

Modelado espacial de la distribución de la familia Balaenopteridae en las Islas Canarias en base a datos de ciencia cívica (Red CetAVist).

Spatial modelling of the distribution of the family Balaenopteridae in the Canary Islands based on data from civic science (Red CetAvist).

AUTORA: Lidia Lado Pedreda

TUTORES: Natacha Aguilar de Soto y Marc Fernández

Trabajo final del Máster de Biología Marina,
Biodiversidad y Conservación

Universidad de La Laguna

Mayo del 2018

Autorización de los tutores

NATACHA AGUILAR DE SOTO, doctora en Biología por la Universidad de La Laguna, investigadora docente Ramón y Cajal del Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología de la Universidad de La Laguna, y MARC FERNÁNDEZ, doctor en Biología por la Universidad de Azores,

CERTIFICAN:

Que la memoria presentada por la graduada en Biología, Lidia Lado Pedreda, titulada “Análisis espacial de la distribución de la familia Balaenopteridae en las Islas Canarias en base a datos de ciencia cívica (red CetAVist)”, ha sido realizada bajo nuestra dirección y consideramos que reúne todas las condiciones de calidad y rigor científico requeridas para optar a su presentación como Trabajo de Fin de Máster, en el Máster de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación de la Universidad de La Laguna, curso 2016-2018.

Y para que así conste y surta los efectos oportunos, firmamos el presente certificado en San Cristobal de La Laguna, a 2 de junio de 2018



Fdo. Dra. Natacha Aguilar de Soto



Fdo. Dr. Marc Fernández

Índice

Resumen y Abstract	0
Introducción	1
El papel ecológico de los grandes cetáceos	1
Estudio de la distribución de grandes cetáceos	2
La importancia de las Islas Canarias para los cetáceos	3
Material y métodos	10
Área de estudio	10
Datos avistamientos de cetáceos.....	10
Datos ambientales dinámicos y estáticos	12
Análisis de las variables ambientales con R-studio	14
Estudio del modelado espacial de la distribución de los cetáceos	16
Validación del modelo.....	18
Resultados	19
Avistamientos de 2012-2016.....	19
Modelado espacial del hábitat	21
Discusión	28
Anexos	32
Anexo I.....	32
Anexo II.....	34
Agradecimientos	37
Referencias	38

Resumen

Las Islas Canarias presentan una gran biodiversidad de cetáceos gracias a sus características batimétricas, a su localización subtropical y a la influencia de la corriente de Canarias y del afloramiento de la costa sahariana. Sin embargo, es poco lo que sabemos sobre la distribución de los cetáceos en el archipiélago, lo que dificulta su manejo en vías de conservación. Esta escasez de información se debe principalmente a que los medios para obtener estos datos de forma sistemática son costosos. En este trabajo se utilizan datos procedentes de plataformas de oportunidad: los ferris de pasajeros que navegan las aguas interinsulares (Red CetAvist), para realizar el modelado espacial de la distribución de los rorcuales en las aguas del archipiélago. El análisis se realizó con el Sistema de información geográfica QGIS y con el programa R, aplicando el modelo de presencia/*background* mediante el algoritmo MAXENT, analizando los datos de los avistamientos y de las variables ambientales estáticas y dinámicas.

Se evaluó el modelo de forma estandarizada mediante el indicador de idoneidad AUC, mostrando que la predicción del modelo mejoraba teniendo en cuenta las variables ambientales más contributivas: *SST*, *Hill*, *North* y *Slope*. Estudios anteriores ya habían indicado la influencia de estas variables en la ecología alimenticia de las diferentes especies de rorcuales. Aunque sería importante realizar muestreos sistemáticos para corroborar estos datos y mejorar el análisis espacial, los resultados de este trabajo muestran claramente que los rorcuales están todo el año y con una distribución amplia en el archipiélago. Esto es consistente con otros datos oportunistas de observación comercial de cetáceos, resalta el valor de la información que proporciona la ciencia cívica y subraya la necesidad de aplicar medidas efectivas en la prevención de las colisiones de buques con cetáceos en las Islas Canarias.

Palabras claves: familia Balaenopteridae, modelado espacial, distribución, escalas temporales, colisiones.

Abstract

The Canary Islands present a high biodiversity of cetaceans thanks to their bathymetry, subtropical location and the influence of the Canary current and the Sahara upwelling. However, there is still little knowledge about the distribution of cetaceans in the archipelago and this impedes conservation management. This scarcity of information is mainly due to the costs required to perform systematic studies of cetacean distribution in oceanic waters. This work uses civic science data from opportunity platforms: ferries that navigate the inter-island channels (Red CetAvist), to perform spatial modelling of the distribution of rorquals in the waters of the archipelago. The analysis was carried out with the geographic information system QGIS and with the program R, applying the model of presence/*background* through the algorithm MAXENT, analysing the data of the sightings in the context of static and dynamic environmental variables to predict habitat preferences of Balaenopterids in the archipelago.

The model was evaluated in a standardized manner by means of the AUC suitability indicator, showing that the model prediction improved considering the most contributory environmental variables: *SST*, *Hill*, *North* and *Slope*. Previous studies had already indicated the influence of these variables on the trophic ecology of rorquals. Although future studies must to do systematic sampling, here we show that Balaenopterids are present in the archipelago year-round with an ample distribution and some preference areas. This is consistent with other sources of data and underlines the importance of the information provided by civic science civic and the need to apply effective measures towards the prevention of cetacean ship collisions.

Key words: Balaenopteridae family, spatial modelling, distribution, temporal scales, collisions.

Introducción

El papel ecológico de los grandes cetáceos

Los cetáceos habitan todos los océanos del mundo y generan una fuerte atracción social. Los humanos han interactuado de diferentes maneras con estas especies a lo largo de la historia, un ejemplo es la industria ballenera o el mantenimiento en cautividad de diferentes especies con fines comerciales y terapéuticos. Hace relativamente poco tiempo y gracias al trabajo conjunto de las administraciones, investigadores y asociaciones conservacionistas surgió una alternativa que apuesta por tratar de generar un menor impacto en estos animales, basada en actividades eco-turísticas de observación de cetáceos en libertad desde embarcaciones comerciales.

El grupo que corresponde a los grandes cetáceos: los cachalotes (*Physeter macrocephalus*, Linnaeus, 1758) y las diferentes especies de rorcuales (*Balaenoptera* spp.), siempre han generado un gran interés debido a su tamaño, pero para la comunidad científica su interés va mucho más allá. Se han llevado a cabo multitud de estudios sobre su fisiología y su comportamiento social, pero existen aún grandes lagunas de conocimiento sobre su distribución espacio temporal, el uso del hábitat y, la existencia y ubicación de corredores migratorios o su ecología trófica. En diferentes estudios se ha demostrado la gran importancia ecológica de estos animales en los ecosistemas marinos: como consumidores de peces, cefalópodos e invertebrados (Estes *et al.*, 2011; Smith *et al.*, 2013); como presas de otros depredadores de gran tamaño, siendo las orcas (*Orcinus orca*, Linnaeus, 1758) su mayor depredador (Springer *et al.*, 2003) y, sobre todo, por su papel como reservorios y vectores de transferencia vertical de nutrientes en la columna de agua y como vectores de la transferencia horizontal, causada por las migraciones tróficas y reproductoras (Lavery *et al.*, 2010; Roman & McCarthy, 2010; Smith *et al.*, 2013).

Este transporte vertical, denominado “whale pump o bomba de cetáceos”, se debe a que los cachalotes y algunos rorcuales realizan buceos a profundidad para alimentarse, y liberan heces y orina en la superficie en sus zonas de alimentación. De esta manera transportan nutrientes en la columna de agua, y mejoran la productividad de los ecosistemas marinos (Dewar *et al.*, 2006, Alter *et al.*, 2007, Roman & McCarthy, 2010). En muchos casos el nitrógeno (N) es el macronutriente primario limitante (Rabalais, 2002) de manera que las concentraciones de amonio que se encuentran en las heces de los cetáceos son superiores a los valores ambientales (Roman & McCarthy, 2010), mejorando con su liberación la productividad del plancton. En

otros ecosistemas marinos, como el océano Austral, el hierro (Fe) es el que actúa como limitante (Smetacek *et al.*, 2012) aquí los cachalotes al alimentarse de presas de profundidad y defecar en la superficie, facilitan el transporte ascendente del Fe hacia la zona fótica (Nicol *et al.*, 2010), que posteriormente será almacenado en el krill, ya que actúa como reservorios del Fe (Smith *et al.*, 2013). Además, este transporte vertical favorece a otros depredadores como las aves marinas (Dewar *et al.*, 2006; Alter *et al.*, 2007).

Las ballenas, a través de sus migraciones a lo largo de los océanos, llevan a cabo un transporte horizontal de nutrientes (Rasmussen *et al.*, 2007), ya sea a través de la urea excretada, de los nutrientes que se encuentran en las placentas que quedan en el medio marino una vez se produce el nacimiento de una cría, o de los cadáveres que caen al fondo del océano (Smith, 2006). Los cadáveres son la forma más grande de detritos y proporcionan un gran enriquecimiento orgánico al fondo marino, que a menudo es pobre en nutrientes y energía. Además, participan en la captura de carbono (C) eficientemente desde la superficie a la profundidad del mar (Pershing *et al.*, 2010).

Estudio de la distribución de grandes cetáceos

A la hora de realizar muestreos para estudiar los grandes cetáceos nos encontramos con una serie de dificultades (Talbot, 1974; Donovan, 1986; Bowen, 1997; Berggren *et al.*, 2002), como que su rango de distribución es muy amplio, incluyendo frecuentemente áreas oceánicas de difícil acceso, o que los animales pasan muy poco tiempo en superficie, pudiéndose observar solamente una pequeña fracción de su cuerpo (Williams, 2003). Además, está la necesidad de disponer de un buque para poder estudiar cetáceos oceánicos, de manera que aparte de ser difíciles de estudiar también son costosos (Burns & Wandesford-Smith, 2002; Hammond *et al.*, 2002). De ahí el importante y difícil trabajo que llevan a cabo los biólogos, quienes deben realizar muestreos sistemáticos con un estudio bien diseñado, ejecutado y analizado para ofrecer una información realista y lo más precisa posible de la abundancia o distribución de los cetáceos, dentro de un marco presupuestario limitado.

Para paliar al menos parcialmente las dificultades expuestas anteriormente, surgen otra clase de estudios realizados mediante plataformas de avistamientos oportunistas, normalmente buques tales como ferris de pasajeros, barcos de turismo, pesqueros o mercantes, cuyo objetivo principal no es realizar muestreo de cetáceos, pero que proporcionan una plataforma de observación. En estos estudios el investigador no marca la ruta del buque, pero éste sigue una ruta que le ofrece la posibilidad de desarrollar un muestreo oportunista mediante transectos lineales. Los estudios realizados a través de esta clase de plataformas son por naturaleza

altamente colaborativos entre la academia y la industria, dado que salen beneficiados los investigadores, que consiguen un apoyo logístico para realizar sus estudios, y los buques o empresas con publicidad por apoyar la investigación.

En Europa hay diferentes proyectos que usan esta clase de plataformas para realizar sus estudios a través de observadores voluntarios, como una modalidad de ciencia cívica o ciudadana. Ejemplos de uso de estas plataformas de oportunidad son, en cuanto al uso de barcos turísticos de avistamientos de cetáceos, el proyecto MONICET, desarrollado en el archipiélago de Azores (<http://www.moniket.net/en>); en cuanto a barcos mercantes el CETUS PROJECT (<http://cetustproject.com/>), que monitorea la región de la Macaronesia hasta Cabo Verde; y en cuanto a ferris de pasajeros, en el Atlántico Norte son ejemplos los proyectos ORCA (<http://www.orcaweb.org.uk/>) y CetAVist (<http://cetaceos.webs.ull.es/bioecomac/cetavist.php>), del que se han obtenido los datos del presente trabajo.

CetAVist es la Red de Avistamiento de Cetáceos y Aves Marinas de las Islas Canarias, organizada por la Universidad de La Laguna (Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología, Unidad de Ciencias Marinas). Nació en diciembre de 2012 con el objetivo de recopilar datos de distribución en zonas difícilmente accesibles, como son las aguas oceánicas de los canales entre islas. Para ello cuenta con la colaboración de las navieras de ferris interinsulares en el Archipiélago: Armas, Fred Olsen y Trasmediterránea, y con el trabajo de observadores voluntarios, que viajan en los ferris tomando datos según un protocolo riguroso elaborado por la ULL (<http://cetaceos.webs.ull.es/bioecomac/cetavist.php>).

La importancia de las Islas Canarias para los cetáceos

La región de la Macaronesia, compuesta por los archipiélagos de Azores, Madeira y Canarias, se erige como un enclave extraordinario para la fauna vertebrada, con una enorme heterogeneidad de hábitats (Brito *et al.*, 2001). El archipiélago de las Islas Canarias se encuentra en el océano Atlántico, a unos 115 km de la costa Oeste africana. Está compuesto por siete islas mayores y varios islotes de origen volcánico; se considera que el magma, originado en un punto caliente de carácter residual, salió al exterior como consecuencia de los movimientos de compresión y distensión que origina la tectónica (Anguita & Hernán, 2000).

La geomorfología y localización de las islas determinan algunos de sus principales características oceanográficas (Violette, 1974; Hernández-León, 1986). El archipiélago se encuentra bañado por la rama oriental de la corriente del Golfo, que en su recorrido hacia el suroeste confiere a las aguas insulares una temperatura más baja de las que les corresponde por latitud. Esto hace posible que Canarias sea el punto de encuentro de especies típicas de aguas

templadas, siendo Canarias el límite sur de su distribución, y de especies típicas de aguas más tropicales, para las que constituye el límite norte (Aguilar, 2006). En cuanto a la temperatura de las aguas del archipiélago es importante el efecto de los filamentos de agua fría muy ricos en nutrientes que llegan al archipiélago desde el afloramiento de la costa sahariana (Hernández-Guerra *et al.*, 1993; Arístegui *et al.*, 1994; Arístegui *et al.*, 1997; Redfern *et al.*, 2013; Pacheco & Hernández-Guerra, 1999; Hernández-Guerra *et al.*, 2001) y que establecen un gradiente térmico en Canarias, con temperaturas más frías en el sector oriental y más cálidas en el sector occidental, con diferencias de hasta 2° C entre ambos extremos. Este fenómeno tiene importantes repercusiones en la distribución longitudinal de las especies marinas en general y de cetáceos en particular.

La geomorfología de las islas es de gran importancia, en las de mayor altitud surge, a causa de obstaculizar el recorrido de vientos alisios y corrientes, el efecto masa-isla que consiste en la formación de zonas de turbulencia y zonas de calma (Gómez, 1991), formando a su vez remolinos ciclónicos y anticiclónicos localizados (Hernández-Guerra *et al.*, 1993) o pequeños afloramientos de agua fría en las desembocaduras de los barrancos. Esto condiciona la distribución de nutrientes, influyendo en la distribución espacial y temporal de las especies marinas pelágicas, como los cetáceos.

La batimetría de las islas también hace posible la presencia conjunta de especies neríticas y oceánicas. La escasa plataforma insular permite que se alcancen elevadas profundidades muy próximas a la costa, lo que determina la presencia de un elevado número de especies de “buceo profundo”, que destacan por su abundancia y cercanía a la costa (Brito *et al.* 2001; Carrillo & Tejedor, 2004). Esta cercanía se da especialmente en las islas más jóvenes, como El Hierro, donde las erupciones son recientes, y la erosión y relleno apenas se han producido, generando un acusado desnivel en distancias muy cortas, pero también en áreas de las islas más antiguas, como en Morrojable, al sur de Fuerteventura.

Las aguas de Canarias albergan la mayor riqueza de especies de cetáceos de las áreas circundantes y a nivel nacional (Brito *et al.*, 2001), con unas 30 especies citadas (Tabla 1; Brito *et al.* 2001; Morales, 2015) para el archipiélago. De estas, encontramos varias especies que se encuentran en Canarias todo el año: el cachalote (André, 1998), los zifios de Blainville (*Mesoplodon densirostris*) y de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) (Aguilar de Soto *et al.*, 2002; 2005; Aparicio *et al.*, 2006), el calderón de aleta corta (*Globicephala macrorhynchus*) (Heimlich Boran, 1993), el delfín mular (*Tursiops truncatus*) (Carrillo & Peña, 2002; Tobeña *et al.*, 2014), el delfín de dientes rugosos (*Steno bredanensis*), el delfín moteado (*Stenella frontalis*), el delfín

listado (*Stenella coeruleoalba*), el calderón gris (*Grampus griseus*) (Martín *et al.*, 2011) y los rorcuales (familia Balaenopteridae) (Morales, 2015).

