y MULOIN, 2008; SCHULER y PEARSON, 2019), ya sea por parte de los consumidores (público en general) y/o de aquellos que prestan los servicios (ej., pescadores, investigadores, empresarios) (FILBY et al., 2015; SCHULER y PEARSON, 2019).

En la actualidad, sin embargo, existe una fuerte controversia respecto a si el WW es una actividad que efectivamente promueve la conservación de las especies objeto (FORESTELL, 2007). Ha sido ampliamente reportado en la literatura que un manejo inadecuado del WW representa una importante fuente de perturbación de los animales, tanto a corto como a largo plazo (e.g., CORKERON, 2004; BEJDER et al., 2006a; ARGÜELLES et al., 2016; SPROGIS et al., 2020b). Entre las fuentes de perturbación más comúnmente descritas se encuentra el elevado número de embarcaciones en un área confinada, aproximaciones muy cercanas a los animales, el tiempo y forma de acercamiento a los animales, la falta de normativa o, en caso de existir, el incumplimiento de las regulaciones y normas existentes (HOYT y PARSONS, 2014). En el corto plazo, estos escenarios pueden inducir a cambios conductuales en los cetáceos, algunos de los cuales pueden alterar comportamientos biológicamente importantes, tales como la alimentación (ARCANGELI y CROSTI, 2009; CHRISTIANSEN et al., 2013) y el descanso (AVILA et al., 2015; SPROGIS et al., 2020a; SPROGIS et al., 2020b). Esto a su vez puede acarrear costos energéticos adicionales para los individuos (WILLIAMS et al., 2006; CHRISTIANSEN et al., 2014), afectando en el mediano-largo plazo la condición corporal, el estado de salud y el éxito reproductivo de los animales (LUSSEAU, 2005; BEJDER et al., 2006b), lo que finalmente puede representar una amenaza para la conservación de las especies expuestas a esta actividad (CORKERON, 2004; LUSSEAU y BEJDER, 2007; PARSONS, 2012). De los efectos a corto plazo,

se han descrito que la evasión horizontal, indicada como los cambios de dirección en los patrones de movimiento de los animales, son los más frecuentes (SCHEIDAT et al., 2004; WILLIAMS y ASHE, 2007; WILLIAMS et al., 2009; SCHAFFAR et al., 2013). Es así que en presencia de embarcaciones los patrones de movimiento se hacen menos predecibles al disminuir la linealidad (se pierde la trayectoria en línea recta) y aumentar la reorientación (trayectoria errática), con la finalidad de evadir a las embarcaciones (SCHEIDAT et al., 2004; WILLIAMS y ASHE, 2007; SCHAFFAR et al., 2013). Estas tácticas de evasión varían en relación al número de embarcaciones y a la distancia de acercamiento (WILLIAMS et al., 2009; SCHAFFAR et al., 2013). En ballenas jorobadas (*Megaptera novaeangliae*) se ha visto que, a una menor distancia de las embarcaciones, la dirección de la trayectoria cambia continuamente (SCHAFFAR et al., 2013). En orcas (*Orcinus orca*) se ha reportado que, a mayor número de embarcaciones, la trayectoria del desplazamiento se hace más rectilíneo, indicando que la táctica de evasión (aumento en la reorientación) puede no ser efectivo con un número mayor de embarcaciones (WILLIAMS y ASHE, 2007; WILLIAMS et al., 2009). Si las tácticas de evasión no son efectivas, los cetáceos deben incurrir en estrategias energéticamente más costosas (MORETE et al., 2007; CHRISTIANSEN et al., 2014; SPROGIS et al., 2020a; SPROGIS et al., 2020b), como un aumento en la velocidad de desplazamiento en presencia de embarcaciones de turismo (CHRISTIANSEN et al., 2014; SPROGIS et al., 2020b). Otra táctica energéticamente costosa utilizada por los cetáceos es la evasión horizontal, donde los cetáceos aumentan el tiempo de buceo (STAMATION et al., 2010; SCHAFFAR et al., 2013) o aumentan la tasa de respiración (CHRISTIANSEN et al., 2014).

Adicionalmente a las perturbaciones generadas por el WW sobre la conducta de los cetáceos, se ha descrito que la colisión con embarcaciones es otro potencial impacto de esta actividad (LAIST et al., 2001; JENSEN y SILBER, 2004). Esta interacción puede ir desde contacto entre el animal y la embarcación, hasta cortes por hélices y en situaciones extremas pueden causar la muerte (LAIST et al., 2001; JENSEN y SILBER, 2004). Si el WW se desarrolla de manera precipitada y no regulada, puede impactar negativamente e irreversiblemente a los individuos expuestos a esta actividad. Los impactos acumulativos de las perturbaciones repetidas resultantes de la presencia de embarcaciones (PIROTTA et al., 2019) destacan la necesidad de un enfoque precautorio para la gestión del WW con pautas y regulaciones adecuadas que aseguren que esta actividad no dañe a las poblaciones objetivo. La integración de la investigación del comportamiento animal en la planificación del manejo debería resultar en una regulación y cumplimiento más efectivos de tales políticas de conservación (AMREIN et al., 2020).

En Chile, el turismo de avistamiento de fauna marina y específicamente el WW es una actividad aún incipiente, pero con un crecimiento sostenido de ca. 20% anual, y con potencial de desarrollo aún mayor (HOYT y IÑÍGUEZ, 2008). En la actualidad existen cinco localidades donde formalmente se desarrolla esta actividad: Bahía de Mejillones, en el norte de Chile; caleta Chañaral de Aceituno y Punta de Choros en Chile central; Puñihuil y el Parque Marino Francisco Coloane en el sur de Chile (HOYT y IÑÍGUEZ, 2008). Dada la creciente importancia del WW, en el año 2011 el gobierno de Chile, a través de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, dictaminó el “Reglamento general de observación de mamíferos, reptiles y aves hidrobiológicas y del registro de avistamiento de cetáceos” (D.S. N°38/2011; SUBPESCA, 2011). Este reglamento establece los procedimientos y requisitos generales de observación de estas especies hidrobiológicas regulando, entre otros aspectos, la distancia de observación, y el modo de acercamiento de las embarcaciones a los cetáceos y el comportamiento de los turistas durante los avistamientos (D.S. N°38/2011; SUBPESCA, 2011).

De las localidades mencionadas, caleta Chañaral de Aceituno, es uno de los lugares predilectos por los turistas para realizar WW, debido a la alta probabilidad de avistar grandes cetáceos. En la época estival, este lugar visitado por una variedad de grandes cetáceos (e.g., ballena azul, fin, jorobada, minke), siendo la ballena fin la más frecuente de observar (CAPELLA et al., 1999; PÉREZ et al., 2006; TORO et al., 2016; SEPÚLVEDA et al., 2018). El número de turistas que visita esta localidad para realizar WW se ha incrementado exponencialmente en la última década, desde ca. 1.200 turistas en el verano de 2010 hasta ca. 8.000 turistas en el mismo periodo del 2020 (Corporación Nacional Forestal, datos no publicados). El WW es realizado por pescadores artesanales de caleta Chañaral de Aceituno, lo que ha significado para ellos en una oportunidad para expandir y diversificar sus actividades tradicionales (SEPÚLVEDA et al., 2018).

Debido al incremento de turistas y a la importancia de las especies que visitan el área, las autoridades locales han introducido otras regulaciones adicionales a las del reglamento de 2011, limitando el número de embarcaciones y el tiempo de permanencia de éstas con los animales (Resolución Exenta N° 655, SERNAPESCA, 2020). Sin embargo, pese a contar con estos reglamentos y considerando el rápido aumento de esta actividad, aparentemente no existe ningún estudio que identifique si los cetáceos están siendo afectados por el WW y si lo están, en que magnitud. Teniendo en cuenta estos antecedentes, el presente estudio tiene como objetivo general analizar las respuestas conductuales a corto plazo de la ballena fin (especie más frecuentemente avistada en caleta Chañaral de Aceituno) frente a las embarcaciones de turismo en un área marina protegida y sus aguas adyacentes del Pacífico sureste. Los objetivos

específicos fueron: 1) Evaluar el efecto del WW sobre la velocidad de nado, en las conductas de desplazamiento y descanso; 2) Evaluar el efecto del WW sobre la reorientación, en las conductas de desplazamiento y descanso; 3) Evaluar el efecto del WW sobre la linealidad, en las conductas de desplazamiento y descanso y 4) Proponer recomendaciones para contribuir con la sustentabilidad de la actividad turística y la conservación de la ballena fin. De esta manera, este estudio proporciona una primera perspectiva sobre los efectos de la actividad de WW en una especie con problemas de conservación como lo es la ballena fin en Chile.

2 Materiales y métodos

2.1 Turismo de avistamiento de ballenas en caleta Chañaral de Aceituno

Caleta Chañaral de Aceituno es una pequeña localidad de aproximadamente 100 habitantes que se encuentra en las cercanías del límite sur de la Región de Atacama, en el centro-norte de Chile (Fig. 1). Las aguas circundantes a la caleta se caracterizan por ser un ambiente altamente dinámico y productivo debido a que se encuentra en un área de surgencia (MONTECINO et al., 2006; THIEL et al., 2007). En este lugar se ha reportado una amplia diversidad de fauna marina, incluyendo aves y mamíferos marinos (CAPELLA et al., 1999; LUNA-JORQUERA et al., 2003; PÉREZ et al., 2006; SEPÚLVEDA et al., 2009; SEPÚLVEDA et al., 2016), y se ha descrito como una importante área de alimentación de la ballena fin (*Balaenoptera physalus*) durante la primavera y el verano austral (PÉREZ et al., 2006; TORO et al., 2016; SEPÚLVEDA et al., 2018). Estas características hacen que caleta Chañaral de Aceituno sea uno de los lugares favoritos en Chile para el turismo de avistamiento de fauna marina, principalmente de grandes cetáceos.

En esta localidad, los servicios turísticos de WW son ofrecidos casi exclusivamente por pescadores artesanales de caleta Chañaral de Aceituno a lo largo de todo el año. Dentro de los registros formales de Sernapesca, 39 embarcaciones tienen permitido realizar WW en esta área, pero en la práctica cerca de 20 embarcaciones realizan los recorridos náuticos. Las embarcaciones utilizadas son de hasta 10 m de eslora con motores de hasta 150 hp.

