

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



**Maestría en Ciencias
en Ecología Marina**

**Efectos del cambio climático en la distribución potencial de
batoideos en el Golfo de California (2020-2050)**

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

Presenta:
Zurisaday Ramírez Mendoza

Ensenada, Baja California, México
2017

Tesis defendida por

Zurisaday Ramírez Mendoza

y aprobada por el siguiente Comité

Dr. Oscar Sosa Nishizaki

Director de tesis

Dra. María Tereza Cavazos Pérez

Dr. Héctor Reyes Bonilla

Dr. David Alberto Rivas Camargo



Dra. María Lucila del Carmen Lares Reyes

Coordinador del Posgrado en Ecología Marina

Dra. Rufina Hernández Martínez

Directora de Estudios de Posgrado

Zurisaday Ramírez Mendoza © 2017

Queda prohibida la reproducción parcial o total de esta obra sin el permiso formal y explícito del autor y director de la tesis.

Resumen de la tesis que presenta **Zurisaday Ramírez Mendoza** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología Marina.

Efectos del cambio climático en la distribución potencial de batoideos en el Golfo de California (2020-2050)

Resumen aprobado por:

Dr. Oscar Sosa Nishizaki
Director de tesis

Se ha proyectado que el calentamiento del océano, debido al cambio climático (CC), impactará la productividad de los peces y llevará a un cambio en la diversidad y distribución de especies y capturas pesqueras a nivel global. Los peces batoideos son especies de alto valor ecológico y pesquero en la región del Golfo de California (GC), que funcionan como reguladores de la abundancia y composición de sus presas, principalmente en los ambientes bentónico y pelágico. El entendimiento de las posibles variaciones en su distribución podría ayudarnos a entender los impactos del CC en las pesquerías y ecosistemas marinos de la región. El objetivo de este estudio fue evaluar el cambio potencial en la distribución geográfica actual de siete especies de peces batoideos en el GC bajo dos escenarios de CC para el periodo 2020-2050. Se empleó el método de Máxima Entropía (MaxEnt) para generar modelos de distribución potencial actual y futura. En la construcción de los modelos se utilizaron registros de presencia de las especies obtenidos de fuentes diversas (e.g. Global Biodiversity Information Facility, GBIF), así como valores de ocho variables ambientales (temperatura superficial del mar, TSM; salinidad, radiación fotosintéticamente disponible, batimetría, concentración de nitratos, clorofila a, fosfatos y oxígeno disuelto). Se construyeron varios modelos considerando los escenarios de CC de emisiones medias (RCP 4.5) y altas (RCP 8.5). Los resultados difieren entre las especies, pero en general sugieren que el CC tendrá un efecto intenso en la distribución de batoideos en el GC. El porcentaje de cambio futuro en la distribución potencial de las especies fue muy similar entre los dos escenarios. De acuerdo con los modelos, *Gymnura marmorata* y *Zapteryx exasperata* son las especies con un porcentaje mayor de área potencial perdida (45-60%). Para *Pseudobatos productus* y *Urolophus maculatus* se predice un porcentaje de área potencial ganada de 45 y 15%, respectivamente. Las variables ambientales de mayor contribución a los modelos son la batimetría, TSM y la concentración de nitratos. Los resultados proveen una primera aproximación de los posibles efectos del CC en el GC y el Pacífico mexicano que pueden servir como base para la aplicación del principio precautorio, particularmente para las especies amenazadas como *Mobula* spp. Además, ayudan a identificar las zonas y especies que presenten mayor riesgo ante el incremento de la TSM como consecuencia del CC.

Palabras clave: batoideos, cambio climático, MaxEnt, distribución potencial, Golfo de California

Abstract of the thesis presented by **Zurisaday Ramírez Mendoza** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology.