Tabla 1. Especies de cetáceos citadas para Canarias. *Especies residentes en Canarias. **Especies citados por una o escasas ocasiones de varamiento. ? Especies registradas, pero de dudosa identificación. (Morales, 2015)

SUBORDEN	FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN
ODONTOCETOS	Delphinidae	<i>Tursiops truncatus</i> *	Delfín mular
		<i>Steno bredanensis</i>	Delfín de dientes rugosos
		<i>Stenella frontalis</i>	Delfín moteado del atlántico
		<i>Stenella coeruleoalba</i>	Delfín listado
		<i>Stenella longirostris</i>	Delfín acróbata
		<i>Stenella attenuata?</i>	Delfín moteado tropical
		<i>Delphinus delphis</i>	Delfín común
		<i>Lagenodelphis hosei</i>	Delfín de Fraser
		<i>Grampus griseus</i> *	Delfín de Risso
		<i>Globicephala macrorhynchus</i> *	Calderón de aleta corta
		<i>Globicephala melas?</i>	Calderón de aleta larga
		<i>Orcinus orca</i>	Orca
		<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa orca
	Physeteridae	<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote
	Kogiidae	<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote pigmeo
		<i>Kogia sima</i>	Cachalote enano
	Ziphiidae	<i>Mesoplodon densirostris</i> *	Zifio de Blainville
		<i>Mesoplodon europaeus</i>	Zifio de Gervais
		<i>Mesoplodon bidens</i> **	Zifio de Sowerby
		<i>Mesoplodon mirus</i> **	Zifio de True
		<i>Ziphius cavirostris</i> *	Zifio de Cuvier
		<i>Hyperoodon ampullatus</i> **	Zifio calderón boreal
	Phocoenidae	<i>Phocoena phocoena</i> **	Marsopa común
MISTICETOS	Balaenopteridae	<i>Balaenoptera musculus</i>	Rorcual azul
		<i>Balaenoptera physalus</i>	Rorcual común
		<i>Balaenoptera borealis</i>	Rorcual norteño
		<i>Balaenoptera edeni brydei</i>	Rorcual tropical
		<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Rorcual aliblanco
		<i>Megaptera novaengliae</i>	Yubarta
	Balaenidae	<i>Eubalaena glacialis</i>	Ballena franca

En cuanto a la familia Balaenopteridae, no se conoce demasiado sobre sus hábitos en Canarias, aunque por el archipiélago pasan todas las especies de la familia que se encuentran en el Atlántico Norte. Se sabe que el rorcual tropical tiene un patrón de visitas regular (Aguilar, 2006) pero con una presencia mayor durante la primavera y verano (Carrillo *et al.*, 2010) y que el rorcual común está más presente durante la primavera (Carrillo *et al.*, 2010). La presencia del rorcual norteño en el archipiélago no es muy clara, se tiene constancia de avistamientos en Gran Canaria (Carrillo *et al.*, 2006), Lanzarote (Politi *et al.*, 1997), La Gomera (Ritter, 2001), La Palma (Pérez-Vallazza *et al.*, 2008) y Tenerife (Carrillo *et al.*, 2006) desde finales del otoño hasta el inicio de la primavera, sugiriendo que se encuentra estacionalmente (Carrillo *et al.*, 2010). Los rorcuales azul y aliblanco se observan de forma ocasional, mientras que la yubarta, cuya presencia en el archipiélago fue confirmada en el año 1999 (Díaz & Aguilar, 2000), es cada vez más frecuente debido a la recuperación de las poblaciones tras la caza ballenera y la existencia de una zona de cría en Cabo Verde (Allen *et al.*, 1999).

Los cetáceos se encuentran bajo diferentes amenazas, como la presión que generan ciertas actividades turísticas (Aguilar *et al.*, 2002), el ruido marino (Aguilar & Brito, 2002), la reducción de recursos tróficos (Bearzi *et al.*, 2008), la captura accidental durante maniobras pesqueras (Félix *et al.*, 2006), la elevada contaminación marina y las colisiones con embarcaciones (Fais *et al.*, 2015; de Stephanis & Urquiola, 2006). Sin embargo, la escasez de datos fiables y precisos sobre la abundancia de las poblaciones dificulta cuantificar el efecto a nivel poblacional de estos impactos, que han de ser estudiados en profundidad para conocer el estado de conservación de los cetáceos.

Para algunas especies de grandes cetáceos se han identificado las colisiones con embarcaciones como la mayor de sus amenazas, siendo una causa de mortandad relevante a nivel mundial para la ballena franca del Atlántico Norte (*Eubalaena glacialis*) (Lais *et al.*, 2001; Redfern *et al.*, 2013), debido a que son animales longevos y con bajas tasas de reproducción, por lo que un incremento de la mortandad de adultos puede generar un gran impacto, sobre todo en las poblaciones pequeñas (Laist *et al.*, 2001). La aplicación de fuertes medidas de mitigación han restablecido la tendencia al declive de esta especie, demostrando que la problemática de las colisiones es difícil de solucionar pero que es posible mitigarla (Laist *et al.*, 2001).

A nivel general se conoce que existe una relación entre la velocidad de los buques y la probabilidad de que se produzca una colisión letal. Los modelos realizados predicen que a velocidades superiores a 10 nudos la mortandad por colisiones aumenta de forma exponencial, siendo muy alta a 18 nudos y máxima a más de 24 nudos (Aguilar de Soto *et al.*, 2016, en Becares *et al.* 2016) (Figura 1). Teniendo en cuenta esto y conociendo la gran cantidad de

buques que navegan en aguas del archipiélago durante todo el año, así como la velocidad que llegan a alcanzar los ferris de pasajeros, podemos hacernos una idea del peligro potencial que pueden llegar a ser las colisiones para los grandes cetáceos en Canarias.

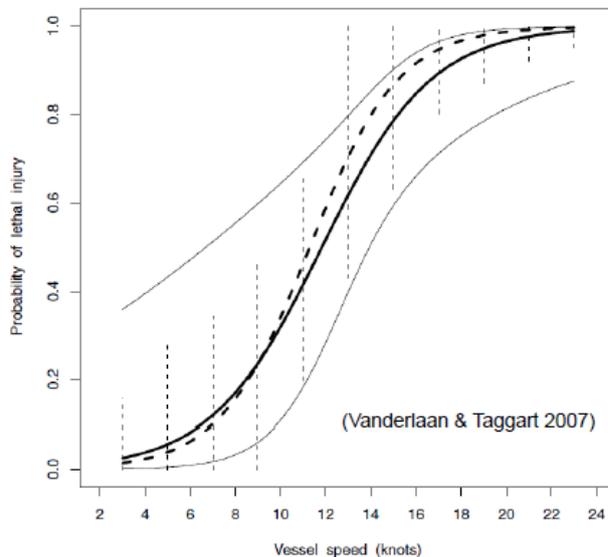


Figura 1. Probabilidad de colisiones a distintas velocidades (Vanderlaan & Taggart, 2007; Fais *et al.*, 2015; Aguilar de Soto *et al.*, 2016, en Becares *et al.*, 2016)

La Organización Marítima Internacional y la Comisión Ballenera Internacional han identificado a las Islas Canarias como uno de cinco puntos calientes del mundo con respecto al problema de las colisiones de buques con cetáceos (OMI, 2016), siendo el cachalote la especie más afectada en Canarias. El cachalote es una especie catalogada como Vulnerable por el Catálogo Canario de Especies Protegidas y por el Catálogo Nacional de Especies Protegidas; además se encuentra, junto a todos los cetáceos, en el Anexo IV de la Directiva Europea Hábitats, y está protegido por el Convenio de Especies Migratorias. Desde 2001 se conoce que el aumento del tráfico marítimo a finales de los 90, así como su velocidad media de navegación, causó un incremento significativo del número de colisiones en el archipiélago canario (Aguilar de Soto *et al.*, 2001). Desde los 90 el Gobierno de Canarias, a través de la Dirección General del Medio Natural, con la colaboración del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) y de los Cabildos Insulares, coordina la Red de Varamientos de Cetáceos en el archipiélago. Esta red es una herramienta de gran valor para el monitoreo de los cetáceos que aparecen muertos en las costas con signos de colisión. Desde 1999 hasta 2015 se han registrado colisiones con siete especies, destacando cetáceos de buceo profundo: el cachalote, el zifio de Cuvier y el cachalote pigmeo (*Kogia breviceps*), así como el calderón de aleta corta, además de cetáceos

de buceo somero, como los rorcuales (Familia Balaenopteridae) (Carrillo & Ritter 2010, Gobierno de Canarias 2015). Actualmente se da una media de unos dos cachalotes que varan cada año con signos de colisión en Canarias (Carrillo & Ritter, 2010). Este dato es verdaderamente preocupante ya que Canarias es una zona de residencia y cría del cachalote importante a nivel de todo el Atlántico Norte (André, 1998), debido a la presencia continua de hembras y jóvenes, con machos adultos que visitan el archipiélago con fines reproductivos. Con el fin de evaluar si esta tasa de colisiones podría causar un declive real de esta especie en el archipiélago canario, en el año 2009 la Universidad de La Laguna realizó un muestreo acústico del cachalote aplicando estrictamente el método de transectos lineales tipo Distance (Thomas *et al.*, 2006). Los resultados fueron una estima de 220 cachalotes (intervalos de confianza al 95% de 117 a 413) en Canarias con una tasa de reclutamiento estimada de 2,5 cachalotes al año (Faís 2013; Faís *et al.*, 2015). Estos datos indican que la mortalidad de cachalotes podría exceder la tasa de reclutamiento, de modo que la tasa de colisión provocaría un declive poblacional, excepto si existiera reemplazo de individuos provenientes de la población general a nivel del Atlántico Norte. Esto convertiría al archipiélago en un posible sumidero atractivo para dicha población, donde los animales se verían atraídos por el hábitat, pero la mortandad podría exceder al número de nacimientos en el área (Faís *et al.*, 2015). No se ha realizado un estudio similar de los rorcuales en Canarias y por tanto se desconoce completamente el potencial impacto poblacional que las colisiones podrían causar sobre esta familia.

La Organización Marítima Internacional (OMI) define Canarias como una Zona Marítima Especialmente Sensible (ZMES) (Figura 2), estableciendo dos líneas de separación del tráfico marítimo, en los canales entre Tenerife y Gran Canaria y entre Gran Canaria y Fuerteventura. Además de definir también un Sistema de Notificación Obligatoria (CANREP) para buques tanque, o de peso muerto superior a 600 T, con carga de hidrocarburos pesados.

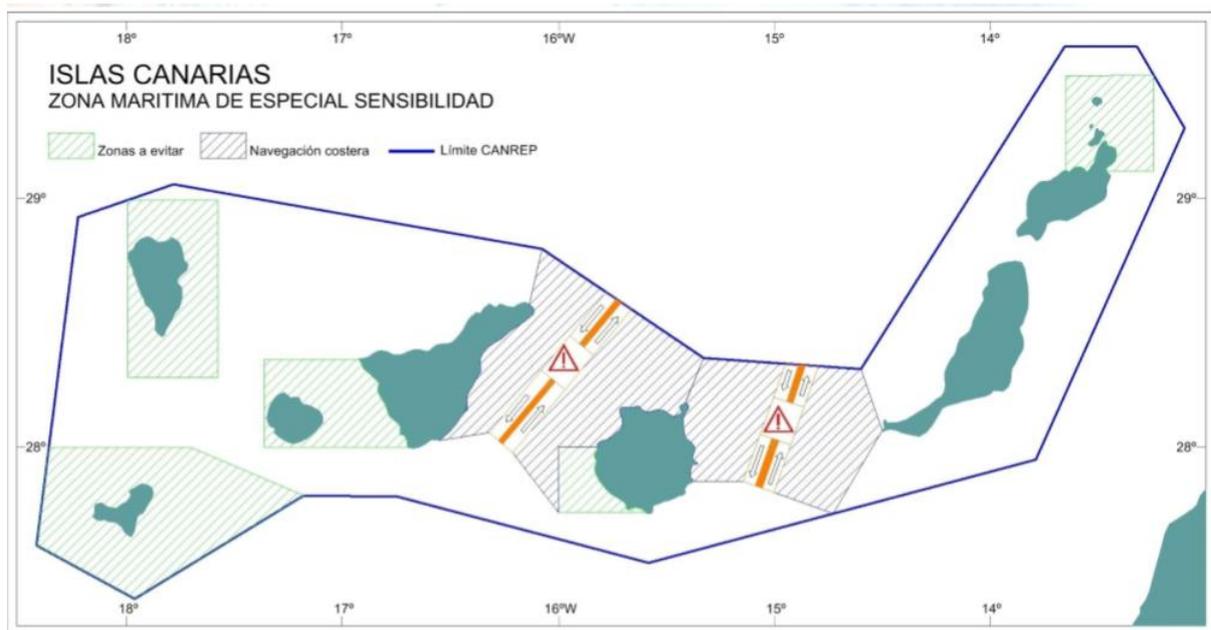


Figura 2. Delimitación de la ZMES de Canarias por la OMI

Recientemente se ha trabajado para mitigar el problema de las colisiones en Canarias a nivel regional, nacional e internacional. Se avanzó en cuanto a la formación de navegantes para que sean conscientes del problema y aprendan técnicas para evitar posibles colisiones en la mar. Se han identificado medidas tecnológicas como la detección térmica, que potencialmente podrían tener éxito para mitigar el riesgo de colisión en el tráfico insular y, además, como en este trabajo que se han recopilado datos mediante la Red CetAvis para identificar zonas/épocas de riesgo, y se ha realizado una divulgación pública con fuerte base científica (Aguilar de Soto *et al.*, 2015, 2016). Ahora, se está a la espera de que el MAPAMA y el Ministerio de Fomento, pongan sus esfuerzos en continuar y oficializar avances para reducir las colisiones de los buques con cetáceos en Canarias y garantizar la conservación del cachalote y otros cetáceos.

Las colisiones afectan al cachalote, pero también a otros cetáceos como los rorcuales. En otras partes del mundo ya se han modificado rutas de navegación para reducir las colisiones con estas especies. La aplicabilidad de estas medidas en Canarias es debatible en cuanto a los ferris interinsulares, pero quizá más sencilla para el tráfico marino internacional que no entra a puerto en Canarias. El primer paso para evaluar la potencial efectividad de las medidas es estudiar la distribución espacio-temporal de las especies. Para ello, una técnica cada vez más empleada es el modelado espacial. Las técnicas de modelado espacial se han desarrollado recientemente y se pueden llevar a cabo cuando con los avistamientos realizados obtenemos un gran número de datos que nos permiten explicar las variables que influyen en la densidad de los animales (Williams, 2003).

Por todo ello, el objetivo del presente trabajo es realizar un modelaje espacial de la distribución de los cetáceos correspondientes a la familia Balaenopteridae en Canarias, utilizando los datos generados por la plataforma de oportunidad CetAVist a través de transectos lineales realizados desde los ferris de pasajeros que conectan vía marítima el archipiélago.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio de este trabajo es el archipiélago de las Islas Canarias (Figura 3), formado por siete islas volcánicas divididas en dos grupos: islas orientales que corresponden a Tenerife, La Gomera, La Palma y El Hierro, y las islas occidentales: Gran Canaria, Fuerteventura y Lanzarote. Las aguas que bañan el archipiélago se encuentran ente los 18°C hasta los 24°C de temperatura, influenciadas por la corriente de Canarias (la rama oriental de la corriente del Golfo) y el afloramiento (*upwelling*) de la costa sahariana (Hernández-Guerra *et al.*, 1993; Arístegui *et al.*, 1994; Arístegui *et al.*, 1997; Hernández-Guerra & Nykjaer, 1997; Pacheco & Hernández-Guerra, 1999; Hernández-Guerra *et al.*, 2001). La batimetría puede alcanzar más de 2500 m de profundidad, ya que al ser su origen volcánico no presentan casi plataforma insular.

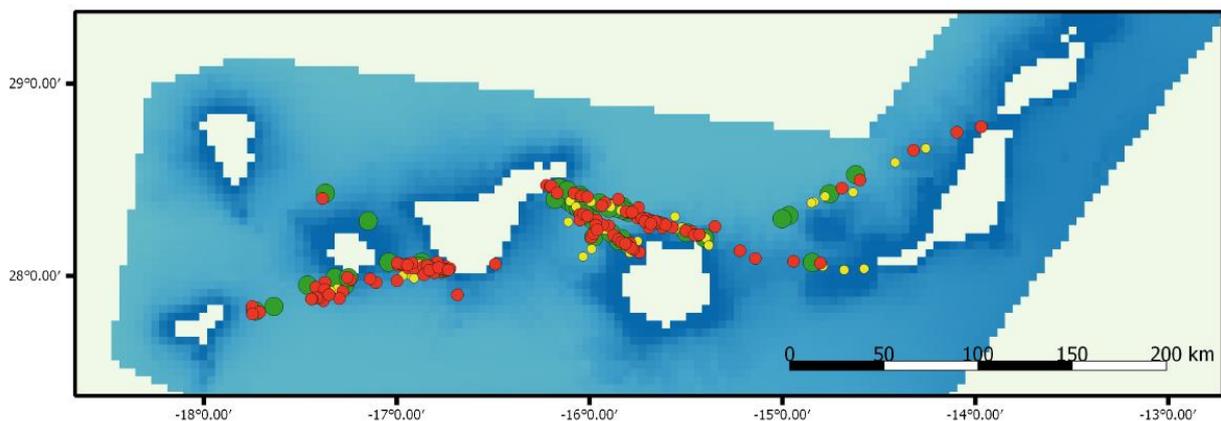


Figura 3. Mapa del área de estudio donde se muestran los datos en bruto de los avistamientos realizados (2012-2016) sobre la batimetría del archipiélago, sin corregir por el esfuerzo de muestreo, que es distinto en cada trayecto de ferri, siendo los más muestreados los correspondientes a los canales entre La Gomera y Tenerife y entre esta isla y Gran Canaria. Los puntos rojos señalan la fam. Balaenopteridae, los verdes la fam. Physeteridae y los amarillos los grandes cetáceos desconocidos.