2.2 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo desde una estación de observación terrestre ubicada en la isla Chañaral, a 9 km de caleta Chañaral de Aceituno (29°01'S, 71°36'W). El punto de observación se ubicó a una altura de 52 m sobre el nivel del mar, en el costado este de la isla (Fig. 1). El área de

observación abarca una zona llamada “el canal” que se encuentra entre la isla y el continente (Fig. 1 y 2). En esta zona ocurre el mayor tránsito de embarcaciones de turismo, ya que mientras se dirigen a visitar la fauna de la isla realizan el avistamiento de los cetáceos que encuentran a lo largo de su trayecto. Dentro del área de observación se encuentra a su vez una porción de la Reserva Marina Isla Chañaral (Fig. 1), que cuenta con reglamentaciones propias para el avistamiento de cetáceos (SERNPAESCA, 2020) y que se suman al reglamento que rige a todo el país (SUBPESCA, 2011).

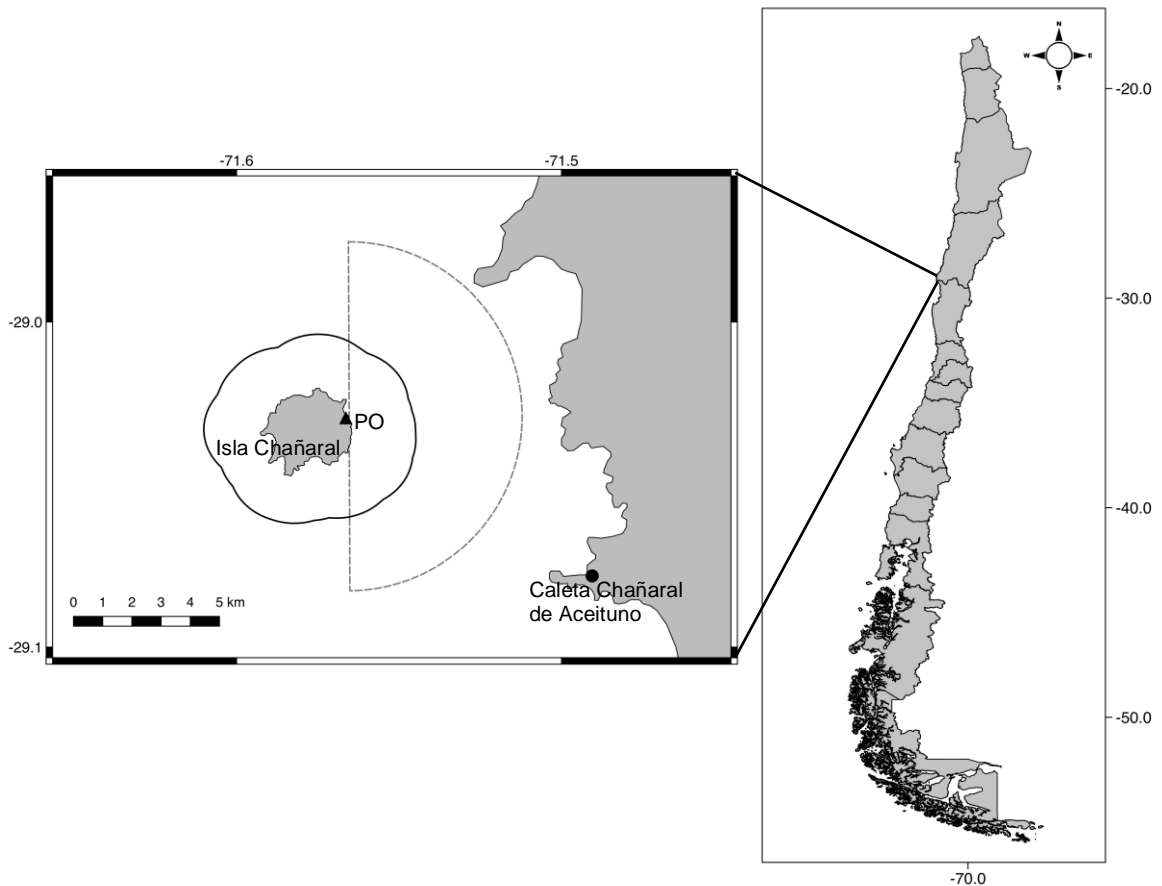


Figura 1. Ubicación del área de estudio. El triángulo negro muestra el punto de observación (PO) y el punto negro la ubicación de la caleta Chañaral de Aceituno, en la Región de Atacama. La línea negra indica el límite de la Reserva Marina Isla Chañaral y la línea segmentada indica el área de observación con un radio de 6 km.



Figura 2. Vista panorámica desde isla Chañaral del área de observación denominada “el canal”.

2.3 Colecta de información

La toma de datos se llevó a cabo durante cuatro semanas entre enero y febrero, desde el 2015 al 2018. Desde las 9:00 hasta las 18:00 h se realizaron las observaciones, siempre que las condiciones meteorológicas proporcionaran una buena visibilidad para garantizar una recopilación de datos confiable (eg., viento en escala de Beaufort menor o igual a 3, sin neblina o llovizna). El área de observación cubría aproximadamente 180° y se escaneó a simple vista o con binoculares (10 x 42).

Los patrones de los movimientos de las ballenas fin fueron monitoreados con un teodolito digital modelo Spectra Precision Model DET-2 con monocular de aumento 30x y una precisión de 2 s. Este método ha sido ampliamente utilizado para seguir ballenas desde estaciones terrestres y ha demostrado ser exitoso para estimar la posición de una ballena en un tiempo determinado (e.g., WÜRSIG et al., 1991; SCHEIDAT et al., 2004; SCHAFFAR et al., 2013). Esto a su vez permite registrar los cambios en la conducta de estos animales en presencia y ausencia de embarcaciones de turismo, sin que los investigadores intervengan en la conducta natural de los animales (WÜRSIG et al., 1991; MORETE et al., 2018).

Al avistar un individuo o un grupo de ballena fin, se suspendió el escaneo y se inició el seguimiento focal (i.e., el seguimiento de un solo individuo o grupo de ballenas fin a la vez) con el teodolito (ALTMANN, 1974; MANN, 1999), en presencia o ausencia de embarcaciones de turismo. Se consideró un grupo cuando 2 o más individuos se encontraron en la misma conducta, emergiendo sincrónicamente a menos de 100 m uno del otro (WHITEHEAD, 1983; CORKERON, 1995). El individuo o grupo fueron seguidos continuamente utilizando el protocolo focal descrito a continuación. El seguimiento focal (individual o grupal) fue llevado a cabo por tres observadores: un operador de teodolito experimentado, un observador y una persona que llevó el registro de los

datos. Durante el seguimiento focal, el observador anunció el evento de superficie del grupo focal, el operador del teodolito ubicó su posición y el anotador registró la hora del evento, el comportamiento (desplazamiento o descanso, ver descripción más abajo), ángulo vertical y horizontal proporcionado por el teodolito, número de individuos, presencia o ausencia de embarcaciones de turismo y número de embarcaciones de turismo. La posición de la ballena (ángulos vertical y horizontal) se registró cada minuto (o luego de que la ballena sale a la superficie) (SCHAFFAR et al., 2010). En el caso del seguimiento de grupos, se registró la posición de la primera ballena que sale a superficie. Cada ballena o grupo de ballenas se siguió continuamente hasta que el animal ya no era visible o las condiciones ambientales impidieron continuar con el seguimiento. Los botes de turismo se consideraron como presentes en el seguimiento e incluidos en los análisis cuando estos se acercaban en línea recta a la ballena o paralela según el rumbo de la ballena y a una distancia estimada de 500 m. Esta metodología es apropiada de utilizar con la ballena fin ya que esta especie tiene buceos cortos (<10 min) (CROLL et al., 2001) lo que facilita su seguimiento. Asimismo, en el área de estudio es frecuente ver a la ballena fin de forma solitaria o en pequeños grupos (aproximadamente tres o cuatro ballenas) (TORO et al., 2016), lo que reduce el riesgo de confundir a individuos o grupos.

La conducta de las ballenas fin fueron clasificadas como desplazamiento y descanso, basados en eventos específicos de cada conducta (BROWN et al., 1994). La conducta de desplazamiento se consideró cuando el patrón de movimiento del individuo o grupo es continuo y orientado en una misma dirección (BROWN et al., 1994). Por otro lado, se consideró como descanso cuando el patrón de movimiento del individuo o grupo es estacionario (sin un desplazamiento aparente) pudiendo o no seguir la misma trayectoria (BROWN et al., 1994). Si bien el comportamiento de alimentación ocurre en el área de estudio (PÉREZ et al., 2006; TORO et al., 2016; SEPÚLVEDA et al., 2018), este comportamiento fue registrado en pocas ocasiones en el área de observación, por lo que no fue analizado.

La información recolectada fue digitalizada e ingresada al programa VADAR (Visual and Acoustic Detection and Ranging) (desarrollado por Eric Kniest). Este programa utiliza los ángulos verticales y horizontales entregados por el teodolito y la altura de la estación, para estimar la posición geográfica de las ballenas. De este proceso se obtuvieron las variables respuestas: 1) velocidad de nado, 2) reorientación y 3) linealidad (HARCOURT et al., 2014). La velocidad de nado (km h^{-1}) de una ballena o grupo de ballenas se midió como el tiempo (en horas) necesario para recorrer una distancia (en kilómetros) entre dos observaciones consecutivas (PIROTTA et al., 2016). La reorientación mide la predictibilidad de la trayectoria de una observación a la siguiente, y se define

como el cambio en la dirección del movimiento del individuo o grupo (WILLIAMS et al., 2002). Esta medida es el ángulo entre la trayectoria tomada durante una inmersión y la trayectoria en línea recta prevista como indica la dirección de la inmersión anterior, que varía potencialmente de 0° a 180° (WILLIAMS et al., 2009). Los valores bajos de reorientación indican una trayectoria sin grandes cambios en su ruta, mientras que los valores altos indican una trayectoria más errática (WILLIAMS et al., 2002). La linealidad se define como la posibilidad de predecir la trayectoria de las ballenas a lo largo del seguimiento. Este índice se mide como la distancia en línea recta entre la primera y la última observación del seguimiento dividida por la distancia acumulada del trayecto seguido por el individuo o grupo (WILLIAMS et al., 2002), y varía de 0 (trayectoria circular) a 1 (línea recta).