Climate change effects on the potential distribution of batoids in the Gulf of California (2020-2050)

Abstract approved by:

Dr. Oscar Sosa Nishizaki
Thesis Director

It has been projected that the warming of the ocean, caused by climate change (CC) will impact fish productivity and lead to a change of species diversity and distribution, and global fish catches. Batoid fishes species have a high ecological and fishing value in the Gulf of California (GC). They regulate the abundance and composition of their prey species mainly in the benthic and pelagic environments. The understanding of the possible variations in their distribution could help us to understand the impacts of CC on fisheries and marine ecosystems in the region. The aim of this study was to evaluate the potential change in current geographical distribution of seven species of batoid fishes in the CG under two CC scenarios projected for the 2020-2050 period. We used the maximum entropy (MaxEnt) method to generate current and future potential distribution models. In the models records of presence for each analyzed species were used, and this information came from different sources (e.g. Global Biodiversity Information Facility, GBIF). Also, in the models eight environmental variables were incorporated (sea surface temperature, SST, salinity, photosynthetically available radiation, bathymetry, nitrate concentration, chlorophyll a, phosphates and dissolved oxygen). Several models were constructed considering the two scenarios of CC of average (RCP 4.5) and high (RCP 8.5) emissions. Results differ among species, but generally suggest that CC will have an intense effect on the distribution of batoids fishes in the GC. The percentage of future change in the potential distribution of the species was very similar between the two scenarios. According to the models, *Gymnura marmorata* and *Zapteryx exasperata* are the species with greater percentage of potential lost areas (45-60%). For *Pseudobatos productus* and *Urolophus maculatus* percentages of potential areas gained are predicted to be 45 and 15%, respectively. Bathymetry, SST and nitrate concentration were the variables with a higher contribution to the models. These results provide a first approximation of the possible effects of CC in the GC and Mexican Pacific that can serve as a basis for the application of the precautionary principle, particularly for endangered species such as *Mobula* spp. In addition, they help to identify areas and species that present greater risk given the projected increase of SST as a consequence of CC.

Keywords: batoids, climate change, MaxEnt, potential distribution, Gulf of California

Dedicatorias

*Si clamares a la inteligencia y a la prudencia dieres tu vox,
si como a la plata la buscares y la escudriñares como a tesoros;
entonces entenderás el temor de Jehová y hallarás la ciencia de Dios
porque Jehová da la sabiduría y de su boca viene el conocimiento y la
inteligencia.*

Proverbios 2:3-6

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme una beca nacional con número de becario 615605 y una beca mixta nacional para realizar una estancia en la Universidad Autónoma de Baja California Sur.

A CICESE, por admitirme en el posgrado en Ecología Marina y permitirme desarrollar mis estudios durante estos dos años.

A mi director de tesis, el Dr. Oscar Sosa. Gracia por todo su apoyo y por sus consejos, tanto en el aspecto académico como en lo personal. Gracias por todo ese entusiasmo y esa buena vibra que nos transmite.

Al comité revisor, la Dra. Tereza Cavazos, el Dr. Héctor Reyes y el Dr. David Rivas. Muchas gracias por todos los comentarios y sugerencias que ayudaron a enriquecer este trabajo. Gracias al Dr. Héctor Reyes por permitirme hacer una estancia en La Paz en el laboratorio de Sistemas Arrecifales.

A mi familia, gracias por su apoyo y confianza.

A Leonardo, muchas gracias por tu apoyo incondicional. El barrio te respalda.

A mi familia de Ensenada: la banda del Lab de Ecología Pesquera. Gracias por su apoyo, motivación y amistad. Son lo mejor que me ha pasado en Ensenada 😊. Muchas gracias Emi, Masao, Carmencita y Felipe por tomarse el tiempo de leer mí trabajo y darme sus comentarios.

A mi roomie, Kari gracias por tu apoyo y motivación durante mis noches de crisis.

A mis amigos de Ensenada: Eli, Kary, Aby, Panchis, José Luis, Prof. Jorge, Aldo, Perla, Bella, Don Rafa y José M. Gracias por todos los cotorreos 😊.