Datos avistamientos de cetáceos

Los datos de los avistamientos de los cetáceos pertenecientes al grupo grandes se obtuvieron a través del proyecto CetAvist, Red de Avistamiento de Cetáceos y Aves Marinas de Canarias,

desde diciembre del año 2012 a diciembre del 2016. CetAvist es un proyecto de ciencia cívica de la ULL dirigido desde el departamento de Biología Animal, Edafología y Geología, que fue elegido como proyecto de innovación educativa de la ULL en 2017-2018. Es una plataforma de avistamiento oportunista donde los muestreos son llevados a cabo por voluntarios, formados en la recogida científica de datos a bordo, y se realizan mediante transectos lineales desde los ferris interinsulares de las compañías Armas, Fred Olsen y Trasmediterránea.

Todos los muestreos son realizados por un mínimo de 1 observador (situado en posición alta y en las mejores condiciones de luz y viento posibles), o un máximo de 4, (en los trayectos que superan las 4 horas de navegación para mantener un esfuerzo constante). Los observadores cubren una o ambas bandas, observando un ángulo real de aproximadamente 90° desde la proa. Sin embargo, esto varía según la disposición del buque y las condiciones de la mar, que definen la posibilidad de acceder a zonas de avistamiento en proa, banda o popa. Los observadores registran todos los avistamientos anotando los siguientes parámetros: fecha, hora, coordenadas del barco en el momento de la observación, ángulo y distancia al avistamiento, especie, así como datos sobre el tamaño y comportamiento del grupo avistado. Cada 20 minutos se anotan las condiciones ambientales existentes o siempre que éstas varíen en alguno de sus parámetros (Figura 4).



Figura 4. Voluntarios de CetAvist anotando las condiciones ambientales y realizando avistamientos (fotos cedidas por CetAvist).

Durante este periodo de tiempo, desde diciembre del 2012 hasta diciembre de 2016, se han obtenido un total de 2385 avistamientos entre cetáceos, aves marinas y tortugas. De este total, 245 corresponden al grupo objeto de estudio, denominado GRANDES, formado por los cetáceos de gran tamaño, y que incluye las familias Physeteridae, con 51 avistamientos y Balaenopteridae, con 130 avistamientos, además de 64 avistamientos de cetáceos grandes no identificados, denominados “desconocidos” (Tabla 2). En este trabajo se modelaron los datos

de la familia Balaenopteridae. Tras filtrar los muestreos para los que faltaba algún dato, el total de avistamientos de Balaenopteridae utilizados en el modelo fue de 113.

Tabla 2. Avistamientos realizados en cada año.

	<i>N.º viajes</i>	<i>Totales</i>	<i>Grandes</i>	<i>Physeteridae</i>	<i>Balaenopteridae</i>	<i>Desconocidos</i>
2012	17	40	8	0	6	2
2013	141	271	33	12	14	7
2014	260	743	55	16	34	5
2015	363	788	95	13	51	31
2016	284	543	44	10	25	19
	1065	2385	245	51	130	64

Datos ambientales dinámicos y estáticos

Para este análisis se tuvieron en cuenta 7 variables ambientales (Tabla 3) que fueron seleccionadas según su relevancia para la ecología de los cetáceos de gran tamaño (Baines & Reichelt, 2014; Baumgartner *et al.*, 2001; Cañadas *et al.*, 2002; Davis *et al.*, 2002; Fernández *et al.*, 2018; Mannocci *et al.*, 2014, 2015; Yen *et al.*, 2004; Prieto *et al.*, 2017).

Tabla 3. Variables ambientales utilizadas para el modelado de distribución de Balaenopteridae en Canarias.

Variables ambientales	Acrónimo	Resolución espacial/temporal	Unidades
Dinámicas			
Temperatura superficial del agua del mar	SST	1km/diario	°C
Productividad primaria	Chl-a	4,2km/8 días	g/km ³
Estáticas			
Profundidad	Bat.	500m/estático	m
Pendiente del terreno	Pend.	1 arc-minuto/estático	grados desde la horizontal
Orientaciones	Ori.	1 arc minuto/estático	360°N
Sombra islas a corrientes dominantes	Sombra	500m/estático	-
Distancia de la costa a orientaciones Norte	Dist.	500m/estático	m

Las variables ambientales dinámicas utilizadas son dos:

- i) La temperatura detectada de la superficie del mar (SST), que se obtuvo de la plataforma GHRSSST Global Data Archiving Centre (GDAC) at NASA JPL, de nivel 4 (Anexo 1).
- ii) La productividad primaria, indicada por la concentración de clorofila-a (CHL-a), obtenida a través de la plataforma ESA Ocean Colour CCI (OC-CCI), que comprende los datos de MERIS, Aqua-MODIS, SeaWiFS y VIIRS fusionados globalmente con información de incertidumbre asociada por píxel (Anexo 1).

Los datos correspondientes a la productividad primaria fueron descargados con una resolución temporal de 8 días, ya que es el estándar de procesamiento de los datos de esta variable ambiental, y para todo el archipiélago. En el caso de la temperatura superficial del agua del mar los datos fueron descargados para todo el archipiélago con una resolución temporal diaria y, posteriormente, se recalcularon obteniendo las medias semanales.

Las variables estáticas fueron proporcionadas por el investigador Juan Bécares (asociación GIC. Grupo de Investigación y Conservación), siendo las mismas que se han utilizado para el proyecto Canarias con la Mar I y II (<https://canariasconlamar.wordpress.com>). La profundidad se obtuvo de la batimetría tomada a través del portal EMODnet (www.emodnet-bathymetry.eu/), con una resolución de 500 m y a partir de ésta se obtuvieron las demás variables mediante EMODnet y el Sistema de información geográfica (ArcGIS 10,1; Esri, Inc.; referido como ArcGIS): pendiente del terreno, las orientaciones, la sombra que hacen las islas a las corrientes dominantes y la distancia de la costa a orientaciones norte.

A continuación, se llevó a cabo el análisis estático de las variables mediante el sistema de información geográfica QGIS (versión 2.18.10), siendo proyectadas con el sistema de coordenadas geográficas WGS84. Los detalles metodológicos en QGIS se incluyen en el Anexo 2. Para el análisis se cogió como referencia la concentración de clorofila del 1 de enero del 2014, ya que no había nubes que la distorsionaran. Según su precisión o tamaño de retícula (también llamada *grid*) creamos un *grid* estático que comprendía todo el archipiélago canario. A continuación, creamos una nube de centroides de ese *grid* y procedimos a reescalar todas las variables estáticas en base al tamaño de *grid* de la clorofila (4,2 km). Posteriormente, añadimos a cada centroide su latitud y longitud, proporcionándoles una ID, y creamos una capa *raster* a partir de los centroides.

Dado que el ecosistema pelágico es de alta dinamicidad, se construyó un modelo dinámico en el que las predicciones se testaban para cada semana y se mediaban para cada mes. El uso de escalas temporales adecuadas a las especies y ecosistemas en estudio es un tema de gran complejidad. Recientemente una serie de investigaciones han abordado estos asuntos para

intentar entender cuáles serían las mejores prácticas para obtener mapas predictivos más reales en el medio marino (Scales *et al.*, 2016; Manocci *et al.*, 2017; Fernández *et al.*, 2017; Fernández *et al.*, 2018). En el presente trabajo, siguiendo los resultados encontrados por Fernández *et al.* (2018), fue usada una resolución espacial aproximada de una semana ya que para especies altamente dinámicas produce mejores predicciones del nicho ecológico.

El análisis de las variables ambientales dinámicas se llevó a cabo con R (<https://www.r-project.org/>), teniendo en cuenta una resolución temporal de 8 días, ya que es el estándar de procesamiento de los datos de variable ambiental Chl-A. Esto resulta en 44 periodos quasi-semanales por año, y sobran 4-5 días al final del año, que se eliminan del análisis (procedimiento estandarizado).

Análisis de las variables ambientales con R-studio

R-studio (<http://www.rstudio.com>), es un entorno de desarrollo integrado (IDE) para el lenguaje de programación R, dedicado a la computación estadística y gráficos. Incluye una consola, editor de sintaxis que apoya la ejecución de código, así como herramientas para el trazado, la depuración y la gestión del espacio de trabajo. La implementación de los análisis en QGIS fue realizada por la autora de este trabajo, mientras que la implementación del análisis en R fue realizada por el investigador, y cotutor de este TFM, Dr. Marc Fernández, y explicada a la autora de este trabajo, dado que su aprendizaje exhaustivo de programación en R excedía los objetivos del presente TFM. La implementación en R duplicó la realizada en QGIS pero permitiendo crear bucles para realizar el modelado de forma dinámica, para cada semana, en lugar de un modelado conjunto para todo el periodo de estudio, que no capturaría la dinamicidad del ecosistema pelágico oceánico y por tanto de la distribución de los rorcuales.

A continuación, se explica cómo se ha analizado el conjunto de datos. En análisis comprende varias fases:

El primer paso es la creación del espacio geográfico de análisis y adjudicación de los datos de los avistamientos de cada periodo de ocho días a sus *grid* correspondientes dentro de la retícula geográfica del estudio.

- Importamos el mapa de las islas y añadimos el *grid* de 4,2 x 4,2 km para crear el área de muestreo y análisis.

Cargamos el fichero de los censos de los avistamientos y datos ambientales de los trayectos recogidos por los observadores de CetAvist. Cada censo tiene un ID único. Eliminamos aquellos censos con menos de dos puntos de datos ambientales.

- Creamos los trayectos y los *buffers* de trayecto, con unas dimensiones de 10 km a cada lado, Extraemos los puntos de *grid* que corresponden a los *buffers* de las rutas y asignamos una ruta a cada censo realizado, en base al *buffer* de trayecto que incluye más puntos de cada censo.
- Aplicamos un filtro para eliminar los datos de longitud y latitud de los censos que no tienen información del conjunto de datos de avistamientos y datos de los parámetros ambientales predictivos.
- Dividimos todos los datos en periodos de 8 días y rechazamos los días sobrantes, es decir, los últimos 4-5 días del año, siguiendo el estándar de los procesamientos que nos dan los datos de Chl-A.

Creamos un bucle (*loop*) para cada periodo de 8 días con trayecto realizado.

- Para cada censo (trayecto de ferri) dentro de cada periodo de 8 días añadimos los datos de avistamientos y los ambientales de dicho periodo.

Cargamos los datos de las variables predictivas ambientales estáticas y dinámicas:

Cargamos la capa de Chl-A y a partir de ella realizamos el *resampling* de las demás variables que se encuentran en formato *raster*.

Cortamos las islas de las capas *raster*, ya que el *buffer* de las rutas se encuentra en formato vectorial (*shapefiles*).

Abrimos el *grid* de *raster*.

- Los datos de la SST vienen dados diariamente, los agrupamos en periodos de 8 días y calculamos su media y desviación estándar para cada *grid* en ese periodo.
- Para cada periodo de 8 días (indicado con fecha de inicio y fin) cargamos la capa de Chl-A correspondiente a este periodo y la SST ya agrupada (media y desviación estándar para cada *grid*).
- Creamos un *loop* para llevar a cabo el *resampling* de las variables ambientales.
- Hacemos un *resampling* de SST a la misma resolución que la Chl-A (4,2 km) y eliminamos las islas de esta capa *raster*. En verdad, el territorio insular no se encuentra en el producto original de SST, pero realizamos una interpolación para obtener algunos datos costeros que no conocíamos y, en consecuencia, tenemos que volver a quitar las islas de los *raster* de SST modificados.
- Hay que tener en cuenta que las capas de la Chl-A en su formato original ya no presentan las islas, de manera que no hay que eliminarlas.
- Cargamos para los censos el viaje, el *buffer* de la ruta y el número de *grid*.

- Eliminamos potenciales duplicados, filtrando aquellos censos que tengan el mismo número ID de censo.
- Una vez obtenidos con este proceso los puntos de censos y todas las capas con las variables ambientales estáticas y dinámicas, extraemos todos los puntos muestreados. A continuación, los comparamos con nuestra tabla de avistamientos y vemos si ese *grid* muestreado para esa semana tiene avistamientos o no. Si hay avistamiento será un *grid* de avistamiento, si no será tomado como *background*. Cabe destacar que solamente se cogerán aquellos *grids* que caen en los *buffers* de las rutas muestreadas en cada semana.
- Eliminamos los puntos de la tabla que no tienen datos y si alguno de los puntos muestreados de cada *grid* coincide con un avistamiento indicamos con un “1” la presencia observada y con un “0” la ausencia aparente, es decir, la presencia no observada.

Estudio del modelado espacial de la distribución de los cetáceos

Cuando llevamos a cabo estudios de modelado del hábitat tenemos que escoger el algoritmo que haga que nuestro modelo sea más preciso. Para ello tenemos que tener en cuenta cómo son nuestros datos biológicos (sólo presencias, presencias y ausencias verdaderas, presencias y datos de fondo, o presencias y datos de pseudoausencia); en qué métodos se basa el algoritmo (métodos de la regresión, procedimientos de clasificación o procedimientos estadísticos bayesianos), la forma de salida (predicciones continuas contra predicciones binarias u ordinales, y la capacidad de generar una respuesta modelada muy compleja contra una relativamente simple; además, de la capacidad de incorporar variables ambientales categóricas.

Una forma de clasificar los modelos ecológicos es sobre la información que arrojan nuestros datos biológicos, de esta manera tenemos (Peterson *et al.*, 2011):

Sólo presencia: se basan únicamente en la presencia registros, sin necesidad de referencia a otras muestras o cualquier otra información extraídas del área de estudio. Son los más básicos.

Presencia/Ausencia: algunos algoritmos funcionan contrastando sitios en los que se detectó la especie con sitios donde la especie se ha documentado como ausente, y por lo tanto requieren datos sistemáticos de dónde se realizaron muestreos, que evidencien presencias y ausencias. Es importante señalar que, en principio, cualquier algoritmo presencia/ausencia se puede implementar usando datos ambientales de la región completa de estudio (*background* o datos de fondo) o datos pseudoausencia (es decir, se ha muestreado pero las especies tienen tal capacidad de movimiento que su ausencia en el instante de muestreo no puede considerarse como una ausencia permanente, como es el caso general de los cetáceos y mucha otra

megafauna pelágica, en contraposición por ejemplo al de especies demersales y sobre todo las fijas al fondo o territoriales en las que las ausencias son siempre reales, al menos dentro de la temporalidad general del estudio).

Presencia/Background (región completa de estudio, datos de fondo): se utilizan los parámetros ambientales existentes en las zonas y temporalidad de las presencias de las especies, y se contrastan con los datos ambientales en toda el área de estudio. De manera que se utilizan registros de presencia junto con los datos ambientales de toda el área de estudio o, al menos, un área muestreada muy grande obtenida a través de la desviación estándar de los mapas de idoneidad del hábitat

Presencia/ Pseudoausencia: la pseudoausencia de la zona de estudio surge con el objetivo de identificar áreas de ausencia en toda el área de estudio, en base al subconjunto de zonas muestreadas donde no se observaron las especies. De esta manera se modela la ausencia de la especie en zonas no muestreadas, sin embargo, a veces estas áreas sí que presentan presencias o podrían haberlas presentado. De manera que ninguna aproximación puede ser considerada como verdaderos datos de ausencia y los análisis deben de ser siempre interpretados de manera diferente a los datos de ausencia real (en caso de que existieran). La principal diferencia de estos modelos con respecto a los modelos de presencia/*background* es que los datos de pseudoausencia se muestrean de los sitios en los que se conoce que la especie no está presente (por ejemplo, si se estudia una planta tropical que prefiere climas cálidos y en el área de estudio existen ecosistemas selváticos y montañas elevadas donde hace frío, las pseudo-ausencias serán puntos en las zonas frías y elevadas de las montañas).

Según lo anterior y sabiendo que los rorcuales se relacionan constantemente con su entorno (Doniol-Valcroze, 2008) hemos seleccionado el modelo presencia/*background* para llevar a cabo el modelado de nuestro estudio, porque no existen puntos en los que podríamos con seguridad tomar pseudoausencias. Tenemos en cuenta variables dinámicas y estáticas que ofrecen información sobre la región completa del área de estudio.