Para los análisis, se utilizaron sólo aquellos avistamientos que estuvieron a una distancia menor a 6 km desde el punto de observación, para evitar errores en la medición (WÜRSIG et al., 1991). Asimismo, se utilizaron solo aquellos avistamientos que tuvieron al menos el registro de cinco eventos en superficie, lo que ocurren en un rango de 15 min de avistamiento (SCHEIDAT et al., 2004; SCHAFFAR et al., 2010).

2.4 Análisis estadísticos

A modo de realizar una comparación de las variables respuesta entre las conductas de desplazamiento y de descanso, se aplicó el test no paramétrico de Wilcoxon debido a que la distribución de los datos no cumplió con el supuesto de normalidad. Para estas comparaciones solo se utilizaron aquellos datos sin embarcaciones, específicamente antes de que un individuo o un grupo de ballenas fuera visitado por alguna embarcación.

Para dar respuesta a los Objetivos Específicos 1, 2 y 3, se modeló la velocidad de nado, la reorientación y la linealidad, para los comportamientos de desplazamiento y descanso. Esta modelación se realizó en respuesta a los efectos aditivos de: año (factor; 2015-2018), mes (factor; enero y febrero), distancia desde el punto de observación (km), tamaño del grupo y número de embarcaciones de WW. Además, incluimos a los escenarios de WW en tres niveles como variable predictiva; (1) “antes” de la llegada de las embarcaciones, (2) “durante”, cuando una o más embarcaciones estaban presentes (distancia estimada de 500 m) con las ballenas; y (3) “después” de que las embarcaciones abandonaron el área en la que estaban ubicadas las ballenas (SCHEIDAT et al., 2004; AVILA et al., 2015). Para la variable respuesta velocidad de nado se utilizó una distribución normal, mientras que para las variables de reorientación y la

linealidad se utilizó una distribución beta con un enlace logit. En el caso de la reorientación los valores obtenidos fueron divididos por 90° para obtener valores entre 0 y 1. Se utilizó el valor de 90 ya que todos los datos obtenidos estuvieron por debajo de este valor. Para todas las variables respuesta, modelamos solo el parámetro de ubicación de la distribución elegida (μ , es decir, la media). Para la selección del modelo utilizamos la prueba de hipótesis nulas. La selección del mejor modelo se llevó a cabo utilizando la selección de modelo paso a paso o stepwise, basada en el criterio de información de Akaike generalizado (GAIC, siglas en inglés) con una penalización de $k = 3$ ($> AIC$ y $< BIC$), a diferencia del AIC donde k es fijo y es igual a dos (STASINOPOULOS et al., 2017). Adicionalmente, para todos los mejores modelos se calculó una prueba de (pseudo) R-cuadrado generalizada (NAGELKERKE, 1991). Los modelos de ajuste, selección y diagnóstico (basados en gráficos de residuos (DUNN y SMYTH, 1996)) se realizaron utilizando el paquete `gamlss` (RIGBY y STASINOPOULOS, 2006) de R (R CORE TEAM, 2018). Para las comparaciones múltiples entre los distintos niveles de los factores, usamos la prueba HSD a posteriori de Tukey disponible en el paquete `emmeans` de R (LENTH et al., 2018). Para evitar problemas de colinealidad durante el proceso de modelado, se descartaron variables con un factor de inflación de varianza > 2 (ZUUR et al., 2010). Específicamente, para los modelos de reorientación durante el comportamiento de desplazamiento y linealidad durante el comportamiento de descanso, se descartó la variable número de embarcaciones WW debido al alto nivel de colinealidad que presenta esta variable con la variable de mayor interés, es decir, escenarios WW. Los efectos marginales de los modelos finales (es decir, los valores predichos para ciertos términos del modelo al mantener constantes las variables no focales) también se estimaron utilizando el paquete `emmeans`. Las figuras se confeccionaron utilizando el paquete `R ggplot2` (WICKHAM, 2016).

Para desarrollar el Objetivo Específico 4, se realizaron recomendaciones para la sustentabilidad del turismo de cetáceos y de la conservación de la ballena fin en el área de estudio a partir de las variables predictivas seleccionadas en los mejores modelos y sus interpretaciones, en conjunto con una revisión de trabajos publicados, reportes, códigos de buenas prácticas, literatura gris, entre otros.

3 Resultados

3.1 Esfuerzo de observación

Se registró un total de 684 horas de observación en 94 días de terreno. De esos registros, 34 seguimientos focales fueron utilizados, descartándose 12 seguimientos. De los 34 seguimientos, 24 correspondieron a la conducta de desplazamiento y 10 para la conducta de descanso. Para la conducta de desplazamiento se registraron 12 seguimientos en el escenario de WW “antes”, 16 seguimientos durante el escenario “durante” y 8 seguimientos durante el escenario “después”. Para el descanso se registraron 4 seguimientos en el escenario “antes” y 7 seguimientos para el escenario “durante”. Para este comportamiento no se registró el escenario “después”.

Más de la mitad de los registros durante el desplazamiento y el descanso (57% y 55%, respectivamente) tuvieron embarcaciones presentes. La mayoría de las observaciones se realizaron en presencia de una sola embarcación (48% para el desplazamiento, 68% para el descanso) y en menor proporción en presencia de dos (42% para el desplazamiento, 17% para el descanso) o tres (10% para el desplazamiento, 15% para el descanso) embarcaciones.

3.2 Desplazamiento v/s descanso

Para los datos colectados en la situación sin embarcaciones de turismo (escenario de WW “antes”), el desplazamiento y el descanso mostraron diferencias significativas en las tres variables respuesta. La velocidad de nado y la linealidad fueron significativamente mayor durante el desplazamiento que en el descanso ($W = 1896$, $p = < 0.001$, $W = 1814$, $p = < 0.001$, respectivamente) (Fig. 2 a) y c)), mientras que la reorientación fue mayor durante el descanso ($W = 100$, $p = < 0.001$) (Fig. 2b)).

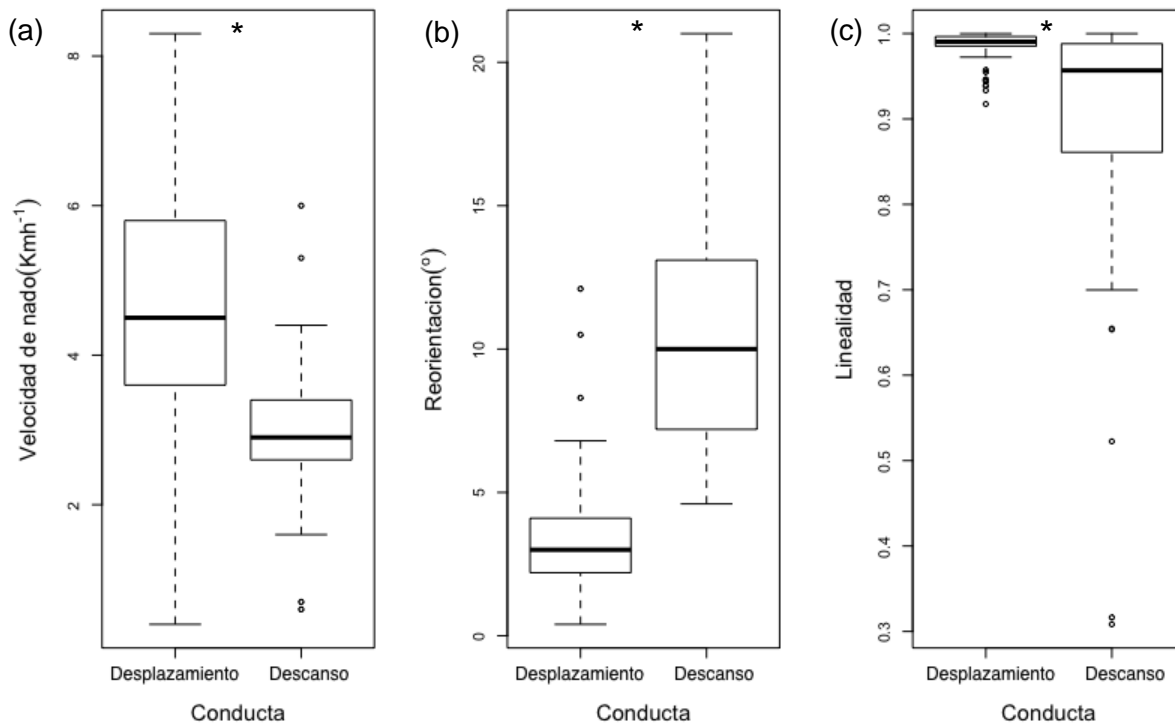


Figura 3. Comparación entre la conducta de desplazamiento y descanso, para las variables respuestas de (a) velocidad de nado, (b) reorientación y (c) linealidad. * representa diferencias significativas.

A continuación se da respuesta a los Objetivos Específicos 1, 2 y 3, indicando cómo se afectaron las variables respuesta velocidad de nado, reorientación y linealidad, en las conductas de desplazamiento y descanso.

3.3 Comportamiento de desplazamiento

Para la variable respuesta velocidad de nado, el mejor modelo incluyó como variable predictiva significativa a escenarios de WW y representó el 3% de la varianza total ($P = 0.03$, Tabla 1). Se registró un aumento significativo en la velocidad de nado en el escenario de WW "después" (Tukey post-hoc; $P < 0.05$, Fig. 2a). Para la variable respuesta reorientación, el mejor modelo mostró efectos significativos de las variables predictivas escenarios WW, año y distancia desde el punto de observación y representaron el 32% de la varianza total ($P < 0.05$, Tabla 1). Hubo un aumento en la reorientación en los escenarios de WW "durante" y "después" en comparación con "antes" (Tukey post-hoc; $P < 0,001$, Fig. 2b). Los mayores valores de reorientación se registraron durante el 2016 (Tukey post-hoc; $P < 0.05$, Fig. 2c). La reorientación disminuyó a medida que

aumentó la distancia desde el punto de observación (pendiente \pm SE = $-0,08 \pm 0,03$, Fig. 2d). El mejor modelo para la linealidad incluyó la variable predictiva escenarios de WW y representó el 14% de la varianza total ($P < 0.001$, Tabla 1). La linealidad disminuyó en el escenario de WW "durante" y "después" en comparación con el escenario "antes" (Tukey post-hoc; $P < 0,001$, Fig. 2e).