Al Laboratorio de Sistemas Arrecifales de la Universidad Autónoma de Baja California Sur. Especialmente a la Dra. Gabriela Cruz y M. C David Petatan, gracias por todo lo que me han enseñado, he aprendido mucho de ustedes☺.

A mi familia paceña y mis mejores amigas: Las Foramen Magnum. Chiquito, Maruchan, mi bebe, Rochin, Tinaco, Isa, Jazes y Yuli. Gracias por esas noches de trips inolvidables, simplemente son las mejores.

A Magda Précoma de la Mora, muchas gracias por tomarte el tiempo de ayudarme, ñoñear conmigo y explicarme sobre los modelos de nicho ecológico.

Al Dr. Eduardo Santamaría por ayudarme con el procesamiento de variables oceanográficas.

Al Dr. Eduardo González por enseñarme a procesar imágenes de satélite☺ en Matlab.

Al Dr. Saúl Álvarez por compartir conmigo su conocimiento sobre la oceanografía del Golfo de California.

A la M. C Yalina M. por compartirme su conocimiento relacionado con los escenarios de cambio climático.

Al Dr. Jorge M. Calderón muchas gracias por todo su apoyo.

A mis compañeros de generación: Eli, Pepe, Aby, Anahí, Marianne, Manet, Kary, Laura, y Daysi. Un gusto haber compartido esta experiencia con ustedes.

Tabla de contenido

	Página
Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iii
Dedicatorias.....	iv
Agradecimientos.....	v
Lista de figuras.....	ix
Lista de tablas.....	xi
Capítulo 1. Introducción.....	1
1.1 Antecedentes.....	4
1.1.1 Conceptos teóricos de la modelación de nicho ecológico.....	4
1.1.2 Efecto del cambio climático sobre la distribución de especies marinas.....	7
1.1.3 Factores ecológicos relacionados con la distribución de elasmobranquios.....	10
1.2 Justificación.....	10
1.3 Hipótesis.....	11
1.4 Objetivos.....	11
1.4.1 Objetivo general	11
1.4.2 Objetivos particulares.....	11
Capítulo 2. Metodología	
2.1 Área de estudio.....	12
2.2 Selección de especies para el estudio	13
2.3 Recopilación de los registros de presencia de las especies.....	14
2.4 Áreas de modelación.....	15
2.5 Variables ambientales.....	16
2.6 Construcción de los modelos de distribución potencial.....	17
2.7 Validación de los modelos.....	19
2.8 Escenarios de cambio climático (RCP 4.5 y RCP 8.5) para el periodo 2020-2050.....	20
2.9 Evaluación del cambio en la distribución potencial de las especies de batoideos.....	24
Capítulo 3. Resultados	
3.1 Registros de presencia.....	25

3.2 Validación de los modelos.....	25
3.3 Evaluación del cambio en la distribución geográfica potencial de las especies.....	26
Capítulo 4. Discusión.....	34
Capítulo 5. Conclusiones.....	40
Literatura citada.....	41
Anexos.....	51