A la hora de llevar a cabo este modelo, se pueden utilizar diferentes metodologías (Peterson *et al.*, 2011). Una de ellas, ampliamente utilizada, se basa en el principio de máxima entropía, Maxent (Phillips *et al.*, 2006). Este algoritmo calcula la probabilidad de distribución de la entropía máxima, teniendo en cuenta las limitaciones de la información disponible sobre las presencias observadas y las condiciones ambientales en el área de estudio (Phillips *et al.*, 2006). Maxent es capaz de dar curvas de respuesta extremadamente complejas, proporcionándonos información muy importante sobre la precisión del modelo (Phillips, 2008).

Otro método es el análisis de factor de nicho ecológico (ENFA), implementado en un paquete de software llamado Biomapper (Hirzel *et al.*, 2002), que compara la distribución de la especie en el espacio-E con condiciones del área de estudio a través de dos factores: "marginalidad" y "especialización". El espacio-E o *Environmental space*, hace referencia a la dimensión ambiental del nicho, es decir, al nicho en sí, entendiendo que la distribución geográfica de una especie viene a ser la proyección de su espacio ambiental en la dimensión geográfica. La marginalidad cuantifica cómo la media de los registros de presencias difiere de la de toda el área de estudio a lo largo de cada eje ambiental, mientras que la especialización cuantifica cómo se relaciona la varianza de los registros de ocurrencia con la varianza.

Otros estudios han usado técnicas de regresiones (GLM, GAM, GBM) para la caracterización del nicho ecológico de los cetáceos (Oviedo *et al.*, 2018; Scales *et al.*, 2018; Tardin *et al.*, 2017). El modelado del presente trabajo se realizó con R utilizando el algoritmo Maxent. Debido a la complejidad asociada de testear diferentes algoritmos de modelización hemos escogido Maxent porque es ampliamente usado y con buenos resultados en la literatura existente (Fernández *et al.*, 2018; Prieto *et al.*, 2017). Si bien, tal y como sugiere Qiao *et al.* (2015) una buena práctica sería testear diferentes algoritmos, de esta manera sugerimos que en futuros trabajos se usen diferentes técnicas de modelización y se comparen los resultados.

Para mejorar el rendimiento del modelo, se escogieron un conjunto de 10.000 datos de fondo elegidos al azar para comparar como están distribuidas todas las variables en la región completa de estudio y en donde ha habido presencia. Se han escogido esta cantidad de puntos porque se ha demostrado que son más que suficiente, dado que al usar más el modelo no mejora significativamente (Phillips & Dudík, 2008; Fernández *et al.*, 2018).

Validación del modelo

Para testar la validez del modelo, se toman 10.000 datos de fondo al azar y se corre el modelo con un subconjunto de los datos, así se predicen los resultados del resto de los datos y se calcula la fiabilidad del ajuste. Esto se realizó primero usando métodos estándares de validación cruzada implementados en Maxent y basados en criterios aleatorios (el programa elige al azar los subconjuntos de datos para implementación y testado del modelo). Seguidamente, basados en los métodos delineados por Radosavljevic & Anderson (2014), implementamos una validación en bloques, considerando cada año de estudio un bloque. Una vez seleccionados los 10.000 datos de fondo se dividen los 5 bloques, se corre el modelo con los datos de 4 bloques para proyectarlo posteriormente en el quinto bloque y así evaluar las capacidades predictivas del modelo. Con la finalidad de evitar problemas de sesgo en la selección de los puntos de fondo

para cada una de las combinaciones de 4+1 bloques se hizo correr el modelo 10 veces (cada vez tomando 10.000 datos al azar de fondo), en definitiva, corriendo 50 modelos para la familia Balaenopteridae. De cada una de las 10 veces se tomó la mediana y los cuartiles del ajuste del modelo y se realizó un *boxplot* para ver si el modelo es fiable para todos los años.

Se construyeron 50 modelos para la familia Balaenopteridae para validar el modelo y, una vez validado, se construyó un modelo general que se aplicó a los cinco años de estudio. Éste se corrió 10 veces, tomando 10.000 datos aleatorios de *background* en cada caso, y se calcularon las medianas y los cuartiles de los resultados.

Para seleccionar los parámetros que influyen más en la distribución de los rorcuales se utilizaron permutaciones, evaluando cómo cambia el modelo cuando quitamos variables predictivas, eliminando progresivamente las de menor capacidad predictiva. La validación de cada modelo se evaluó mediante el cálculo del área bajo la curva (AUC) de la curva ROC (acrónimo de Receiver Operating Characteristic, o Característica Operativa del Receptor) para los bloques y para el conjunto de datos en general a través de mapas de idoneidad. El área bajo la curva (AUC) representa globalmente el rendimiento del modelo. El rango del AUC va de 0 a 1, mostrando la capacidad del modelo para explicar si hay mayores presencias relacionadas con parámetros ambientales en un área que en el resto de los datos de fondo (Peterson *et al.*, 2011). Los mapas de idoneidad del modelo nos muestran información sobre cuál es la distribución espacial más posible de individuos, teniendo en cuenta las variables ambientales que más contribuyen a predecir las áreas dónde ha habido presencia en el contexto de los datos de fondo, mostrando cómo de idónea es un área en la temporalidad en la que se dan estos parámetros ambientales.

Resultados

Avistamientos de 2012-2016

Del volumen total de datos de avistamientos que obtuvimos desde el comienzo de CetAvist en diciembre de 2012 hasta finales de 2016 se registraron durante todos los años observaciones de grandes cetáceos, siendo más abundantes las de rorcuales que las de cachalotes (Figura 5 (A)).

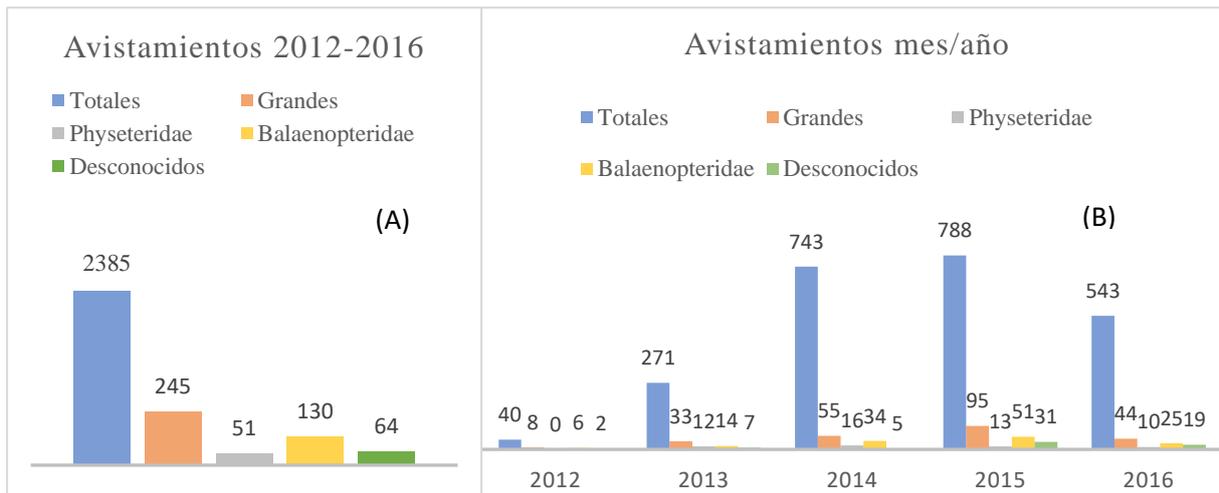


Figura 5. (A) Avistamientos de cetáceos desde CetAVist desde el 2012 hasta el 2016, indicándose en color verde los avistamientos totales, en naranja los avistamientos de cetáceos de gran tamaño y, dentro de esta categoría, en gris los avistamientos correspondientes a la Fam. Physeteridae, en amarillo los de la Fam. Balaenopteridae y en verde, los avistamientos de cetáceos grandes no identificados (desconocidos). (B) Los mismos datos divididos en cada año de estudio, considerando que CetAVist se inició en noviembre de 2012

Hasta la fecha, el mayor número de avistamientos de rorcuales (51) y de cachalotes (95) que se han realizado en CetAVist fue durante el año 2015, seguido del 2014 (Figura 5 (B)).

Los avistamientos dentro de cada año han sido diferentes. En el caso de los animales pertenecientes a la familia Balaenopteridae su presencia se ve aumentada en los meses de marzo, abril, mayo y septiembre, pero también hay registros durante los demás meses, esto sugiere que las ballenas se encuentran durante todo el año en aguas del archipiélago (Figura 6), como ya observó Morales (2015). Debemos tener en cuenta que el esfuerzo de muestreo no ha sido el mismo para todos los años ni para todos los meses, ya que son datos obtenidos desde plataformas de oportunidad; de manera que el hecho de que no tengamos datos de presencia en ciertos meses o años no significa necesariamente que no hayan estado, y podría explicarse por falta de muestreo.



Figura 6. Avistamientos de cetáceos de gran tamaño en cada mes de cada año de estudio. En color gris se muestran los avistamientos correspondientes a la Fam. Physeteridae, en amarillo los de la Fam. Balaenopteridae y en verde, los avistamientos de cetáceos desconocidos de gran tamaño.

Modelado espacial del hábitat

Obtuvimos dos resultados diferentes: si teníamos en cuenta todas las variables ambientales obteníamos 113 avistamientos de rorcuales, pero considerando la presencia de datos de la clorofila A (Chl-a), obteníamos 103 avistamientos, seguramente debido a la existencia de nubes cuando fue tomada esta variable. Por esto decidimos llevar a cabo la validación del modelo teniendo en cuenta todas las variables ambientales, ya que la pérdida de datos debida a

condiciones de nubosidad puede disminuir sustancialmente la precisión del modelo (Scales *et al.*, 2016).

El área bajo la curva del modelo inicial, que consideraba todas las variables (AUC_total) nos dio alto pero no fiable (Figura 7 (a)). Se puede observar un valor especialmente bajo en el bloque 5. Al observar la contribución para todas las variables se puede detectar que los datos de la Chl-A, la profundidad y la desviación estándar de la SST no contribuyen demasiado en el modelo (Figura 8 (a)). Realizamos una permutación para saber cómo actúa el modelo manteniendo estas variables y vemos que el modelo cambia poco, de manera que las variables que no contribuyen demasiado son poco relevantes para el modelo (Figura 8 (b)). Una vez eliminadas estas las variables el AUC sólo con las variables de interés (AUC_final), nos muestra una mayor capacidad predictiva del modelo, teniendo en cuenta solamente aquellas variables que más contribuyen (Figura 7 (b)).

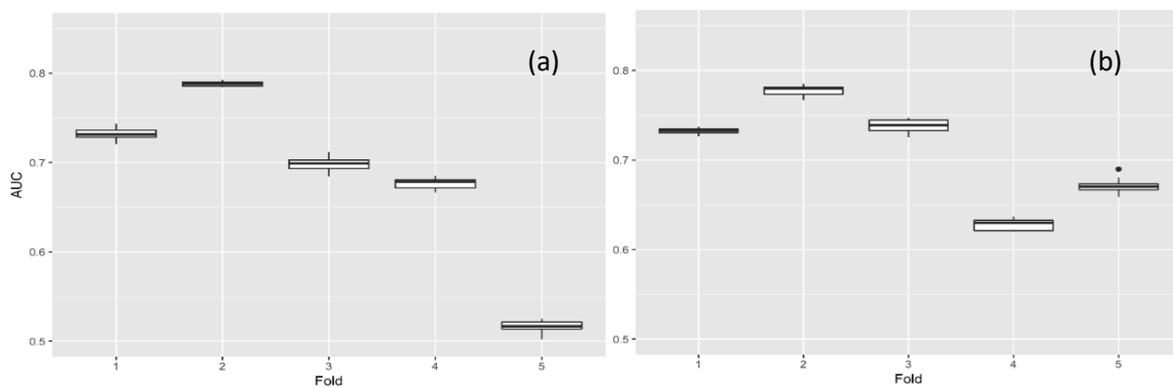


Figura 7. Comparación de la AUC_total y AUC_final. (a) AUC_total: teniendo en cuenta todas las variables ambientales. (b) AUC_final: eliminando aquellas variables que no contribuyen lo suficiente en el modelo, observándose como aumenta la validación del modelo.

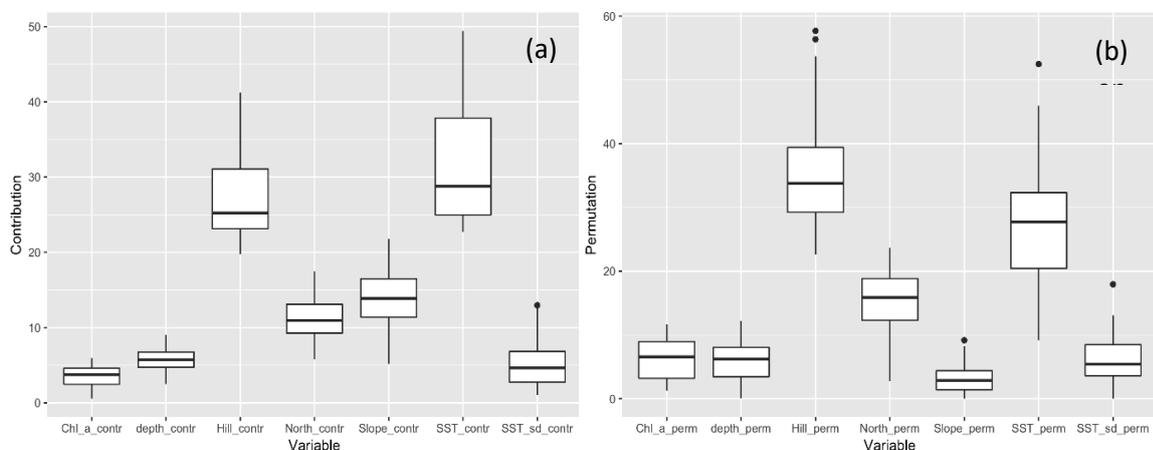


Figura 8. (a) Contribución de todas las variables ambientales en el modelo. (b) Permutación de todas las variables en el modelo.

Debido a esto, decidimos eliminar las tres variables que no contribuyen en el modelo. Hacemos volver a correr los modelos, nos fijamos cómo contribuyen las variables seleccionadas y realizamos una permutación. El resultado que obtenemos es que *hill* (orientación de la topografía marina), SST y la cara norte de las islas son las variables que más contribuyen (Figura 9 (a)), la permutación nos mostró que el modelo sí que cambia al quitar las variables más contributivas (Figura 9 (b)), demostrando que estas son importantes y deben conservarse.

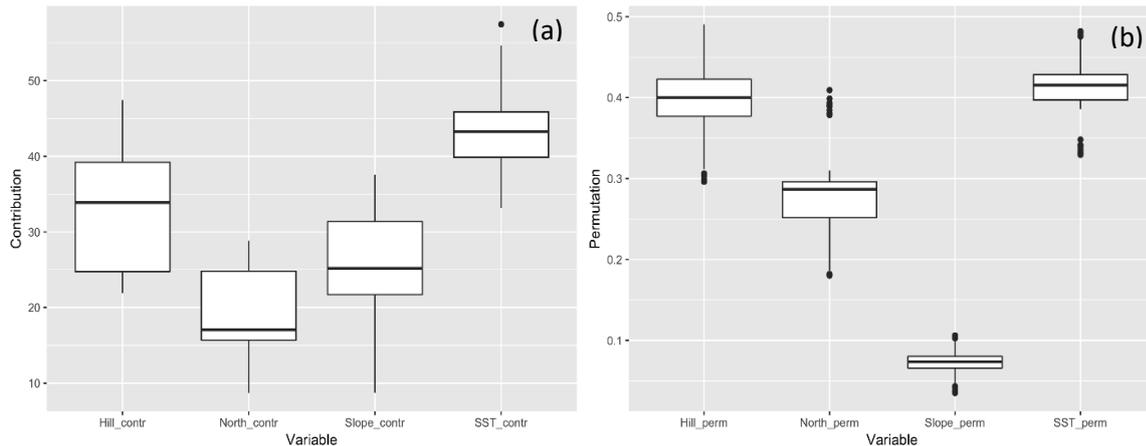


Figura 9. (a) Contribución de las variables ambientales más contributivas en el modelo. (b) Permutación de las variables más contributivas en el modelo.