Tabla 1. Resultados de la selección de modelos *backward stepwise* para la velocidad de nado, reorientación y linealidad para la conducta de desplazamiento de la ballena fin. Se muestra una tabla "ANOVA" correspondiente a los pasos dados en la búsqueda del modelo más parsimonioso (es decir, a partir del modelo completo, cada paso muestra la variable descartada). Las siglas significan: Gl., grados de libertad; Des., desviación; Dl. Resid., grados de libertad residuales; Des. Resid., desviación residual; GAIC, criterio de información de Akaike generalizado.

Variable respuesta	Paso	Gl.	Des.	Resid. Df	Resid. Dev	GAIC
Velocidad de nado	Modelo completo			193	830.72	863.72
	Distancia	1	0.00	194	830.72	860.72
	Año	3	6.51	197	837.23	858.23
	Mes	1	0.05	198	837.28	855.28
	Tamaño grupal	1	0.04	199	837.32	852.32
	Nº de embarcaciones	1	0.63	200	837.95	849.95
Reorientación	Modelo completo			194	-720.86	-690.86
	Tamaño grupal	1	0.02	195	-720.84	-693.84
	Mes	1	0.05	196	-720.78	-696.78
Linealidad	Modelo completo			193	-666.29	-633.29
	Año	3	2.58	196	-663.71	-639.71
	Tamaño grupal	1	0.11	197	-663.60	-642.60
	Nº de embarcaciones	1	0.45	198	-663.15	-645.15
	Distancia	1	0.99	199	-662.16	-647.16
	Mes	1	2.48	200	-659.68	-647.68

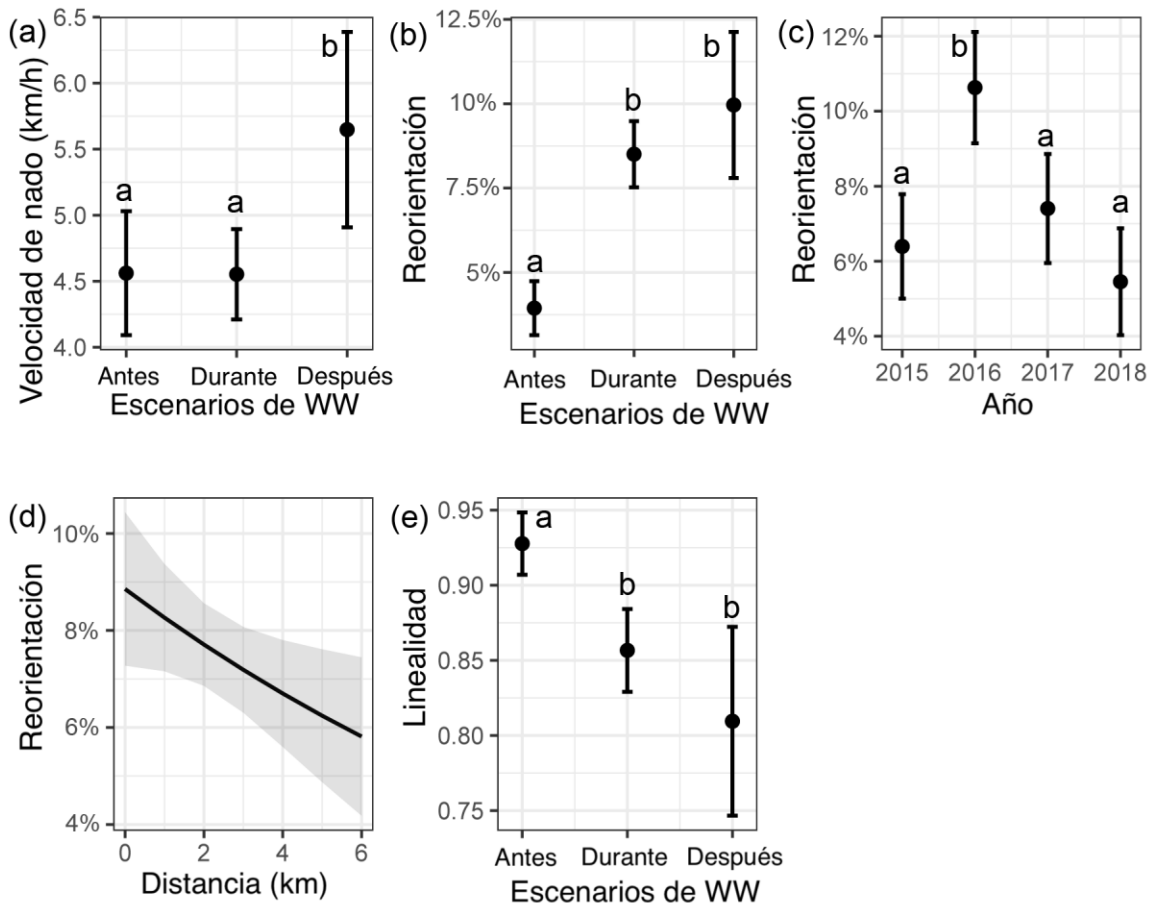


Figura 4. Efectos marginales (promedio \pm 95% intervalo de confianza) de las variables predictivas de los mejores modelos para (a) velocidad de nado, (b-d) reorientación y (e) linealidad, durante la conducta de desplazamiento de la ballena fin. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre los grupos (Tukey post-hoc; $P < 0.05$).

3.4 Comportamiento de descanso

Para la variable respuesta velocidad de nado, el mejor modelo incluyó como variable predictiva significativa a la distancia desde el punto de observación y representó el 8% de la varianza total ($P = 0.01$, Tabla 2). La velocidad de nado aumentó a medida que aumentó la distancia desde el punto de observación (pendiente \pm SE = $0,42 \pm 0,16$, Fig. 3a). El mejor modelo para la reorientación incluyó las variables predictivas significativas año, escenarios de WW y número de embarcaciones de WW (Tabla 2) y representó el 47% de la varianza total ($P < 0.05$). Los mayores valores de reorientación se registraron en el 2017 (Tukey post-hoc; $P < 0.05$, Fig. 3b). Asimismo,

la reorientación fue significativamente mayor en el escenario de WW "durante" en comparación con el escenario "antes" (Fig. 4c). Además, la reorientación disminuyó a medida que aumentó el número de embarcaciones de WW (pendiente \pm SE = $-0,32 \pm 0,08$, Fig. 3d). El mejor modelo para la linealidad incluyó como variable predictiva significativa a los escenarios de WW y al tamaño del grupo y representó el 8% de la varianza total ($P < 0.05$, Tabla 2). Hubo una disminución significativa en la linealidad en el escenario de WW "durante" en comparación con el escenario "antes" (Fig. 3e). Finalmente, la linealidad aumentó a medida que aumentó el tamaño del grupo (pendiente \pm SE = $0,21 \pm 0,10$, Fig. 3f).

Tabla 2. Resultados de la selección de modelos *backward stepwise* para la velocidad de nado, reorientación y linealidad para la conducta de descanso en la ballena fin. Se muestra una tabla "ANOVA" correspondiente a los pasos dados en la búsqueda del modelo más parsimonioso (es decir, a partir del modelo completo, cada paso muestra la variable descartada). Las siglas significan: Gl., grados de libertad; Des., desviación; Dl. Resid., grados de libertad residuales; Des. Resid., desviación residual; GAIC, criterio de información de Akaike generalizado.

Variable respuesta	Paso	Gl.	Des.	Resid. Df.	Resid. Dev.	GAIC
Velocidad de nado	Modelo completo			75	295.95	325.95
	Año	3	2.04	78	297.98	318.98
	Tamaño grupal	1	0.00	79	297.98	315.98
	Escenarios de WW	1	0.69	80	298.68	313.68
	Nº de embarcaciones	1	1.50	81	300.18	312.18
	Mes	1	2.15	82	302.33	311.33
Reorientación	Modelo completo			76	-317.92	-290.92
	Mes	1	0.32	77	-317.60	-293.60
	Distancia	1	2.07	78	-315.53	-294.53
Linealidad	Modelo completo			76	-191.23	-164.23
	Año	3	2.62	79	-188.61	-170.61
	Mes	1	0.03	80	-188.58	-173.58
	Distancia	1	0.08	81	-188.50	-176.50

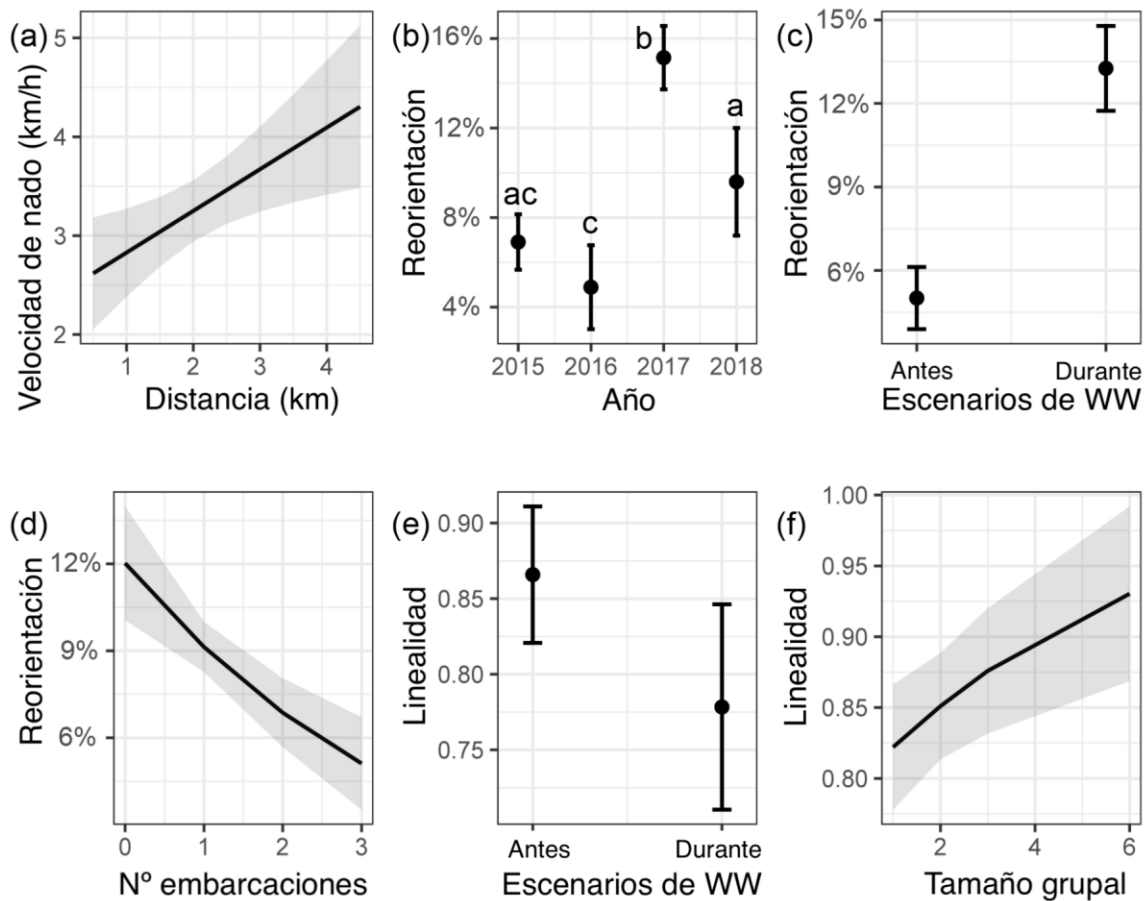


Figura 5. Efectos marginales (promedio \pm 95% intervalo de confianza) de las variables predictivas de los mejores modelos para (a) velocidad de nado, (b-d) reorientación y (e-f) linealidad, durante la conducta de descanso de la ballena fin. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre los grupos (Tukey post-hoc; $P < 0.05$).