Lista de figuras

Figura		Página
1	Diagrama BAM, describe las interacciones entre los factores bióticos (B), abióticos (A) y el área que por dispersión ha sido accesible (M). Se representan cuatro áreas: G el espacio geográfico en el que los modelos son desarrollados, GA área abióticamente idónea, Go área de distribución ocupada y Gi área invadible. Los círculos indican los datos de presencia: círculos negros indican presencias y los círculos vacíos ausencias (Peterson et al., 2011).....	5
2	Área de estudio.....	14
3	Áreas de modelación para (a) <i>G. marmorata</i> , (b) <i>P. productus</i> , <i>Z. exasperata</i> y <i>U. maculatus</i> , (c) <i>M. japonica</i> y <i>M. thurstoni</i> ; y (d) <i>R. cortezensis</i>	16
4	Trayectoria de los cuatro escenarios (RCP's) incluidos en el Quinto Informe de Evaluación del IPCC: (a) Forzamientos radiativos (W/m ²), (b) trayectoria de las concentraciones de CO ₂ (ppm) para el año 2100, y (c) cambio global de la temperatura superficial media para el periodo 2000-2100 (van Vuuren et al., 2011; IPCC, 2014).....	22
5	Anomalías de TSM para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. TSM media proyectada en los escenarios (c) RCP 4.5 y (d) RCP 8.5. (e) TSM media para el periodo 2002-2012.....	24
6	Cambio en la distribución potencial futura en el GC con relación a cada RCP. El rojo indica una pérdida y el azul una ganancia en el área de distribución potencial.....	26
7	Cambio potencial en la distribución geográfica de <i>P. productus</i> para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de Jackknife y porcentaje de contribución de las variables más importantes.....	27
8	Cambio potencial en la distribución geográfica de <i>U. maculatus</i> para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de Jackknife y porcentaje de contribución de las variables más importantes.....	28
9	Cambio potencial en la distribución geográfica de <i>R. cortezensis</i> para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de Jackknife y porcentaje de contribución de las variables más importantes.....	29

10	Cambio potencial en la distribución geográfica de <i>G. marmorata</i> para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de Jackknife y porcentaje de contribución de las variables más importantes.....	30
11	Cambio potencial en la distribución geográfica de <i>Z. exasperata</i> para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de Jackknife y porcentaje de contribución de las variables más importantes.....	31
12	Cambio potencial en la distribución geográfica de <i>M. japonica</i> para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de Jackknife y porcentaje de contribución de las variables más importantes.....	32
13	Cambio potencial en la distribución geográfica de <i>M. thurstoni</i> para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de Jackknife y porcentaje de contribución de las variables más importantes.....	33

Lista de tablas

Tabla		Página
1	VARIABLES AMBIENTALES UTILIZADAS PARA CONSTRUIR LOS MODELOS DE NICHO ECOLÓGICO.....	17
2	VARIABLES UTILIZADAS EN LA CONSTRUCCIÓN DE LOS MODELOS DE NICHO ECOLÓGICO PARA CADA ESPECIE. Nota: La batimetría se utilizó en los MNE de todas las especies.....	20
3	Modelos de circulación global (MCG) utilizados en la construcción de los escenarios de cambio climático.....	23
4	Número de registros de presencia (N) para las siete especies de batoideos.....	26
5	Valores de AUC para los datos de entrenamiento y de prueba utilizados en la construcción de los modelos “actuales”.....	27

Capítulo 1. Introducción

Los peces batoideos pertenecen a la clase Elasmobranchii (que agrupa tanto a rayas como a tiburones) y comprende una variedad de grupos taxonómicos conocidos comúnmente como rayas, peces sierra, rayas águila, peces guitarra, torpedos, mantas, mantarrayas y rayas eléctricas. Los batoideos se caracterizan por presentar el cuerpo aplanado dorso-ventralmente y las aletas pectorales fusionadas anteriormente con los dos lados de la cabeza (Fischer et al., 1995). Estas especies desempeñan un papel importante en la estructura de las comunidades marinas debido a su función como reguladoras de la abundancia y composición específica de las comunidades de donde provienen sus presas, principalmente del ambiente bentónico y pelágico (Stevens et al., 2000; Heithaus et al., 2010). La mayoría de las especies de batoideos son organismos que presentan un bajo potencial reproductivo, crecimiento lento, madurez sexual tardía, periodos de gestación largos y un número de crías reducido (Stevens et al., 2000). Estas características biológicas los hace susceptibles a una variedad de presiones antropogénicas entre las que se incluyen la pérdida de su hábitat y la pesca (Chin et al., 2010). A nivel mundial, se tiene un registro de aproximadamente 620 especies de batoideos (Weigmann, 2016), de las cuales 95 se distribuyen en México (Del Moral-Flores et al., 2015). Las costas mexicanas son hábitat de especies endémicas de batoideos, como la raya de Cortés (*Raja cortezensis*; McEachran y Miyake, 1988) y la raya redonda de Cortés (*Urolophus maculatus*; Garman, 1913) (Wilkinson et al., 2009; Del Moral-Flores y Pérez Ponce De León, 2013). Las especies *Manta birostris* (Walbaum, 1792), *Mobula japonica* (Müller y Henle, 1841), *Mobula thurstoni* (Lloyd, 1908), *Mobula munkiana* (Notarbartolo-di-Sciara, 1987), *Mobula hypostoma* (Bancroft, 1831) y *Mobula tarapacana* (Philippi, 1892) han sido observadas en aguas de jurisdicción mexicana y se encuentran en la Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006 bajo protección (DOF, 2007).