Para asegurarnos de que son esas variables ambientales las que más contribuyen, corremos con la prueba de *jackknife*. Observamos que las barras azules y verdes no son más largas que las rojas, con lo que estas variables ambientales mejoran la predicción del modelo (Figura 10). Además, en los gráficos de respuesta vemos cómo cambia la predicción de la idoneidad del hábitat (de 0 a 1) según la variable. A través de estos gráficos de respuesta podemos ver que a mayor temperatura la idoneidad del hábitat es mayor (Figura 11 (g)). Con lo que parece que los rorcuales modelados tienen preferencia por aguas más cálidas. Además, si tenemos en cuenta que la variable ambiental dinámica SST es la que más contribuye de todas (Figura 9 (a)), podemos decir que básicamente estos animales se mueven siguiendo aguas cálidas, aunque hay otros factores que también influyen en su distribución.

Los gráficos de respuesta para *Hill*, *North* y *Slope* nos siguen dando información de cómo influyen de manera positiva en la idoneidad del hábitat para los rorcuales modelados (Figura 11 (a), (c), (e)).

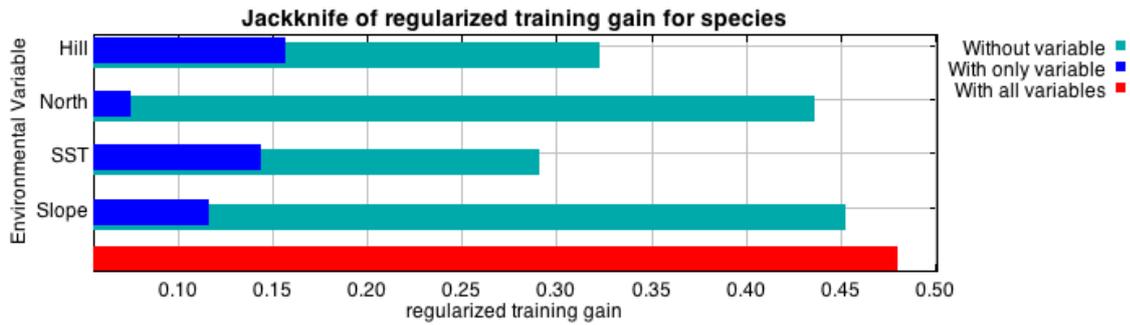


Figura 10. Resultado de la prueba de Jackknife: las variables ambientales seleccionadas mejoran la predicción de nuestro modelo.

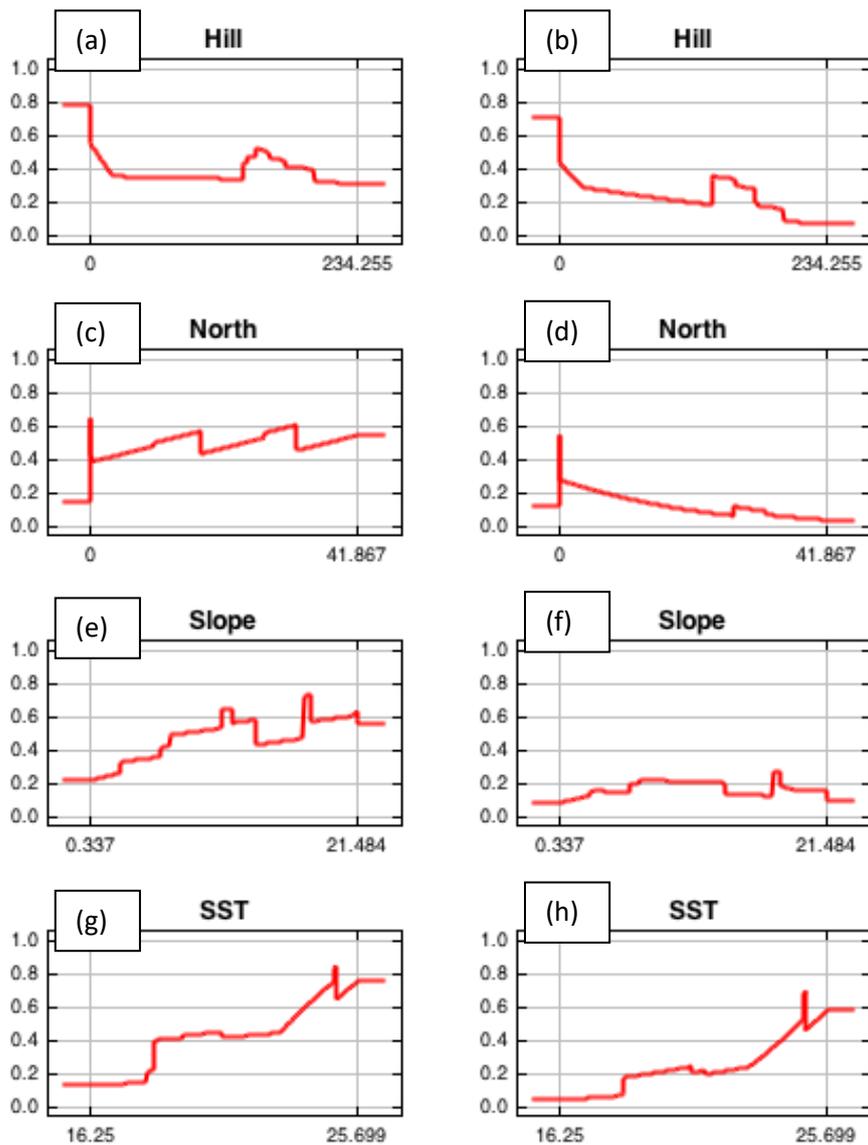


Figura 11. (a), (c), (e), (g): Las variables ambientales actuando solas en la validación del modelo. (b), (d), (f), (h): las variables ambientales no actuando en la validación del modelo. Aquí se expone su importancia en el modelo, ya que contribuyen en él.

Los mapas de idoneidad nos muestran cual es la distribución espacial más certera de individuos de la familia Balaenopteridae en un área seleccionada en las aguas del archipiélago canario (Figura 12). En general, los hábitats más idóneos para los rorcuales se encuentran entre Tenerife y La Gomera, especialmente en la costa sur de Tenerife, y, en menor medida, en el sur de Gran Canaria. En los meses que van de agosto a noviembre, vemos una mayor idoneidad de hábitat en las caras norte de todas las islas del archipiélago, pudiéndose deber a fenómenos marinos estacionales.

Los mapas de la desviación estándar nos muestran si los resultados medios son o no muy estables, para cada mes en los diferentes años (Figura 13). Según esto, observamos que los meses de febrero a abril, los resultados medios son muy poco estables, con lo que hay gran variabilidad sobre lo que nos podemos encontrar esos meses en los diferentes años. Por el contrario, vemos como enero es un mes con una desviación estándar muy baja, con los resultados medios son muy estables, habiendo poca variación, con lo que se podría predecir cómo será la presencia de los rorcuales durante este mes para los posteriores años.

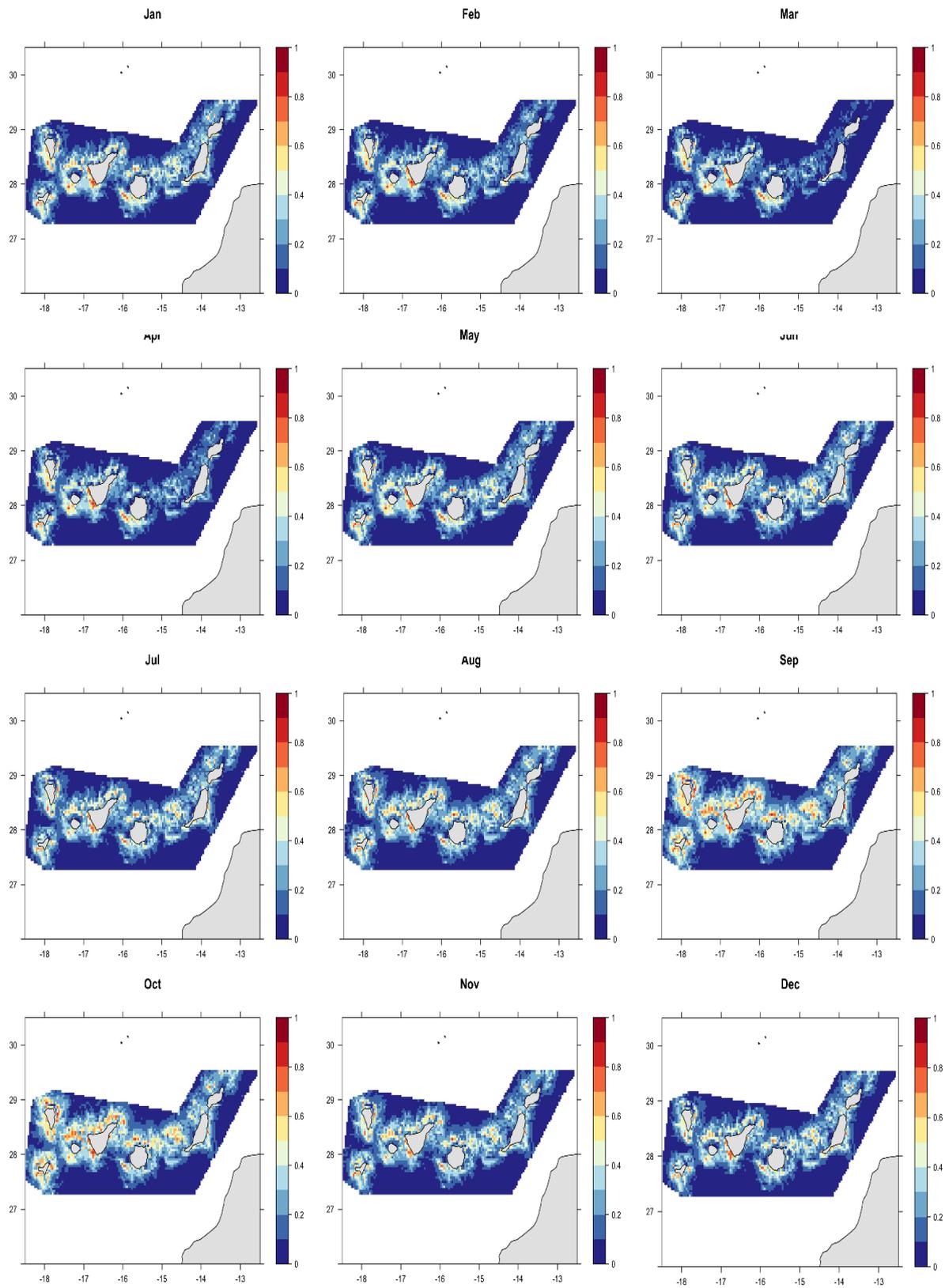


Figura 12. Mapas de idoneidad para la familia Ballaenopteridae en las rutas realizadas por observadores de CetAvist desde ferris por el archipiélago canario, con las variables ambientales estáticas y dinámicas contributivas para el modelo y siendo proyectadas en periodos de 8 días.

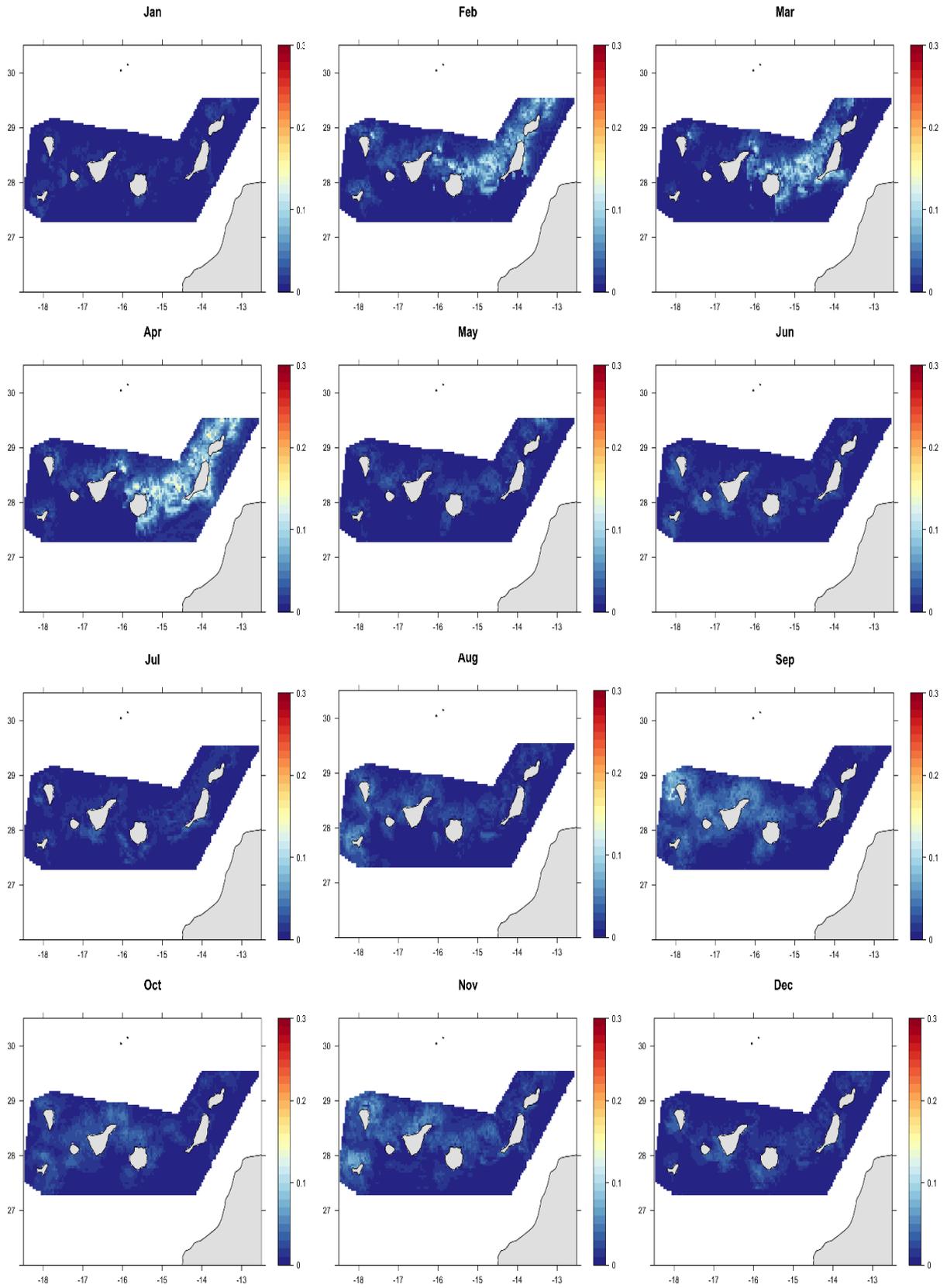


Figura 13. Mapas de desviación estándar para cada mes, donde observamos cómo de estables son los resultados medios para cada mes en los diferentes años. Mostrando claramente, como el mes de enero presenta poca variabilidad y los meses de febrero a abril presentan gran variabilidad.

Discusión

Los estudios de modelado espacial de hábitat han mejorado mucho nuestra comprensión sobre cómo influye el ambiente físico en la distribución de los rorcuales (Hays *et al.*, 2016), desafiando al modelo de la migración de las ballenas que define movimientos estacionales entre las áreas de cría en invierno a latitudes bajas y las áreas de alimentación en verano a latitudes altas (Geijer *et al.*, 2016). Gracias al modelado espacial de hábitat conocemos que algunas especies de rorcuales se comportan como residentes en algunas partes del mundo, como el caso del rorcual común en el Mediterráneo (di Sciara *et al.*, 2016; Geijer *et al.*, 2016), o del rorcual tropical en Nueva Zelanda (Constantine *et al.*, 2015); que en algunos casos la distribución de los rorcuales está asociada a episodios de *upwelling*, por ejemplo la ballena azul en el océano Índico (de Vos *et al.*, 2014), o que en un mismo área las diferentes especies pueden tener una distribución diferente, apareciendo especies residentes y estacionales a la vez (Scales *et al.*, 2018). En la región de Macaronesia todavía no tenemos datos esclarecedores sobre la distribución de la familia Balaenopteridae.

De manera que el modelado espacial de hábitat es muy útil en conservación (Scales *et al.*, 2018): nos permite entender cómo son las interacciones del animal con el medio ambiente, localizar hábitats frecuentes y áreas de residencia (Forney *et al.*, 2015), predecir cómo el hábitat cambia por las características oceanográficas variables (Hazen *et al.*, 2016) e identificar áreas alteradas por factores antropogénicos (Maxwell *et al.*, 2013; Howell *et al.*, 2015; Hazen *et al.*, 2016).

La precisión que hemos obtenido de nuestro modelo ha sido gracias a haber escogido un modelo de presencia/*background* y una resolución temporal de 8 días, ya que hemos tenido en cuenta que los rorcuales son altamente influenciados por las variables ambientales dinámicas (Fernández *et al.*, 2018), siendo la temperatura superficial del agua del mar (*SST*) la más influyente y, en cuanto a las variables estáticas, la orientación de la topografía marina (*hill*) y la distancia a la cara norte de las islas (*north*).