3.5 Recomendaciones para la sustentabilidad del turismo de avistamiento de ballenas y la conservación de la ballena fin en la Reserva Marina Isla Chañaral

Según los resultados de este estudio, las conductas de desplazamiento y descanso de la ballena fin se vieron afectadas por el turismo, ya que en la mayoría de los modelos seleccionados las variables respuesta estuvieron influenciadas por la variable predictiva escenarios de WW.

En resumen se encontró que:

1. Para el desplazamiento y el descanso, los modelos indicaron que la reorientación aumentó mientras que la linealidad disminuyó cuando se compararon los escenarios de WW “antes” y “durante”.
2. Para el desplazamiento, se identificó un incremento significativo en la velocidad de nado en el escenario de WW “después”.
3. Para el descanso, se identificó una disminución de la reorientación a medida que aumentó el número de embarcaciones.

A partir de esto se sugiere que:

1. Debido a los continuos cambios en los patrones de movimiento de las ballenas (trayectorias poco predecibles) en presencia de las embarcaciones y a un aumento en la velocidad de nado de las ballenas, sumado a lo reportado en la literatura internacional, se sugiere una velocidad < 7 nudos (o a la velocidad del animal más lento) durante la aproximación a la(s) ballena(s), durante el desarrollo del avistamiento y cuando las embarcaciones se retiran del avistamiento (compendio en CARLSON, 2012), con la finalidad de reducir los cambios conductuales detectados. Adicionalmente, se sugiere una velocidad de navegación < 10 nudos en el área de tránsito general de las embarcaciones con la finalidad de disminuir la probabilidad de colisión entre las ballenas y las embarcaciones de turismo (HILL et al., 2017; FRANTZIS et al., 2019).
2. Debido a que el número de embarcaciones fue un factor relevante en uno de los modelos para el descanso, se enfatiza en respetar la medida de manejo implementada en la Reserva Marina Isla Chañaral de mantener dos o menos embarcaciones simultáneas por avistamiento (SERNAPESCA, 2020). Esto mismo ha sido recomendado en el compendio de CARLSON, (2012). Mantener y reforzar esta medida es importante pensando en la proyección de crecimiento de esta caleta, y particularmente del turismo de observación de cetáceos. A 30 km de distancia de caleta Chañaral de Aceituno se encuentra la localidad de Punta de Choros. Aquí, la intensidad del turismo es considerablemente mayor, donde se ha llegado a contabilizar en promedio 5 embarcaciones por grupo de cetáceos (delfín nariz de botella) (TORO et al., 2021), con un máximo de 12 embarcaciones simultáneamente (SEPÚLVEDA et al., 2020).

4 Discusión

El WW genera una gran discusión sobre los beneficios y perjuicios que esta actividad conlleva. Por un lado, se reconoce el aporte tanto económico como socioambiental (eg., FILBY et al., 2015; SCHULER y PEARSON, 2019) y por otro, existe una creciente evidencia de los efectos negativos de esta actividad sobre las especies objeto de turismo (PARSONS, 2012; HIGHAM et al., 2016). Considerando el aumento sostenido que ha tenido el WW en las últimas décadas en diversos países (HOYT y PARSONS, 2014; SCHULER et al., 2019), monitorear los efectos de esta actividad sobre las especies objeto es fundamental para identificar potenciales perturbaciones a corto plazo (con posibles consecuencias a mediano y/o largo plazo). Lo anterior permitiría ajustar el diseño de estrategias de manejo acorde a la realidad del lugar y de la especie. Esto, con la finalidad de que la balanza se incline hacia los aspectos positivos del WW. En este sentido, este estudio aporta con información sobre una primera evaluación del impacto del WW sobre la conducta de una especie poco conocida en este ámbito, la ballena fin, utilizando una técnica que no interviene en la respuesta conductual de los animales ni en la dinámica del turismo (WÜRSIG et al., 1991; MORETE et al., 2018; PIWETZ et al., 2018).

Tanto para el desplazamiento como para el descanso, los modelos indicaron que la reorientación aumenta mientras que la linealidad disminuye cuando se comparan los escenarios de WW “antes” y “durante”. Esto quiere decir que en presencia de las embarcaciones las ballenas realizan cambios constantes de dirección y con movimientos erráticos, perdiendo la trayectoria lineal en los movimientos que tenía previo a la llegada de la o las embarcaciones. Estos cambios en la reorientación y la linealidad han sido reportados previamente como respuesta de los cetáceos ante la presencia de embarcaciones (e.g., SCHEIDAT et al., 2004; SCHAFFAR et al., 2013; AVILA et al., 2015; SENIGAGLIA et al., 2016; SPROGIS et al., 2020a; SPROGIS et al., 2020b). FRID y DILL (2002) plantean que la alteración de la conducta natural de los animales en presencia de perturbaciones antropogénicas es debido a que los animales perciben a estas perturbaciones de manera similar que al riesgo de depredación. Por ejemplo, la ballena minke (*Balaenoptera acutorostrata*) utiliza similares tácticas de evasión en respuesta a la presencia de embarcaciones de turismo y en respuesta a la presencia de sus depredadores naturales como las orcas (CHRISTIANSEN et al., 2013). Lo anterior sugiere que los cetáceos identificarían la presencia de las embarcaciones como una amenaza (CHRISTIANSEN y LUSSEAU, 2014), por lo que tratarían de evitarlas y mantenerse alejada de ellas.

En el caso particular del desplazamiento, aunque el mejor modelo seleccionado para la velocidad de nado tuvo un bajo poder explicativo, se logró identificar un incremento significativo en el

escenario de WW “después”. Esto indicaría que las ballenas incrementan su velocidad de desplazamiento una vez las embarcaciones han finalizado el avistamiento. Adicionalmente, se observó una tendencia de aumentar la reorientación y la disminución de la linealidad en el escenario de WW “después”. Contrario a estos resultados, distintos estudios indican que una vez que ha finalizado la visita de las embarcaciones, las ballenas vuelven en el corto plazo al estado inicial del comportamiento (e.g., SCHEIDAT et al., 2004; AVILA et al., 2015; WILLIAMSON et al., 2016). La persistencia, e incluso acentuación de la perturbación del comportamiento cuando las embarcaciones ya se han retirado podría estar relacionado a la conducta de los operadores turísticos luego de finalizar el avistamiento. Según las observaciones en terreno, luego de finalizar los avistamientos las embarcaciones se retiran a una visiblemente alta velocidad y en ocasiones lo hacen por delante del animal. Estos dos factores podrían estar afectando a las ballenas, incluso aún más que la presencia misma de las embarcaciones, ya que los animales acentúan la estrategia de evasión, aumentando su velocidad y siguiendo trayectorias menos predecibles luego de que las embarcaciones se retiran. El efecto negativo de las embarcaciones a alta velocidad ha sido descrito previamente, indicando que este factor limita la capacidad de las ballenas para esquivarlas (PARSONS, 2012). Adicionalmente, considerando que el ruido de las embarcaciones, generado por la cavitación de las hélices, provoca reacciones adversas en las conductas de las ballenas (ERBE et al., 2019) y que a una mayor velocidad mayor es el ruido producido (WALKER et al., 2019), es posible que este aumento en la velocidad sea el que provoca este cambio conductual en los animales. Esta combinación de factores (patrones no predecibles de los movimientos de las ballenas y el aumento de velocidad de las ballenas y de las embarcaciones) puede provocar un aumento en la probabilidad de colisión con embarcaciones, lo que se traduce en un perjuicio directo a los individuos (GUZMAN et al., 2013). Si bien la colisión con ballenas en este lugar es escasa (SANTOS-CARVALLO, observación personal), un potencial aumento en el número de embarcaciones de WW en las áreas donde se encuentran las ballenas e incluso una alta densidad de ballenas, podría producir que estos eventos se den de manera más frecuentes. Si bien, en este estudio no se pudo establecer un valor adecuado para la velocidad de las embarcaciones de turismo, por evidencia internacional se recomienda una velocidad de navegación de hasta 10 nudos en las áreas donde se encuentran las ballenas (CARLSON, 2012; HILL et al., 2017; FRANTZIS et al., 2019) o en este caso se podría aplicar en el sector de el canal donde ocurre el mayor tránsito de embarcaciones, con la finalidad de disminuir la probabilidad de colisión con las embarcaciones. Asimismo, se recomienda una velocidad menor a 7 nudos durante la aproximación a un individuo o grupo, durante el avistamiento y cuando las embarcaciones se retiran del avistamiento (CARLSON, 2012; HILL et

al., 2017; FRANTZIS et al., 2019), con la finalidad de reducir los cambios conductuales detectados. Se recomienda que futuros estudios incorporen otras variables de análisis, tales como velocidad y dirección de aproximación y alejamiento de las embarcaciones, para identificar si estos factores son relevantes en las respuestas de la ballena fin frente al turismo y poder identificar con exactitud la velocidad más adecuada para el desplazamiento de las embarcaciones para no interferir en la conducta natural de los animales.

El único modelo que incluyó al número de embarcaciones como variable significativa fue la reorientación durante el descanso, indicando que la trayectoria de la ballena fin durante esta conducta se vuelve más directa (disminuyendo su reorientación) a medida que aumenta el número de embarcaciones. Utilizar trayectorias rectilíneas a medida que aumenta el número de embarcaciones ha sido descrito previamente en orcas, donde las respuestas de evasión (movimientos erráticos y más sinuosos) son empleadas ante un número bajo de embarcaciones, y que por el contrario ante el aumento del número de embarcaciones los animales optan una trayectoria más recta para alejarse de ellas (WILLIAMS et al., 2002; WILLIAMS et al., 2009). Si bien el número máximo de embarcaciones simultáneas con una ballena o grupo de ballenas en este estudio fue considerablemente menor a lo señalado por WILLIAMS et al. (2009) (3 versus 14 embarcaciones), nuestros resultados sugieren que, a pesar de ser un número comparativamente bajo de embarcaciones simultáneamente con las ballenas, generaría un efecto similar a lo reportado para un alto número de embarcaciones. Este resultado sugiere que mantener un bajo número de embarcaciones por individuo o grupo es crucial para evitar cambios en las respuestas de la ballena fin. En este sentido, toma especial relevancia y refuerza lo indicado en las medidas de manejo actuales en la Reserva Marina Isla Chañaral, que no permite un número mayor a 2 embarcaciones por individuo o grupo de ballenas (SERNAPESCA, 2020). Asimismo, esta medida de manejo ha sido ampliamente propuesta y utilizada a nivel mundial como parte de las guías de buenas prácticas para un turismo sustentable (CARLSON, 2012).

En este estudio se plantea que las respuestas conductuales de las ballenas estarían influenciadas directamente con las actividades de WW. Sin embargo, es necesario tener en cuenta de que existen factores ambientales y/o sociales que contribuyen a modelar estas respuestas (YAZVENKO et al., 2007; GAILEY et al., 2016; KAVANAGH et al., 2017), y que podrían estar relacionado con el bajo poder explicativo (menos del 10%) de algunos de los modelos. Entre estos factores se consideran los ambientales tales como velocidad del viento, profundidad, hora del día, distancia de la costa (YAZVENKO et al., 2007; WILLIAMS et al., 2009; KAVANAGH et al., 2017) y factores intraspecíficos tales como la edad, sexo, variación individual, tamaño grupal

(WILLIAMS et al., 2009; KAVANAGH et al., 2017). Por ejemplo, en este estudio se encontró que durante el desplazamiento la reorientación disminuyó con el aumento de la distancia entre el punto de observación y los animales avistados. Asimismo, se reportó un aumento en la velocidad de nado durante el descanso asociado a la misma variable predictiva. Estos resultados podría no estar relacionados directamente con el WW, sino más bien explicado por el aumento de la profundidad en el área de estudio a medida que aumenta la distancia de la costa (GAYMER et al., 2008) y porque en lugares más alejados de la costa la velocidad del viento y las corrientes podrían estar afectando con mayor intensidad a los movimientos de las ballenas (KAVANAGH et al., 2017). Es posible que las ballenas muestren movimientos más directos que faciliten su desplazamiento en lugares más profundos (GAILEY et al., 2016). Esto demuestra que las respuestas conductuales de los cetáceos son complejas de analizar, influenciadas por un sin número de variables, las que a menudo no son lineales (WILLIAMS et al., 2009). Debido a esta complejidad, es importante evaluar mediante estudios específicos cómo los factores ambientales y/o sociales afectan las respuestas conductuales de las ballenas (sin factores antropogénicos), con el fin de identificar si estas respuestas podrían atribuirse a factores naturales o perturbaciones antropogénicas (KAVANAGH et al., 2017). Algunos de los parámetros ambientales para este estudio específico podrían ser la profundidad, la altura del oleaje y la velocidad del viento que se han reportado como variables relevantes en otros estudios de ballenas (GAILEY et al., 2016; KAVANAGH et al., 2017).

El desarrollo turístico en el área de estudio se puede catalogar como de baja escala, en comparación a otros destinos de WW, tanto nacionales como internacionales, debido a la baja cantidad de visitantes (aunque en aumento) y embarcaciones de pequeño tamaño (SEPÚLVEDA et al., 2016). Pese a ello, se pudo constatar que aún en este estado de desarrollo el WW genera efectos adversos en las ballenas fin. Si bien en este trabajo solo se abordaron respuestas conductuales a corto plazo, es importante considerar que los cambios conductuales de las ballenas pueden generar efectos negativos a largo plazo (PARSONS, 2012; SCHULER et al., 2019). Alteraciones en conductas esenciales como el descanso, la alimentación, continuos cambios de dirección, aumento en la velocidad de nado para evitar a las embarcaciones resultan en un incremento en los costos energéticos (BAIN et al., 2014; CHRISTIANSEN et al., 2014), los que en caso de prolongarse en el tiempo pueden causar un deterioro en la condición física del animal (BEALE, 2007). Esta es un área de importancia para la ballena fin, ya que es una reconocida zona de alimentación en las costas de Chile (PÉREZ et al., 2006; TORO et al., 2016; SEPÚLVEDA et al., 2018). Asimismo, a partir del trabajo de foto identificación se ha establecido que algunos individuos permanecen en el área por varias semanas e incluso meses, y se ha

registrado el retorno de individuos en distintos años (TORO et al., 2016), por lo que la perturbación del WW puede no ser puntual, si no que algunos animales pueden estar expuestos a estas perturbaciones de forma más frecuente y prolongada en el tiempo. Aunque no conocemos el alcance de la exposición de los individuos a las actividades de WW (ej., exposición diaria máxima de las ballenas a las embarcaciones, proporción de la población de ballenas que está siendo afectada por WW) y el potencial efecto a largo plazo (ej., disminución en la abundancia de los animales en el área), es importante incentivar el uso de códigos de buenas prácticas desde el principio como principio precautorio para minimizar los potenciales impactos que conlleva el WW.

La caleta Chañaral de Aceituno y sus alrededores reúnen características únicas para un óptimo desarrollo del WW. En primer lugar, es un área de alimentación reconocida de la ballena fin y de otras especies de pequeños y grandes cetáceos (CAPELLA et al., 1999; PÉREZ et al., 2006; TORO et al., 2016; SEPÚLVEDA et al., 2018), por lo que la probabilidad de ver cetáceos es alta durante la época estival (SEPÚLVEDA et al., 2016). En segundo lugar, las ballenas se encuentran en un reserva marina y aguas circundantes, donde se regula las actividades náuticas del lugar y tiene la posibilidad de implementar sus propias regulaciones. Finalmente, es un turismo de baja escala llevado a cabo por pescadores artesanales que tienen un importante conocimiento empírico de los recursos turísticos y de las dinámicas conductuales de las ballenas. En ese sentido, los resultados obtenidos en este estudio buscan ser un aporte en el ajuste de las herramientas de manejo existentes y/o en el diseño de nuevas estrategias de conservación complementarias. Los pescadores artesanales son actores clave a incluir en el diseño de las estrategias de conservación de cetáceos ya que son ellos los encargados de implementarlas. Fortalecer la evidencia basada en la importancia de la conservación de la ballena fin y otros cetáceos para su bienestar y el de sus generaciones futuras, emergen como relevantes para fortalecer el compromiso de los pescadores de ofrecer servicios turísticos sostenibles en el largo plazo (MACE, 2014). Su comprensión y compromiso son cruciales para el éxito de las estrategias de conservación de estas especies, al tiempo que contribuyen a la sostenibilidad del WW en el área.

5 Conclusiones

1. Los comportamientos de desplazamiento y de descanso de la ballena fin en el área de estudio muestran variaciones debido al turismo de avistamiento de cetáceos.
2. En la mayoría de los modelos para ambas conductas, las variables respuesta estuvieron influenciadas por el avistamiento de cetáceos mediante la variable predictiva escenarios de WW.
3. Para el desplazamiento y el descanso, la reorientación aumentó mientras que la linealidad disminuyó cuando se comparan los escenarios de WW “antes” y “durante”, indicando que ballenas realizaron cambios constantes de dirección y con movimientos más erráticos en presencia de las embarcaciones de WW.
4. Se registró un aumento significativo en la velocidad de nado en el escenario de WW “después” y una tendencia de aumentar la reorientación y de disminuir la linealidad, lo que podría estar relacionado con la manera en que las embarcaciones se retiran de los avistamientos (de forma rápida y en ocasiones lo hacen por delante del animal).
5. Sólo para el descanso, la variable respuesta reorientación estuvo influenciada por el número de embarcaciones. A medida que aumentó el número de embarcaciones la reorientación disminuyó, indicando que la trayectoria de la ballena fin se vuelve más directa.
6. Se sugiere una velocidad < 7 nudos durante la aproximación a la(s) ballena(s), durante el desarrollo del avistamiento y cuando las embarcaciones se retiran y una velocidad < 10 nudos en el área de tránsito general de las embarcaciones. De esa manera, se reducirían los cambios conductuales y evitarían potenciales colisiones entre embarcaciones de turismo y las ballenas.
7. Se enfatiza en respetar la medida de manejo implementada en la Reserva Marina Isla Chañaral de mantener dos o menos embarcaciones simultáneamente por avistamiento de las ballenas.
8. Se sugiere realizar estudios que incorporen otras variables de análisis como la velocidad y dirección de aproximación y alejamiento de las embarcaciones, exposición diaria máxima de las ballenas a las embarcaciones y proporción de la población de ballenas que está siendo afectada por WW, entre otros, que complementen las recomendaciones para el desarrollo de un turismo sustentable en el área.

6 Bibliografía

ALTMANN, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49 227-267.

AMREIN, A. M., GUZMAN, H. M., SURREY, K. C., POLIDORO, B. y GERBER, L. R. 2020. Impacts of whale watching on the behavior of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the coast of Panama. *Frontiers in Marine Science* 7 601277.

ARCANGELI, A. y CROSTI, R. 2009. The short-term impact of dolphin-watching on the behaviour of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in western Australia. *Journal of Marine Animals and Their Ecology* 2 3-9.

ARGÜELLES, M. B., COSCARELLA, M., FAZIO, A. y BERTELLOTTI, M. 2016. Impact of whale-watching on the short-term behavior of Southern right whales (*Eubalaena australis*) in Patagonia, Argentina. *Tourism Management Perspectives* 18 118-124.