Estudios anteriores ya han mencionado la fuerte relación que existe entre la temperatura superficial del agua y la presencia de rorcuales (Fernández *et al.*, 2018). Algunos han señalado a la concentración de clorofila-A (*Chl-A*) como un factor muy importante en la distribución de ciertas especies de la familia Balaenopteridae, ballenas azules y rorcuales comunes (Baines & Reichelt, 2014; Prieto & Silva, 2017), indicando que los cañones submarinos tienen gran importancia enriqueciendo y concentrando el zooplancton (Moors-Murphy, 2014; Baines & Reichelt, 2014). En este trabajo no hemos tenido en cuenta la presencia de cañones submarinos y sería bueno hacerlo para ver su contribución en el modelo, sin embargo, hemos mejorado

otros modelos anteriores ya que hemos modelado los datos con la resolución temporal de la concentración de clorofila-A, de 8 días, que nos proporciona un modelo más preciso que los de otros estudios donde esta variable fue la más contributiva (Fernández *et al.*, 2018).

A la hora de entender los resultados de nuestro modelo debemos tener en cuenta la ecología del grupo de animales estudiado. Las diferentes especies de la familia Balaenopteridae presentan diferencias en cuanto a su alimentación, unos son más estenófagos alimentándose exclusivamente de zooplancton (copépodos y krill) y otros, como el rorcual tropical, tienen una alimentación más variada que incluye bancos de peces pequeños, calamares y plancton (Baines & Reichelt, 2014; Tershy *et al.*, 1993). Bibliografía sobre el modelo del hábitat del rorcual tropical confirma que para esta especie la variable de concentración de clorofila-A no resulta determinante, en cambio, variables como la distancia a la costa y la pendiente del fondo oceánico sí que contribuyen (Corkeron *et al.*, 2011; Tardin *et al.*, 2017) ya que la proximidad a las costas rocosas les permite capturar fácilmente los bancos de peces (Tardin *et al.*, 2017; Heithaus & Dill, 2006). En la Macaronesia una de las especies de su dieta son los trompeteros (*Macroramphosus scolopax*) (comunicación personal, Natacha Aguilar y Marc Fernández). Así mismo, en las zonas costeras, debido a la topografía, muchas veces surgen micro afloramientos de agua fría hacia la superficie, aumentando localmente la productividad de las aguas (Barber & Smith, 1981; Doniol-Valcroze, 2008) y pudiendo producir importantes cambios locales como la aparición de fuentes hidrotermales, determinantes en los patrones de distribución de las ballenas (Doniol-Valcroze, 2008). Este tipo de fenómenos es el que puede explicar la importancia de las variables relacionadas con la pendiente y orientación de las islas, tales como *Hill* o *North*, dado que el choque de las aguas provenientes del NE (corriente de Canarias) contra la vertiente norte de los edificios insulares puede provocar fenómenos de enriquecimiento, sobre todo en las zonas de fuerte pendiente. En las caras norte de las islas se observa una mayor idoneidad en los meses finales de verano y principio del otoño. Esto puede deberse al fenómeno de masa-isla, apareciendo masas de aguas más frías y más ricas en nutrientes, ofreciendo un hábitat ideal a especies como el rorcual común, el norteño o la yubarta. Tal como muestran los mapas de desviación estándar para estos meses la variación es poca, siendo muy estable esta área como hábitat.

Los resultados de este trabajo demuestran que los datos oportunistas son de gran valor a la hora de realizar estudios de modelado del hábitat. Pero en nuestra conclusión debemos tener cuidado, ya que los datos no fueron tomados igualmente para todos los meses ni para todos los años. Por todo ello sería importante realizar muestreos sistemáticos para corroborar estos datos y mejorar el análisis espacial.

En base a los resultados, podemos decir que el archipiélago canario es un hábitat importante para los rorcuales, y en él se encuentran ciertos lugares especiales en los que deberíamos poner una mayor atención en su conservación, como el canal que se sitúa entre La Gomera y el Sur de Tenerife y las caras norte de las islas. Podríamos ir un poco más allá y proponer que el patrón de distribución del rorcual tropical sea más regular de lo que pensábamos (Aguilar, 2006; Carrillo *et al.*, 2010). Los avistamientos entre el Sur de Tenerife y La Gomera ocurren durante todo el año (comunicación personal de Antonio Sampedro y equipo de Atlantic Eco Experience Whale Watching) y los mapas de desviación estándar muestran que hay muy poca variación, con lo que es un área muy estable. Esto podría relacionarse con que en este canal se une que las aguas están más calientes por efecto masa de la isla, principalmente cuando se refuerza el alisio, y que tiene una topografía submarina escarpada que podría incrementar la productividad.

En cuanto a la importancia de los resultados en el contexto del efecto de las colisiones, es importante recordar que, como expusimos en la introducción, debido a su posición geográfica las Islas Canarias son una ruta frecuentada de paso para los buques que navegan entre Europa, África y Asia, así como de todos los barcos que zarpan desde el Mediterráneo y su destino son puertos de América Central y Sudamérica. Aunque la OMI haya declarado el archipiélago como ZMES, alrededor de 7.000 barcos cruzan estas aguas y cerca de 30.000 por año navegan entre los puertos de las islas (SASEMAR, 2015), afectando directa e indirectamente a los cetáceos por el riesgo de colisión y la contaminación acústica.

Es por esto, que nuestro modelo muestra la necesidad de poner un mayor interés en ciertas áreas para contribuir a garantizar la conservación de los rorcuales y otros grupos de cetáceos. Ciertos estudios han diseñado otras líneas de separación del tráfico marítimo como crear una línea en la costa oeste de La Palma y El Hierro para aquellos buques que no tuvieran como origen o destino algún puerto de las islas, de esta manera se mitigaría el impacto medioambiental en caso de derrame de crudo o de colisión (Ortega & Díaz, 2015). Sin embargo, es importante realizar estudios exhaustivos en esas áreas antes de formalizar cambios de ruta, dado que, si existen concentraciones de cetáceos, la dirección de las corrientes haría que si se dieran colisiones las carcassas de los cetáceos no llegaran a tierra y por tanto el impacto podría infravalorarse.

Además, en los últimos años se ha visto un aumento exponencial del turismo en las Islas, sobre todo en el caso del Sur de Tenerife, incrementándose el número de barcos de excursiones turísticas. Sería interesante que posteriormente se estudie como afectan a los cetáceos en general este tráfico marítimo concentrado en un área tan pequeño.

Debemos tener en cuenta que los datos obtenidos para este trabajo han sido tomados desde los ferris de pasajero, obteniendo un total de 130 avistamientos de rorcuales, demostrándose que

los ferris navegan por las mismas áreas de distribución de este grupo de animales. Sería de gran importancia estudiar a fondo cual es la magnitud del impacto de estos buques con los cetáceos de gran tamaño, ya que alcanzan grandes velocidades y realizan las mismas rutas varias veces al día. Los resultados resaltan el valor de la información que proporciona la ciencia cívica y subrayan la necesidad de aplicar medidas efectivas en la prevención de las colisiones de buques con cetáceos en las Islas Canarias.

Anexos

Anexo I

En este Anexo se presenta la metodología de obtención de datos de las variables ambientales dinámicas.

Temperatura de la superficie del mar

The screenshot shows the GHRSSST website interface. The main navigation bar includes: HOME, QUICK START GUIDE, LATEST SST MAP, ABOUT GHRSSST, GHRSSST DATA & SERVICES, and RESOURCES. The left sidebar contains: PRODUCTS, SERVICES, TOOLS, and a TWITTER section with a tweet about abstracts for #GHRSSST19. The main content area is titled 'SERVICES' and contains information about downloading data from RDACs and GDAC, with links for HTTP, FTP, OPeNDAP, and THREDDS. Below this is the 'Contents of /' section, which is a table listing datasets. The 'allData/' row is highlighted with a red box. Below the table is the 'Contents of /allData/ersst/' section, with the 'L4/' row highlighted by a red box.

Name	Last Modified	Size	DAP Response Links	Dataset Viewers
GeodeticGravity/	2011-09-15T20:52:30	-	- - - - -	-
OceanCirculation/	2015-05-13T14:50:40	-	- - - - -	-
OceanTemperature/	2016-02-09T20:20:44	-	- - - - -	-
OceanWinds/	2017-06-20T00:31:23	-	- - - - -	-
README.html	2011-10-25T23:22:55	1100	- - - - -	-
SalinityDensity/	2016-11-15T21:24:19	-	- - - - -	-
SeaIce/	2013-01-10T00:37:59	-	- - - - -	-
SeaSurfaceTopography/	2016-10-04T00:24:55	-	- - - - -	-
allData/	2018-03-01T20:30:00	-	- - - - -	-
allData_nc4/	2015-10-02T18:38:25	-	- - - - -	-

Name	Last Modified	Size	DAP Response Links	Dataset Viewers
amsre/	2012-04-25T06:05:04	-	- - - - -	-
aquarius/	2017-12-07T22:48:46	-	- - - - -	-
ascat/	2018-04-12T00:42:24	-	- - - - -	-
avhrr/	2011-04-27T10:28:39	-	- - - - -	-
aviso/	2012-04-25T05:41:08	-	- - - - -	-
ccmp/	2011-04-27T10:28:39	-	- - - - -	-
climate_intercomparison/	2012-08-29T23:10:14	-	- - - - -	-
coastal_alt/	2015-07-24T21:56:52	-	- - - - -	-
cygnss/	2017-12-12T22:42:32	-	- - - - -	-
ersst/	2018-03-01T20:30:31	-	- - - - -	-
ghrsst/	2011-04-27T10:28:39	-	- - - - -	-
gosta_plus/	2011-04-27T10:28:39	-	- - - - -	-
insitu/	2015-05-05T14:53:10	-	- - - - -	-
jason1/	2016-02-26T00:33:25	-	- - - - -	-
jason3/	2016-10-04T00:19:11	-	- - - - -	-
merged_alt/	2017-01-25T14:47:02	-	- - - - -	-
modis/	2011-04-27T10:28:39	-	- - - - -	-
mosaic/	2011-04-27T10:28:39	-	- - - - -	-

Name	Last Modified	Size	DAP Response Links	Dataset Viewers
L4/	2018-02-22T04:01:51	-	- - - - -	-

Productividad primaria: concentración de Clorofila A

climate change initiative European Space Agency

Ocean Colour

Navigation

- ▶ About OC CCI
- ▶ Data Production
- ▶ Resources
- ▶ Support

Consortium

OC-CCI v3.1 released
 Submitted by OCCCI Team on Mon, 2017-05-08 08:00

The ESA Ocean Colour CCI (OC-CCI) project is pleased to announce the release of version 3.1 of the OC-CCI product comprising of globally merged MERIS, Aqua-MODIS, SeaWiFS and VIIRS data with associated per-pixel uncertainty information. This is an update of the version 3.0 product that:

- Extends the dataset to the end of 2016
- Includes the NASA released MODIS-Aqua data (R2014.0.1), which is applicable from the 9th June 2014 onwards

For details on how to access the data, see <http://www.esa-oceancolour-cci.org/?q=products%20description>

To ask any questions, contact help@esa-oceancolour-cci.org

OC CCI - Phase 2 Final Review - Harwell

Start: 2017-05-04
 Timezone: Etc/GMT
 ▶ Calendar

User Showcase Page
 Submitted by OCCCI Team on Mon, 2016-06-06 09:12

A User Showcase page has been create to demonstrate some of the applications of the OC-CCI data

Downloading and using the Ocean Colour CCI dataset
 Submitted by OCCCI Team on Mon, 2016-03-21 09:53

There are several options, including FTP and a Composite Browser, which are available via <http://www.oceancolour.org> and explained further within the Frequently Asked Questions (FAQ) section of this website at <http://esa-oceancolour-cci.org/?q=faq> If you need information about the products, then the best document to start with is the Product User Guide

User login

Username:

Password:

[Request new password](#)

Search

Search this site:

Upcoming events

- No upcoming events available

Composite Browser

Access a range of products composited in different periods. Data can be searched by time ranges, periods, products & wavelengths.

OPeNDAP

A freely available framework that simplifies all aspects of scientific data networking, making local data available to remote locations regardless of storage format.

Web GIS Portal

View, manipulate & analyse data.

FTP

Download large sets of data easily. Version 3.1 datasets available now.

About

This site provides satellite observations of ocean colour, focusing on the Ocean Colour Climate Change Initiative project (see more about this project).

Useful Links

- International Ocean Colour Coordinating Group
- ESA Ocean Colour
- NASA Ocean Color

Contact Us

Contact us via: OC-CCI Processing Email

PML | Laboratory

Dataset	Size	Last Modified
<ul style="list-style-type: none"> ☐ Ocean Colour CCI (aggregated, geographic) CCI_ALL-v3.1-MONTHLY CCI_ALL-v3.1-DAILY CCI_ALL-v3.1-8DAY CCI_ALL-v2.0-DAILY CCI_ALL-v2.0-8DAY CCI_ALL-v2.0-MONTHLY CCI_ALL-v3.0-DAILY CCI_ALL-v3.0-8DAY CCI_ALL-v3.0-MONTHLY CCI_ALL-v3.1-DAILY CCI_ALL-v3.1-8DAY CCI_ALL-v3.1-MONTHLY ☐ Ocean Colour (individual files) CCI_ALL-v3.1-GeoRashtic/ 	<ul style="list-style-type: none"> -- 	<ul style="list-style-type: none"> --

PML | Plymouth Marine Laboratory

[PML RSG THREDDS Data Server](#)
[THREDDS Data Server](#)

Catalog <https://www.oceancolour.org/thredds/catalog-cci.html>

Dataset: PML RSG Web Services CCI Development Catalog/Ocean Colour CCI (aggregated, geographic)/CCI_ALL-v3.1-8DAY

- Data type: GRID
- Naming Authority: pml.ac.uk
- ID: CCI_ALL-v3.1-8DAY

Access:

1. OPeNDAP: thredds/dods/CCI_ALL-v3.1-8DAY
2. HTTP Server: thredds/ftpServer/CCI_ALL-v3.1-8DAY
3. WCS: thredds/wcs/CCI_ALL-v3.1-8DAY
4. WMS: thredds/wms/CCI_ALL-v3.1-8DAY
5. NetCDF Subset: thredds/netcdf/CCI_ALL-v3.1-8DAY
6. NCML: thredds/ncml/CCI_ALL-v3.1-8DAY
7. Data discovery report: thredds/udto/CCI_ALL-v3.1-8DAY
8. ISO19115/inspire: thredds/iso/CCI_ALL-v3.1-8DAY

Viewers:

- Godiva2 (browser-based)
- NetCDF-Java ToolUI (webstart)
- Integrated Data Viewer (IDV) (webstart)

Anexo II

En este Anexo se presentan los detalles del procesamiento de los datos con QGIS realizados para este trabajo de investigación.