AVILA, I. C., CORREA, L. M. y PARSONS, E. C. M. 2015. Whale-Watching activity in Bahía Málaga, on the Pacific coast of Colombia, and its effect on Humpback Whale (*Megaptera novaeangliae*) behavior. *Tourism in Marine Environments* 11 19-32.

BAIN, D. E., WILLIAMS, R. y TRITES, A. W. 2014. Energetic linkages between short-term and long-term effects of whale-watching disturbance on cetaceans. En: J. Higham, L. Bejder and R. Williams (Eds.). *Whale-watching: sustainable tourism and ecological management*. Cambridge, UK. 206-228.

BEALE, C. M. 2007. The behavioral ecology of disturbance responses. *International Journal of Comparative Psychology* 20 (2): 111-120.

BEJDER, L., SAMUELS, A., WHITEHEAD, H. y GALES, N. 2006a. Interpreting short-term behavioural responses to disturbance within a longitudinal perspective. *Animal Behaviour* 72 1149-1158.

BEJDER, L., SAMUELS, A., WHITEHEAD, H., GALES, N., MANN, J., CONNOR, R., HEITHAUS, M., WATSON-CAPPS, J., FLAHERTY, C. y KRÜTZEN, M. 2006b. Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology* 20 1791-1798.

BROWN, M. R., CORKERON, P. J., HALE, P. T., SCHULTZ, K. W. y BRYDEN, M. M. 1994. Behavioral responses of east Australian humpback whales *Megaptera novaeangliae* to biopsy sampling. *Marine Mammal Science* 10 391-400.

CAPELLA, J., VILINA, Y. y GIBBONS, J. 1999. Observación de cetáceos en isla Chañaral y nuevos registros para el área de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, norte de Chile. *Estudios Oceanológicos* 18 57-64.

CARLSON, C. 2012. A review of whale watch guidelines and regulations around the world: Version 2012. Bar Harbor, Maine. 228.

CHRISTIANSEN, F. y LUSSEAU, D. 2014. Understanding the ecological effects of whale-watching on cetaceans. En: J. Higham, L. Bejder and R. Williams (Eds.). *Whale-watching: Sustainable tourism and ecological management*. Cambridge, UK. 177-192.

CHRISTIANSEN, F., RASMUSSEN, M. y LUSSEAU, D. 2013. Whale watching disrupts feeding activities of minke whales on a feeding ground. *Marine Ecology Progress Series* 478 239-251.

CHRISTIANSEN, F., RASMUSSEN, M. y LUSSEAU, D. 2014. Inferring energy expenditure from respiration rates in minke whales to measure the effects of whale watching boat interactions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 459 96-104.

CORKERON, P. J. 1995. Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Hervey Bay, Queensland: Behaviour and responses to whale-watching vessels. *Canadian Journal of Zoology* 73 1290-1299.

CORKERON, P. J. 2004. Whale watching, iconography, and marine conservation. *Conservation Biology* 18 847-849.

CROLL, D. A., ACEVEDO-GUTIÉRREZ, A., TERSHY, B. R. y URBÁN-RAMÍREZ, J. 2001. The diving behavior of blue and fin whales: is dive duration shorter than expected based on oxygen

stores? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 129 797-809.

DUNN, P. K. y SMYTH, G. K. 1996. Randomized quantile residuals. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5 236–244.

ERBE, C., MARLEY, S. A., SCHOEMAN, R. P., SMITH, J. N., TRIGG, L. E. y EMBLING, C. B. 2019. The effects of ship noise on marine mammals—A review. *Frontiers in Marine Science* (6): 606.

FILBY, N. E., STOCKIN, K. A. y SCARPACI, C. 2015. Social science as a vehicle to improve dolphin-swim tour operation compliance? *Marine Policy* 51 40-47.

FORESTELL, P. H. 2007. Protecting the ocean by regulating whalewatching: the sound of one hand clapping. En: J. Higham and M. Lück (Eds.). *Marine Wildlife and Tourism Management: Insights from the Natural and Social Sciences*. Oxfordshire, UK. 272-293.

FRANTZIS, A., LEAPER, R., ALEXIADOU, P., PROSPATHOPOULOS, A. y LEKKAS, D. 2019. Shipping routes through core habitat of endangered sperm whales along the Hellenic Trench, Greece: Can we reduce collision risks? *PLoS One* 14 (2): e0212016.

FRID, A. y DILL, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6 (1): 11.

GAILEY, G., SYCHENKO, O., MCDONALD, T., RACCA, R., RUTENKO, A. y BRÖKER, K. 2016. Behavioural responses of western gray whales to a 4-D seismic survey off northeastern Sakhalin Island, Russia. *Endangered Species Research* 30 53-71.

GARROD, B. y WILSON, J. C. 2004. Nature on the edge? Marine ecotourism in peripheral coastal areas. *Journal of Sustainable Tourism* 12 95-120.

GUZMAN, H. M., GOMEZ, C. G., GUEVARA, C. A. y KLEIVANE, L. 2013. Potential vessel collisions with southern hemisphere humpback whales wintering off Pacific Panama. *Marine Mammal Science* 28 629–642.

HARCOURT, R., PIROTTA, V., HELLER, G., PEDDEMORS, V. y SLIP, D. 2014. A whale alarm fails to deter migrating humpback whales: an empirical test. *Endangered Species Research* 25 35-42.

HIGGINBOTTOM, K. y TRIBE, A. 2004. Contributions of wildlife tourism to conservation. En: K. Higginbottom (Eds.). *Wildlife tourism: Impacts, management and planning*. Altona Vic, Australia.

HIGHAM, J. E., BEJDER, L., ALLEN, S. J., CORKERON, P. J. y LUSSEAU, D. 2016. Managing whale-watching as a non-lethal consumptive activity. *Journal of Sustainable Tourism* 24 (1): 73-90.

HILL, A. N., KARNISKI, C., ROBBINS, J., PITCHFORD, T., TODD, S. y ASMUTIS-SILVIA, R. 2017. Vessel collision injuries on live humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in the southern Gulf of Maine. *Marine Mammal Science* 33 (2): 558-573.

HOYT, E. y IÑÍGUEZ, M. 2008. *The State of Whale Watching in Latin America*. Chippenham, UK; Yarmouth Port, USA; London. 60.

HOYT, E. y PARSONS, E. C. M. 2014. The whale-watching industry. En: J. Higham, L. Bejder and R. Williams (Eds.). *Whale-watching: Sustainable tourism and ecological management*. Cambridge, UK. 57-70.

JENSEN, A. S. y SILBER, G. K. 2004. Large Whale Ship Strike Database. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/OPR-25. 37 p.

KAVANAGH, A. S., NOAD, M. J., BLOMBERG, S. P., GOLDIZEN, A. W., KNIEST, E., CATO, D. H. y DUNLOP, R. A. 2017. Factors driving the variability in diving and movement behavior of migrating humpback whales (*Megaptera novaeangliae*): Implications for anthropogenic disturbance studies. *Marine Mammal Science* 33 413-439.

LAIST, D. W., KNOWLTON, A. R., MEAD, J. G., COLLET, A. S. y PODESTA, M. 2001. Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science* 17 35-75.

LENTH, R., SINGMANN, H., LOVE, J., BUERKNER, P. y HERVE, M. 2018. Emmeans: Estimated marginal means, aka least-squares means. R Package Version 1 (1): 3.

LUNA-JORQUERA, G., SIMEONE, A. y AGUILAR, R. 2003. Ecofisiología de Animales Endotermos en un Desierto Cálido y un Mar Frío: el Caso de las Aves Marinas de la Corriente de Humboldt. En: F. Bozinovic (Eds.). Fisiología Ecológica y Evolutiva: Teoría y casos de estudios en animales. Santiago, Chile. 297-316.

LUSSEAU, D. 2005. 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. y BEJDER, L. 2007. The Long-term Consequences of Short-term Responses to Disturbance Experiences from Whalewatching Impact Assessment. International Journal of Comparative Psychology 20 228-236.

MACE, G. M. 2014. Whose conservation? Science 345 (6204): 1558-1560.

MANN, J. 1999. Behavior sampling methods for cetaceans: a review and critique. Marine Mammal Science 15 102-122.

MONTECINO, V., PAREDES, M., PAOLINI, P. y RUTLLANT, J. 2006. Revisiting chlorophyll data along the coast in north-central Chile, considering multiscale environmental variability. Revista chilena de historia natural 79 213-223.

MORETE, M., BISI, T. L., ROSSO, S. y MORETE, M. E., BISI, T. L., & ROSSO, S. (2007). 241 2007. Mother and calf humpback whale responses to vessels around the Abrolhos Archipelago, Bahia, Brazil. Journal of Cetacean Research and Management 9 (3): 241-248.

MORETE, M. E., ABRAS, D. y MARTINS, C. C. A. 2018. Land-Based Station Studies of Aquatic Mammals in Latin America: Understanding Behavior for Conservation. En: M. Rossi-Santos and C. Finkl (Eds.). Advances in Marine Vertebrate Research in Latin America. 77-112.

NAGELKERKE, N. J. D. 1991. A note on a general definition of the coefficient of determination. Biometrika 78 691-692.

PACHECO, A. S., SILVA, S., ALCORTA, B., GUBBINS, S., GUIDINO, C., SANCHEZ-SALAZAR, F., ZAPATA, M. A., PETIT, A., LLAPAPASCA, M. A., BALDUCCI, N., LARRAÑAGA, E., ZAPATA, M. A., GRADOS, E., VALDIVIA, C., PINASCO, G., GARCÍA-CEGARRA, A. M., CÁCERES, D.,

BIFFI, D., SILVA, L., AUGER, A., BORDA, D., REYES, A. B., CARNERO-HUAMÁN, R., VILLAGRA, D., DUQUE, E., PINILLA, S., RANSOME, N., SUAREZ, A. P. y JARAMILLO-CALLE, V. 2019. Cetacean Diversity Revealed from Whale-Watching Observations in Northern Peru. *Aquatic Mammals* 45 (1): 116-123.

PARSONS, E. C. M. 2012. The negative impacts of whale-watching. *Journal of Marine Biology* 2012 9.

PARSONS, E. C. M., WARBURTON, C. A., WOODS-BALLARD, A., HUGHES, A. y JOHNSTON, P. 2003. The value of conserving whales: the impacts of cetacean-related tourism on the economy of rural West Scotland. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13 397-415.

PÉREZ, M., THOMAS, F., URIBE, F., SEPÚLVEDA, M., FLORES, M. y MORAGA, R. 2006. Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) Feeding on *Euphausia mucronata* in Nearshore Waters off North-Central Chile. *Aquatic Mammals* 32 109-113.

PIROTTA, E., MANGEL, M., COSTA, D. P., GOLDBOGEN, J., HARWOOD, J., HIN, V., IRVINE, L. M., MATE, B. R., MCHURON, E. A., PALACIOS, D. M., SCHWARZ, L. K. y NEW, L. 2019. Anthropogenic disturbance in a changing environment: modelling lifetime reproductive success to predict the consequences of multiple stressors on a migratory population. *Oikos* 128 1340–1357.

PIROTTA, V., SLIP, G., JONSEN, I. D., PEDDEMORS, V. M., CATO, D. H., ROSS, G. y HARCOURT, R. 2016. Migrating humpback whales show no detectable response to whale alarms off Sydney, Australia. *Endangered Species Research* 29 201-209.

PIWETZ, S., GAILEY, G., MUNGER, L., LAMMERS, M. O., JEFFERSON, T. A. y WÜRSIG, B. 2018. Theodolite tracking in marine mammal research: From Roger Payne to the present. *Aquatic Mammals* 44 (6): 683-693.

RIGBY, R. A. y STASINOPOULOS, D. M. 2006. Using the Box-Cox t Distribution in GAMLSS to Model Skewness and Kurtosis. *Statistical Modelling* 6 209–229.

SCHAFFAR, A., GARRIGUE, C. y CONSTANTINE, R. 2010. Exposure of humpback whales to unregulated whalewatching activities in their main reproductive area in New Caledonia. *Journal of Cetacean Research and Management* 11 147–152.

SCHAFFAR, A., MADON, B., GARRIGUE, C. y CONSTANTINE, R. 2013. Behavioural effects of whale-watching activities on an Endangered population of humpback whales wintering in New Caledonia. *Endangered Species Research* 19 245-254.

SCHEIDAT, M., CASTRO, C., GONZALEZ, J. y WILLIAMS, R. 2004. Behavioural responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to whalewatching boats near Isla de la Plata, Machalilla National Park, Ecuador. *Journal of Cetacean Research and Management* 6 63-68.

SCHULER, A. R. y PEARSON, H. C. 2019. Conservation benefits of whale watching in Juneau, Alaska. *Tourism in Marine Environments* 14 (4): 231-248.

SCHULER, A. R., PIWETZ, S., DI CLEMENTE, J., STECKLER, D., MUETER, F. y PEARSON, H. C. 2019. Humpback Whale Movements and Behavior in Response to Whale-Watching Vessels in Juneau, AK. *Frontiers in Marine Science* 6 710.

SENIGAGLIA, V., CHRISTIANSEN, F., BEJDER, L., GENDRON, D., LUNDQUIST, D., NOREN, D. P., SCHAFFAR, A., SMITH, J. C., WILLIAMS, R., MARTINEZ, E., STOCKIN, K. y LUSSEAU, D. 2016. Meta-analyses of whale-watching impact studies: comparisons of cetacean responses to disturbance. *Marine Ecology Progress Series* 542 251-263.

SEPÚLVEDA, M., INOSTROZA, P., PÉREZ-ALVAREZ, M. J., OLIVA, D. y MORAGA, R. 2009. Seasonal variation in the abundance of South American sea lions *Otaria flavescens* (Shaw, 1800) in Chañaral Island, Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44 685-689.

SEPÚLVEDA, M., OLIVA, D., PAVEZ, G. y SANTOS-CARVALLO, M. 2016. Caleta Chañaral de Aceituno: Destino turístico de alta calidad para el avistamiento de cetáceos, otros mamíferos y aves marinas. Valparaíso, Chile.

SEPÚLVEDA, M., PÉREZ-ÁLVAREZ, M. J., SANTOS-CARVALLO, M., PAVEZ, G., OLAVARRÍA, C., MORAGA, R. y ZERBINI, A. N. 2018. From whaling to whale watching: Identifying fin whale

critical foraging habitats off the Chilean coast. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28 (4): 821-829.

SEPÚLVEDA, M., SANTOS-CARVALLO, M., PAVEZ, G., PÉREZ-ÁLVAREZ, M. J., OLAVARRÍA, C., FERNÁNDEZ, C., HERNÁNDEZ, C., ARDILES, A., HERNÁNDEZ, P., BARILARI, F., LÓPEZ, D., FLORES, M. y LUNA, G. 2020. Determinación del estado poblacional en las Reservas Marinas isla Chañaral e islas Choros y Damas, de las especies delfín nariz de botella, chungungo, pingüino de Humboldt y cetáceos. Informe Final Proyecto FIPA 2018-43. 343.

SERNAPESCA. 2020. Aprueba la regulación de las actividades de buceo recreativo, paseo náutico guiado de observación de flora y fauna, traslado y apoyo de buzos recreativos dentro de la Reserva Marina Isla Chañaral y deja sin efecto la Res.Ex. N° 6248 de 2017 y su modificación. Res.Ex. N°655.

SPROGIS, K. R., BEJDER, L., HANF, D. y CHRISTIANSEN, F. 2020a. Behavioural responses of migrating humpback whales to swim-with-whale activities in the Ningaloo Marine Park, Western Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 522 151254.

SPROGIS, K. R., VIDESEN, S. y MADSEN, P. T. 2020b. Vessel noise levels drive behavioural responses of humpback whales with implications for whale-watching. *Elife* 9 e56760.

STAMATION, K. A., CROFT, D. B., SHAUGHNESSY, P., WAPLES, K. A. y 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 98-122.

STASINOPOULOS, D. M., RIGBY, R. A., HELLER, G. Z., VOUDOURIS, V. y DE BASTIANI, F. 2017. Flexible regression and smoothing: using GAMLSS in R.

SUBPESCA. 2011. Reglamento General de Observación de Mamíferos Reptiles y aves Hidrobiológicas y del Registro de Avistamiento de Cetáceos. D.S. N° 38-2011. Valparaíso, Chile. 8.

THIEL, M., MACAYA, E., ACUÑA, E., ARNTZ, W., BASTIAS, H., BROKORDT, K., CAMUS, P., CASTILLA, J., CASTRO, L., CORTÉS, M., DUMONT, C., ESCRIBANO, R., FERNANDEZ, M., GAJARDO, J., GAYMER, C., GOMEZ, I., GONZÁLEZ, A., GONZÁLEZ, H., HAYE, P., ILLANES,

J., IRIARTE, J., LANCELLOTTI, D., LUNA-JORQUERA, G., LUXORO, C., MANRIQUEZ, P., MARÍN, V., MUÑOZ, P., NAVARRETE, S., PÉREZ, E., POULINE, E., SELLANES, J., SEPÚLVEDA, H., STOTZ, W., TALA, F., THOMAS, A., VARGAS, C., VÁSQUEZ, J. y VEGA, J. 2007. The Humboldt Current System Of Northern and Central Chile. *Oceanography and marine biology: an annual review* 45 195-344.

TORO, F., ALARCÓN, J., TORO-BARROS, B., MALLEA, G., CAPELLA, J., UMARAN-YOUNG, C., ABARCA, P., LAKESTANI, N., PEÑA, C., ALVARADO-RAYBACK, M., CRUZ, F., VILINA, Y. y GIBBONS, J. 2021. Spatial and Temporal Effects of Whale Watching on a Tourism-Naive Resident Population of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Humboldt Penguin National Reserve, Chile. *Frontiers in Marine Science* 8 624974.

TORO, F., VILINA, Y. A., CAPELLA, J. J. y GIBBONS, J. 2016. Novel Coastal Feeding Area for Eastern South Pacific Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) in Mid-Latitude Humboldt Current Waters off Chile. *Aquatic Mammals* 42 47-55.

WALKER, T. R., ADEBAMBO, O., FEIJOO, M. C. D. A., ELHAIMER, E., HOSSAIN, T., EDWARDS, S. J., MORRISON, C. E., ROMO, J., SHARMA, N., TAYLOR, S. y ZOMORODI, S. 2019. Environmental effects of marine transportation. En: C. Sheppard (Eds.). *World Seas: An Environmental Evaluation*. 505-530.

WHITEHEAD, H. 1983. Structure and stability of humpback whale groups off Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology* 61 1391-1397.

WICKHAM, H. 2016. *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. 216.

WILLIAMS, R. y ASHE, E. 2007. Killer whale evasive tactics vary with boat number. *Journal of Zoology* 272 (4): 390-397.

WILLIAMS, R., BAIN, D. E., SMITH, J. C. y LUSSEAU, D. 2009. Effects of vessels on behaviour patterns of individual southern resident killer whales *Orcinus orca*. *Endangered Species Research* 6 199-209.

WILLIAMS, R., LUSSEAU, D. y HAMMOND, P. S. 2006. Estimating relative energetic costs of human disturbance to killer whales (*Orcinus orca*). *Biological Conservation* 133 (3): 301-311.

WILLIAMS, R., TRITES, A. W. y BAIN, D. E. 2002. Behavioural responses of killer whales (*Orcinus orca*) to whale-watching boats: opportunistic observations and experimental approaches. *Journal of Zoology* 256 255-270.

WILLIAMSON, M. J., KAVANAGH, A. S., NOAD, M. J., KNIEST, E. y DUNLOP, R. A. 2016. The effect of close approaches for tagging activities by small research vessels on the behavior of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Marine Mammal Science* 32 1234-1253.

WÜRSIG, B., CIPRIANO, F. y WÜRSIG, M. 1991. Dolphin movement patterns: information from radio and theodolite tracking studies. En: K. Pryor and K. Norris (Eds.). *Dolphin Societies: Discoveries and Puzzles*. Berkeley. 79-111.

YAZVENKO, S. B., MCDONALD, T. L., BLOKHIN, S. A., JOHNSON, S. R., MELTON, H. R., NEWCOMER, M. W., NIELSON, R. y WAINWRIGHT, P. W. 2007. Feeding of western gray whales during a seismic survey near Sakhalin Island, Russia. *Environmental Monitoring and Assessment* 134 93-106.

ZEPPEL, H. y MULOIN, S. 2008. Conservation benefits of interpretation on marine wildlife tours. *Human Dimensions of Wildlife* 13 (4): 280-294.

ZUUR, A. F., IENO, E. N. y ELPHICK, C. S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1 (1): 3-14.