Crear grid a partir de capa raster

- Cargamos la capa ráster de la Chla_1_1_2014.
- Procesos → Caja de herramientas → Herramientas de creación vectorial → crear una cuadrícula: X: 0,042; Y: 0,042.
- Guardar capa del grid_4,2km como .shp

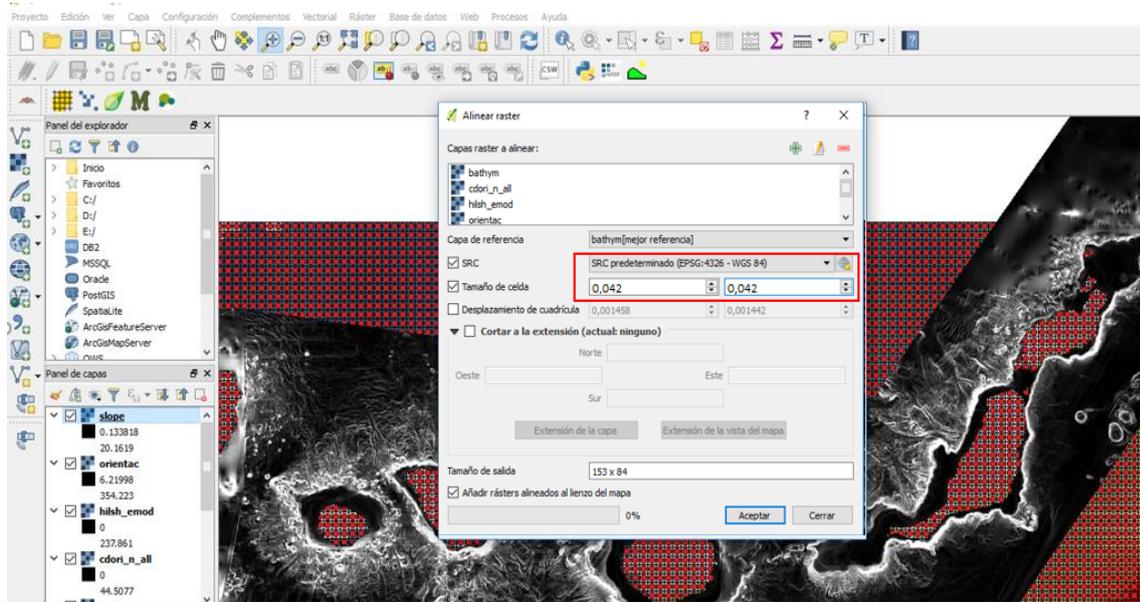
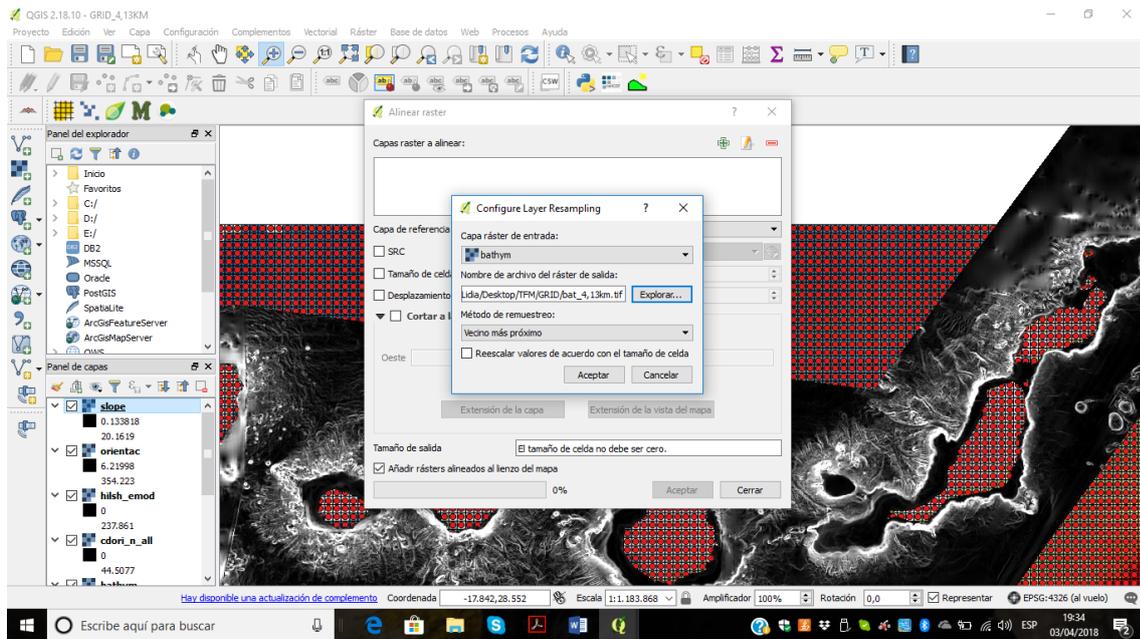
Crear centroides en capa grid

- Procesos → Caja de herramientas → Geoalgoritmos de Qgis → Herramientas de geometría vectorial → Centroides de polígonos: seleccionar capa grid_4, 2km. shp
- Guardar capa con los centroides como .shp

Reescalar las demás variables en el tamaño de grid deseado

- Cargar todas las capas ráster que corresponden a variables ambientales estáticas (las de Juan)
- Ráster → Alinear ráster → Cargamos todas las capas ráster de variables ambientales estáticas y le ponemos un nombre de salida →
 1. En el tamaño de celda ponemos el tamaño de *grid* que queremos: 0,042.
 2. En el desplazamiento de cuadrícula ponemos el que tiene la ChlA: 0,017383; 0,000149.
 3. En el cortar a la extensión actual: para que encajen bien las celdillas, ponemos las coordenadas de ChlA

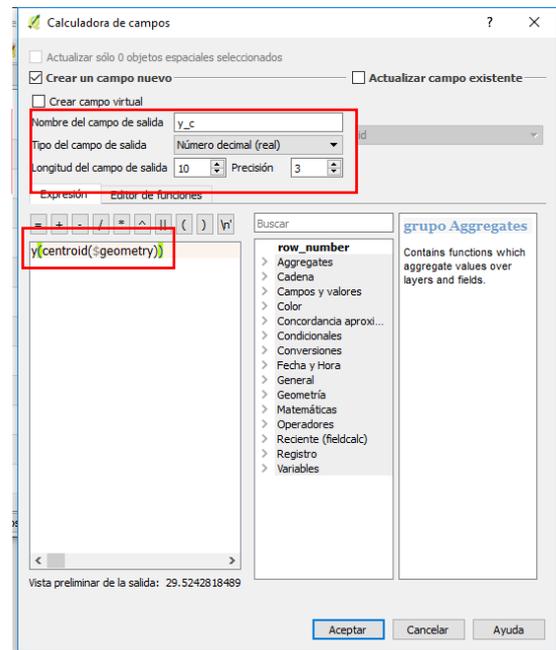
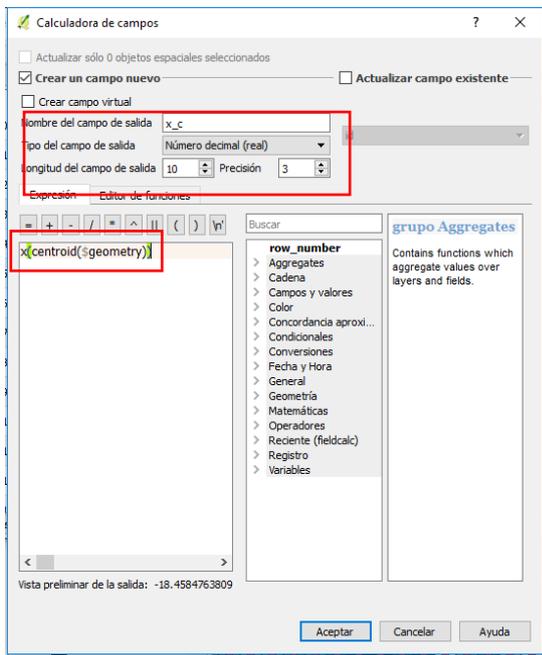
Otra opción es poner también a realinear la capa ChlA y en “usar como capa de referencia” escoger ésta y seleccionar el corte a la extensión actual poniendo las coordenadas de ChlA.



- Si en las nuevas capas ráster creadas una vez hecho el resampling queremos conservar el estilo de la capa original, solamente debemos clicar en la capa ráster original: botón derecho → Estilo → Copiar estilo. Ir a la capa ráster nueva (reescalada): botón derecho → Estilo → Pegar estilo

Anexo 4: Crear ID de cada centroide (latitud y longitud de cada centroide)

- Seleccionar capa de los centroides → Abrir tabla de atributos → Calculadora de campos:



A continuación, en la tabla de atributos nos aparecen dos columnas nuevas que corresponden a las coordenadas de los centroides, borramos todas las columnas que no tengan que ver con las coordenadas de los centroides presionando en “editar” → “borrar campo”. Quedándonos con:

centroides_413km :: Objetos totales: 9052, filtrados: 9052, seleccionados: 0

id	X_c	y_c
0	-18.458	29.524
1	-18.417	29.524
2	-18.376	29.524
3	-18.334	29.524
4	-18.293	29.524
5	-18.252	29.524
6	-18.210	29.524
7	-18.169	29.524
8	-18.127	29.524
9	-18.086	29.524
10	-18.045	29.524
11	-18.003	29.524
12	-17.962	29.524
13	-17.921	29.524
14	-17.879	29.524
15	-17.838	29.524
16	-17.796	29.524
17	-17.755	29.524
18	-17.714	29.524
19	-17.672	29.524

Mostrar: todos los objetos espaciales

Agradecimientos

Sin ninguna duda este trabajo no hubiera salido adelante sin mi tutora y mi cotutor, por ello quiero expresar mi agradecimiento a ambos por su manera de transmitirme su pasión por los cetáceos, por todo su tiempo y su esfuerzo, por todo el apoyo que me han dado a lo largo de los últimos meses.

A Natacha Aguilar de Soto, por su afán de enseñar, por querer ir siempre más allá y ayudarme a crecer académicamente. A Marc Fernández por su empeño y paciencia al resolver las veces que hicieran falta las dudas que me surgían. Gracias por haberme enseñado un mundo nuevo para mí y por llevar a cabo todo el análisis dinámico del trabajo.

A Juan Bécares por facilitarme generosamente los datos ambientales estáticos y a CetAvist, así como todos los voluntarios que han participado en el programa, por cederme los datos y las fotografías.

Llegar hasta aquí no hubiera sido posible sin aquellas personas que me dieron mis primeras oportunidades, gracias a Vituco Urgorri y a Guillermo Díaz-Agras de la Estación de Biología Mariña de A Graña (Ferrol). A Ana Dinis y Filipe Alves del CIIMAR de Madeira por la oportunidad y por haberme enseñado tanto.

Gracias, mil y una veces, a Mafalda Correia y a Ágatha Gil por permitirme ser parte del CETUS Project durante dos años consecutivos, por enseñarme todo sobre los cetáceos y por confiar en mí (*muita obrigada meninas*).

A mis compañeros de carrera y del máster por todas las experiencias, por compartir una misma pasión y por todos los buenos momentos. Gracias a las habitantes de la *Isla Bonita*, los logros de una son de todas. A Ana, Romina, Lucía y Carolina.

En especial, me gustaría dar las gracias a mi padre porque cuando era niña me despertaba a las siete de la mañana para ir a ver los arroaces en la chalana. A mi abuelo Manolo por enseñarme todo sobre el mar y los veranos en Sardiñeiro. A mi madre y a mi hermana, son indispensables. A toda mi familia por haber creído siempre en mí y por su apoyo incondicional, aunque me tuviera que ir lejos. Sin ellos hubiera sido imposible haber llegado aquí, os echo de menos.

Gracias a mi compañero de viaje, al amor de mi vida, quién me ha apoyado como nadie a lo largo de este recorrido. Gracias por tu paciencia, por tu interés, por sentarte a mi lado a escucharme leer una y otra vez este trabajo, por ayudarme tanto.

“Do fin do mundo son, da costa máis mortífera, do mar máis bravo. Son do Noroeste onde o solpor trae noites estreladas, son de mar, de agua salgada. Son Atlántica”.

Referencias

- Aguilar de Soto, N. & Brito Hernández, A. 2002. Cetáceos, pesca y prospecciones petrolíferas en las Islas Canarias. Universidad de La Laguna. Facultad de Biología. Departamento de Biología Animal Ciencias Marinas. Islas Canarias. España.
- Aguilar de Soto, N. 2006. Comportamiento acústico y de buceo del calderón *Globicephala macrorhynchus* y del Zifio de Blainville *Mesoplodon densirostris* en las Islas Canarias. Implicaciones sobre los efectos del ruido antrópico y las colisiones con embarcaciones. PhD Thesis. Facultad de Biología; Departamento de Biología Animal. U.D.I. Ciencias Marinas. Universidad de La Laguna, España.
- Aguilar de Soto, N., Díaz, F., Carrillo, M., Brito, A., Barquín, J., Alayón, P., Falcón, J., González, G. 2000. Evidence of disturbance of protected cetacean populations in the Canary Islands. Report International Whaling Commission. SC/53/WW1. London.
- Aguilar de Soto, N., Johnson, M., Diaz, F., Dominguez, I., Aparicio, C., Guerra, M., Hernandez, A., Padron, A., Tyack, P. and Brito, A. 2005. Deep foraging of pilot and beaked whales: DTag results. European Research on Cetaceans, 19th Ed. by Evans, P. G. H. & Ridoux, V. La Rochelle.
- Alter, S.E., Rynes, E., Palumbi, S.R. 2007. DNA evidence for historic population size and past ecosystem impacts of gray whales. *Proceedings Of the National Academy Of Sciences Of The United States Of Ame Impact Factor*. 104: 15162–67.
- André, M. 1998. El cachalote, *Physeter macrocephalus* en las Islas Canarias. PhD Thesis, University of Las Palmas de Gran Canaria, Spain.
- Anguita, F. & Hernán, F. 2000. The Canary Islands origin: a unifying model. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*. 103: 1–26.
- Aparicio, C., Guerra, M., Hernandez, A., Padron, A., Diaz, F., Dominguez, I., Brito, A., Johnson, M. and Aguilar de Soto, N. 2006. Resident and reproductive populations of Beaked whales in El Hierro, Canary Islands. In: European Research on Cetacean, 19th. Ed. by Evans, P. G. H. & Ridoux, V. La Rochelle.
- Aristegui, J., Sangrá, P., Hernández-León, S., Hernández-Guerra, A. and Kerling, J.L. 1994. Island-induced eddies in the Canary Islands. *Deep-Sea Research I*. 41: 1509–1525.
- Aristegui, J., Tett, P., Hernández-Guerra, A., Basterretxea, G., Montero, M.F., Wild, K., Sangrá, P., Hernández-León, S., Cantón, M., García-Braun, J.A., Pacheco, M. and Barton E.D. 1997. The influence of island-generated eddies on chlorophyll distribution: a study of mesoscale variation around. Gran Canaria. *Deep-Sea Research I*. 44: 71–96.
- Baines, M.E. & Reichelt, M. 2014. Upwellings, canyons and whales: An important winter habitat for balaenopterid whales off Mauritania, northwest Africa. *Journal of Cetacean Research and Management*. 141: 57–67.
- Barber, R.T. & Smith, R.L. 1981. Coastal upwelling ecosystems. In: AR Longhurst ed Analysis of Marine Ecosystems, 36-84 pp. Academic Press, London.
- Baumgartner, M.F., Mullin, K.D., May, L.N., Leming, T.D. 2001. Cetacean habitats in the northern Gulf of Mexico. *Fish Bull* (Wash DC). 99:219–239.
- Bearzi, G., Agazzi, S., Gonzalvo, J., Costa, M., Bonizzoni, S., Politi, E., Reeves, R.R. 2008. Overfishing and the disappearance of short-beaked common dolphins from western Greece. *Endangered Species Research*. 5(1): 1–12. <https://doi.org/10.3354/esr00103>.
- Bécares, J., Gil-Velasco, M. and Aguilar, N. 2016. Canarias con la Mar II. Conservación de cetáceos y Aves marinas en Canarias Memoria Técnica. Informe de GIC-ULL a la Fundación Biodiversidad-MAGRAMA.
- Berggren, P., Brown, S., Gillespie, D., Kuklik, I., Lewis, T., Matthews, J., McLanaghan, R., Moscrop, A., Tregenza, N. 2002. Passive acoustic and visual survey of harbour porpoises *Phocoena phocoena* in Polish coastal waters confirms endangered status of Baltic population. International Whaling Commission. SC54/SM3. Shimonoseki, Japan. www.iwcoffice.org.
- Bowen, W.D. 1997. Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Marine Ecology Progress*. 158: 267-274.
- Brito, A., Falcón, J., Aguilar, N. and Pascual, P. 2001. Fauna Marina Vertebrada. En “Naturaleza de las Islas Canarias”. Ed. Turquesa. Carrillo M., Tejedor M., Peña A., González G. 2002 Estudios aplicados a la conservación de las poblaciones de cetáceos en la provincia de Santa Cruz de Tenerife. Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias. Tenerife conservación. 315 pp.
- Burns, W.C.G. & Wandesford-Smith, G. 2002. The International Whaling Commission and the Future of Cetaceans in a Changing World. Review Of European. Comperative & International Enviromental Law. 112: 199-210.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R., García-Tiscar, S. 2002. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep-Sea Res I*. 49: 2053–2073.
- Carrillo, M. & Peña, A. 2002. Estudio de distribución y abundancia del calderón de aleta corta en el sur de Tenerife. Informe al Gobierno de Canarias. 240 pp.

- Carrillo, M. & Tejedor, M.L. 2004. La familia Ziphiidae Cetacea en las Islas Canarias. Distribución, dinámica poblacional y estado de conservación en la isla de Tenerife y La Palma. *Tenerife conservación*. 91 pp.
- Carrillo, M., Pérez-Vallazza, C., Álvarez-Vázquez, R. 2010. Cetacean diversity and distribution off Tenerife Canary Islands. *Marine Biodiversity Records*. 3:97. <https://doi.org/10.1017/S1755267210000801>
- Carrillo, M., Ritter, F. 2010. Increasing numbers of ship strikes in the Canary Islands: proposals for immediate action to reduce risk of vessel-whale collisions. *Journal of Cetacean Research and Management*. 11: 131-138.
- Carrillo, M., Tejedor M., Ramos, J.J. 2006. Análisis del estado de conservación de las costas y áreas marinas de la isla de Tenerife. Proyecto de Voluntariado Ambiental Monachus. Resultados-2006. Fundación Global Nature-Tenerife Conservación. Área de Medio Ambiente y Paisaje. Cabildo Insular de Tenerife. Informe no publicado, 80 pp.
- Constantine, R., Johnson, M., Riekkola, L., Jervis, S., Kozmian-Ledward, L., Dennis, T., Torres, L.G. and Aguilar de Soto, N. 2015. Mitigation of vessel-strike mortality of endangered Bryde's whales in the Hauraki Gulf, New Zealand. *Biology Conservation*. 186: 149-157.
- Corkeron, P.J., Minton, G., Collins, T., Findlay, K., Willson, A., Baldwin, R. 2011. Spatial models of sparse data to inform cetacean conservation planning: an example from Oman. *Endangered Species Research*. 15: 9-52.
- Davis, R.W., Ortega-Ortiz, J.G., Ribic, C.A., Evans, W.E. 2002. Cetacean habitat in the northern oceanic Gulf of Mexico. *Deep-Sea Res I* 49:121-142
- de Stephanis, R. & Urquiola, E. 2006. Collisions between ships and cetaceans in Spain. Paper SC/58/BC5 presented to the IWC Scientific Committee, May 2006, St. Kitts and Nevis, West Indies (unpublished). 6pp.
- de Vos, A., Pattiaratchi, C.B., Harcourt, R.G. 2014. Inter-annual variability in blue whale distribution off southern Sri Lanka between 2011 and 2012. *Journal of Marine Science and Engineering*. 2:534-550.
- Dewar, W., Bingham, R.J., Iverson, R.L., Nowacek D.P., Laurent, L.C., Wiebe, P.H. 2006. Does the marine biosphere mix the ocean? *Journal Of Marine Research*. 64: 541-61.
- di Sciara, G. N., Castellote, M., Druon, J. N., and Panigada, S. 2016. Fin Whales, Balaenoptera physalus: At Home in a Changing Mediterranean Sea?. *Advances in Marine Biology*. 75: 75-101.
- Distance 6.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>
- Doniol-Valcroze, T. 2008. Habitat Selection and Niche Characteristics of Rorqual Whales in the Northern Gulf of St. Lawrence Canada. PhD thesis, University of McGill, Canada.
- Donovan, G.P. 1986. Behaviour of Whales in Relationship to Management. Reports of the International Whaling Commission Special Issue 8. Cambridge: International Whaling Commission.
- Elith, J.C.H., Graham, R.P., Anderson, M., Dudík, S., Ferrier, A., Guisan, R.J., Hijmans, F., Huettmann, J.R., Leathwick, A., Lehmann, J.L., Lohmann, B.A., Loiselle, G., Manion, C., Moritz, M., Nakamura, Y., Nakazawa, J.M., Overton, A.T., Peterson, S.J., Phillips, K., Richardson, R., Scachetti-Pereira, R.E., Schapire, J., Soberón, S., Williams, M.S., Wisz, N. and Zimmermann, E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*. 29:129-151.
- Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, J.S. 2011. Trophic downgrading of planet Earth. *Science*. 330: 301-06.
- Fais, A. 2015. Acoustic behaviour of sperm whales *Physeter macrocephalus*. Applications in ecology and population studies. PhD Thesis, University of La Laguna, Spain.
- Fais, A., Lewis, T., Zitterbart, D., Álvarez, O., Aguilar de Soto, N. 2013. Are ship collisions sustainable for the population of sperm whales in the Canary Islands?. Acoustic Detection Conference. Uni. St. Andrews. Escocia.
- Félix, F., Samaniego, J., Haase, B. 2006. Interacción de cetáceos con la pesquería artesanal pelágica en Ecuador. Plan de Acción para la Protección del Medio Marino y Áreas Costeras del Pacífico Sudeste. Fundación Ecuatoriana para el Estudio de Mamíferos Marinos FEMM. Casilla 09-01-1190 5, Guayaquil Ecuador.
- Fernández, M., Yesson, C., Gannier, A., Miller, P., Azevedo, J.M.N. 2017. The importance of temporal resolution for niche modelling in dynamic marine environments. *J Biogeogr*. 44: 2816-2827.
- Fernández, M., Yesson, C., Gannier, A., Miller, P., Azevedo, J.M.N. 2018 A matter of timing: how temporal scale selection influences cetacean ecological niche modelling. *Mar Ecol Prog Ser* 595:217-231.
- Forney, K.A., Becker, E.A., Foley, D.G., Barlow, J., Oleson, E.M. 2015 Habitat-based models of cetacean density and distribution in the central North Pacific. *Endangered Species Research*. 27: 1-20.
- Geijer, C.K., di Sciara, G.N., and Panigada, S. 2016. Mysticete migration revisited: are Mediterranean fin whales an anomaly? *Mammal Review*. 46: 284-296.
- Gómez, M.M. 1991. Biomasa y actividad metabólica del zooplankton en relación con un efecto de masa de isla en aguas de Gran Canaria. PhD Thesis, University of Las Palmas de Gran Canaria, Spain.

- Hammond, P. S., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D. L., Collet, A., Heide-Jørgensen, M.P., Heimlich, S., Hiby, A.R., Leopold, M.F. and Øien, N. 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology*. 39: 361-376.
- Hays, G.C., Ferreira, L.C., Sequeira, A.M., Meekan, M.G., Duarte, C.M., Bailey, H., Bailleul, F., Bowen, W.D., Caley, M.J., Costa, D.P., Eguíluz, V.M. 2016. Key questions in marine megafauna movement ecology. *Trends in ecology & evolution*, 316: 463-475.
- Hazen, E.L., Bailey, H., Palacios, D., Forney, K.A., Mate, B., Bograd, S.J. 2016. WhaleWatch: a dynamic management tool for predicting blue whale density in the California Current. *Journal of Applied Ecology*. doi: 10.1111/1365-2664.12820
- Heimlich-Boran, J.R. 1993. Social organisation of the short-finned pilot whale *Globicephala macrorhynchus*, with a special reference to the social ecology of delphinids. PhD thesis. Cambridge University.
- Heithaus, M.R. & Dill, L.M. 2006. Does tiger shark predation risk influence foraging habitat use by bottlenose dolphins at multiple spatial scales. *Oikos*. 114: 257–264.
- Hernández-Guerra, A., Aristegui, J., Canton, M., Nykjaer, L. 1993. Phytoplankton pigment patterns in the Canary Islands area as determined using Coastal Zone Color Scanner data. *International Journal of Remote Sensing*. 14: 1431-1437.
- Hernández-Guerra, A., López-Laatzén, F., Machín, F., de Armas, J., Pelegrí, J.L. 2001. Water masses, circulation and transport in the eastern boundary current of the North Atlantic subpolar gyre. An interdisciplinary view of the ocean. J.L. Pelegrí, I. Alonso and J. Aristegui Ed s. *Scientia Marina*. 65(1): 177-186.
- Hernández-León, S. 1986. Efecto de masa de Isla en Aguas del Archipiélago Canario según estudios de Biomasa y Actividad de Sistema de Transporte de Electrones en el Mesozooplankton. PhD Thesis. University of La Laguna, Tenerife, Spain.
- Hirzel, A.H.J., Hausser, D., Chessel, and Perrin, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data. *Ecology*. 83:2027–2036.
- Howell, E.A., Hoover, A., Benson, S.R., Bailey, H., Polovina, J.J., Seminoff, J.A., Dutton, P.H. 2015. Enhancing the TurtleWatch product for leatherback sea turtles, a dynamic habitat model for ecosystem-based management. *Fisheries Oceanography*. 24: 57-68.
- Johnson, M. & Aguilar de Soto, N. 2006. Resident and reproductive populations of beaked whales in El Hierro, Canary Islands. *European Research on Cetacean*. La Rochelle.
- Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S., Podesta, M. 2001. Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science*. 17: 35-75.
- Lavery, T.J., Roudnew, B., Gill, P. 2010. Iron defecation by sperm whales stimulates carbon export in the Southern Ocean. *Proceedings Of The Royal Society B*. 277: 3527–31.
- Mannocci, L., Boustany, A.M., Roberts, J.J., Palacios, D.M. and others. 2017. Temporal resolutions in species distribution models of highly mobile marine animals: recommendations for ecologists and managers. *Divers Distrib*. 23: 1098–1109
- Mannocci, L., Catalogna, M., Doremus, G., Laran, S., Leh- oday, P., Massart, W., Monestiez, P., Van Canneyt, O., Watremez, P. & Ridoux, V. 2014. Predicting cetacean and seabird habitats across a productivity gradient in the South Pacific gyre. *Progress in Oceanography*. 120: 383–398.
- Mannocci, L., Monestiez, P., Spitz, J., & Ridoux, V. 2015. Extrapolating cetacean densities beyond surveyed regions: Habitat-based predictions in the circumtropical belt. *Journal of Biogeography*. 42(7): 1267–1280. <https://doi.org/10.1111/jbi.12530>
- Martín, V., Urquiola, E., Tejedor, M., Pérez-Gil, M., Ruíz, L., Pérez-Gil, E. 2011. Identificación de áreas críticas para cetáceos de hábitos profundos en aguas territoriales del oriente de Fuerteventura y Lanzarote y propuesta de medidas de gestión. SECAC Sociedad para el Estudio de los Cetáceos en el Archipiélago Canario.
- Maxwell, S.M., Hazen, E.L., Lewison, R., Larry, B.C. 2015. Dynamic ocean management: defining and conceptualizing real-time management of the ocean. *Mar. Policy*. 58: 42–50.
- Moors-Murphy, H.B. 2014. Submarine canyons as important habitat for cetaceans, with special reference to the Gully: A review. *Deep-Sea Research II*. 104: 6–19.
- Morales, T. 2015. Análisis de la distribución estacional de cetáceos en las islas Canarias. Trabajo final del Master en Biodiversidad Marina y Conservación de la Universidad de La Laguna. 58 pp.
- Nicol, S., Bowie, A., Jarman, S., Lannuzel, D., Meiners, K.M., Der-Merwe, P.D. 2010. Southern Ocean iron fertilization by baleen whales and Antarctic krill. *Fish And Fisheries*. 11: 203–09.
- Ortega, A., & Díaz, E. 2015. Proposal for a new traffic separation scheme in the Canary Islands. *Journal of Maritime Research*. 12(2): 19–26.
- Oviedo, L., Fernández, M., Herra-Miranda, D., Pacheco-Polanco, J.D., Hernández-Camacho, C., Aurióles Gamboa D. 2018. Habitat partitioning mediates the coexistence of sympatric dolphins in a tropical fjord-like embayment. *Journal of Mammalogy*. DOI: 10.1093/jmammal/gyy021.

- Pacheco, M.M. & Hernández-Guerra, A. 1999. Seasonal variability of recurrent 58 phytoplankton pigment patterns in the Canary Islands area. *International Journal of Remote Sensing*, 27: 1405–1418.
- Pearce, J.L., & Boyce, M.S. 2006. Modelling distribution and abundance with presence-only data. *Journal of Applied Ecology* 43:405–412.
- Pérez-Vallazza, C., Álvarez-Vázquez, R., Cardona, L., Hernández- Brito, J. 2008. Cetacean diversity at the west coast of La Palma Island Canary Islands. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 88: 1289–1296.
- Pershing, A.J., Christensen, L.B., Record, N.R. 2010. The impact of whaling on the ocean carbon cycle: why bigger was better. *Public Library Of Science and Engineering Research*. 5: e12444.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., and Araújo, M.B. 2011. Ecological niches and geographic distributions. Princeton University Press. <https://doi.org/10.5860/CHOICE.49-6266>
- Phillips, S.J. 2008. Transferability, sample selection bias, and background data in presence-only modelling: A response to Peterson et al. 2007. *Ecography*. 31: 272–278.
- Phillips, S.J., & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161–175.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P and Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190:231–259.
- Politi, E., Notarbartolo di Sciarra, G., Mazzanti, C. 1997. Cetaceans found in the waters surrounding Lanzarote, Canary Islands. European Research on Cetaceans. Oxford: European Cetacean Society, pp. 107–112.
- Prieto, R., Tobeña, M., Silva, M. A. 2017. Habitat preferences of baleen whales in a mid-latitude habitat. *Deep-Sea Research II: Topical Studies in Oceanography*. 141: 155–167. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.07.015>.
- Qiao, H., Soberón, J., & Peterson, A. T. 2015. No silver bullets in correlative ecological niche modelling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution*. 6(10): 1126–1136. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12397>.
- R Core Team 2015 R: a language and environment for statistical computing. Version 3.2.2. R Foundation for Statistical Computing, Vienna,
- Rabalais, N.N. 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*. 31: 102–12.
- Radosavljevic, A. & Anderson, R.P. 2014. Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *J Biogeogr*. 41: 629–643
- Rasmussen, K., Palacios, D.M., Calambokidis, J. 2007. Southern Hemisphere humpback whales wintering off Central America: insights from water temperature into the longest mammalian migration. *Biology Letters*. 3: 302–05
- Redfern, V., McKenna, M.F., Moore, T.J., Calambokidis, J., Deangelis, M., Becker, E.A., Barlow, J., Forney, K.A., Fiedler, P.C., Chivers, S.J. 2013. Assessing the Risk of Ships Striking Large Whales in Marine Spatial Planning. *Conservation Biology*, 27:292-302.
- Ritter, F. 2001. 21 cetacean species off La Gomera Canary Islands: possible reasons for an extraordinary species diversity. In European Research on Cetacean Proceedings of the 15th Annual Conference of the European Cetacean Society, Rome ed. P.G.H. Evans et al. Oxford: European Cetacean Society
- Roman, J. & McCarthy, J.J. 2010. The whale pump: marine mammals enhance primary productivity in a coastal basin. *Public Library Of Science and Engineering Research*. 5: e13255.
- RStudio Team 2016. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- SASEMAR., 2015. Informe Anual 2014 Sociedad de Salvamento y Seguridad Marítima. Sociedad de Salvamento y Seguridad
- Scales, K.L., Hazen, E.L., Jacox, M.G., Edwards, C.A., Boustany, A.M., Oliver, M.J., Bograd, S.J. 2016. Scale of inference: on the sensitivity of habitat models for wide ranging marine predators to the resolution of environmental data. *Ecography*. <http://dx.doi.org/10.1111/ecog.02272>.
- Scales, K.L., Schorr, G.S., Hazen, E.L., Bograd, S.J. 2018. Should I stay or should I go? Modelling year - round habitat suitability and drivers of residency for fin whales in the California Current. *Ecography*. 39: 001-011. <https://doi.org/10.1111/ddi.12611>
- Smetacek, V., Klaas, C., Strass, V.H. 2012. Deep carbon export from a Southern Ocean iron-fertilized diatom bloom. *Nature*. 487: 313–19.
- Smith, C.R. 2006. Bigger is better: the role of whales as detritus in marine ecosystems. In: Estes JA, DeMaster DP, Doak DF, et al. Eds. Whales, whaling and ocean ecosystems. Berkeley, CA: University of California Press.
- Smith, L.V., McMinn, A., Martin, A. 2013. Preliminary investigation into the stimulation of phytoplankton photophysiology and growth by whale faeces. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*. 446: 1–9.

- Springer, A.M., Estes, J.A., Van Vliet, G. 2003. Sequential megafaunal collapse in the North Pacific Ocean: an ongoing legacy of industrial whaling? *Proceedings Of The National Academy Of Science Of The United States Of Ame Impact Factor*. 100: 12223.
- Talbot, L. 1974. The Great Whales and the International Whaling Commission. In: McIntyre, J. ed.. *Mind in the Waters*. Toronto, McClelland and Stewart.
- Tardin, R. H., Chun, Y., Simão, S. M., Alves, M. A. S. 2017. Modeling habitat use by Bryde's whale *Balaenoptera edeni* off southeastern Brazil. *Marine Ecology Progress Series*. 576: 89–103. <https://doi.org/10.3354/meps12228>
- Tershy, B.R., Acevedo, G.A., Breese, D., Strong, C.S. 1993. Diet and feeding behavior of fin and Bryde's whales in the central Gulf of California, Mexico. *Revista de Investigacion Cientifica de La Universidad Autonoma de Baja California Sur. Serie Ciencias Del Mar*. 11: 1–4.
- Tobeña, M., Escánez, A., Rodríguez, Y., López, C., Ritter, N., Aguilar de Soto, N. 2014. Interisland movements of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* among the Canary Islands: online catalogues and implications for conservation and management. *African Journal of Marine Science*. <http://dx.doi.org/10.2989/1814232X.2013.873738>
- Vanderlaan, A.S.M. & Taggart, C.T. 2007. Vessel collisions with whales: the probability of lethal injury based on vessel speed. *Marine Mammal Science*. 23:144-156
- Violette, P.E. 1974. A satellite-aircraft thermal study of the upwelled waters off Spanish Sahara. *Journal of Physical Oceanography*. 4: 676–684.
- Ward, G., Hastie, T., Barry, S.J. Elith, L.. 2009. Presence-only data and the EM algorithm. *Biometrics* 65:554–563.
- Williams, R. 2003. Cetacean studies using platforms of opportunity. PhD Thesis, University of St. Andrews, U.K:
- Yen, P.P.W., Huettmann, F., Cooke, F. 2004. A large-scale model for the at-sea distribution and abundance of marbled murrelets (*Brachyramphus marmoratus*) during the breeding season in coastal British Columbia, Canada. *Ecol Model*. 171:395–413

Páginas web consultadas:

- <http://www.gobiernodecanarias.org/>
- <http://canariaszec.com/>
- <https://canariasconlamar.com/>
- <http://www.imo.org/es/About/Paginas/Default.aspx>