Los peces batoideos han sido explotados por diferentes pesquerías a nivel mundial y han pasado de ser capturados incidentalmente a ser objeto de pesquerías dirigidas, convirtiéndose en un recurso de gran importancia comercial (Stevens et al., 2000; Márquez-Farías y Blanco-Parra, 2006). En las costas mexicanas la captura de batoideos representa una fuente importante de alimento y empleo, y una buena alternativa cuando otros recursos de mayor valor económico escasean o se encuentran en veda (Márquez-Farías, 2011). Debido a esto la pesquería de batoideos se sitúa como una actividad importante del sector pesquero desde el punto de vista económico, alimentario y social (DOF 2010; Cartamil et al. 2011; Márquez-Farías 2011).

La producción nacional de batoideos en 2014 fue de 9,484 t de las cuales 6,829 t (72%) se registraron en el Pacífico mexicano. Asimismo, el 83% de esta captura provino de la región noroeste que incluye los estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora y Sinaloa. La mayoría de los desembarques (~60%) se realizaron en el Golfo de California (GC), que es la región pesquera más productiva del Pacífico mexicano (Márquez-Farías, 2002; DOF, 2010; Saldaña-Ruiz et al. en prensa). Recientemente, de acuerdo con el Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de tiburones, rayas y especies afines en México, se estableció un periodo de veda anual, del primero de mayo al 31 de julio, como alternativa para regular la mortalidad por pesca y proteger el reclutamiento de batoideos en el Pacífico mexicano (DOF, 2012).

Si bien para las especies de importancia comercial se han descrito los lugares donde son desembarcados, poco se sabe de los sitios en que son capturados y en general de los sitios en los cuales se distribuyen los peces batoideos (Bizarro et al., 2007). Además, para las especies de batoideos en México se desconoce cómo se ve o se verá afectada su distribución por el cambio en las variables oceanográficas y debido a los posibles efectos de un incremento en la temperatura superficial del mar, como consecuencia del cambio climático (CC).

El CC ha dado lugar a cambios en la distribución de las especies tanto marinas como terrestres y es una de las mayores amenazas a la biodiversidad, aunque para el ambiente marino se sabe menos de sus posibles efectos (Peterson y Shaw, 2003; Roura-Pascual et al., 2004; Cheung et al., 2009, 2010; Pikesley et al., 2014). El CC, de acuerdo con el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2007), se refiere a “un cambio en el estado del clima que puede ser identificado (por ejemplo, utilizando pruebas estadísticas) por los cambios en la media y/o la variabilidad de sus propiedades, y que persiste durante un periodo de tiempo prolongado, usualmente décadas o periodos más largos. Se refiere a cualquier cambio en el clima a través del tiempo, ya sea debido a la variabilidad natural o como resultado de la actividad humana.”

En relación al CC, las observaciones y la teoría sugieren que las especies marinas responden a un incremento de la temperatura del océano cambiando su área de distribución latitudinalmente (Perry et al. 2005; Cheung et al., 2013) y su intervalo de distribución en la profundidad (Dulvy et al., 2008). Los patrones de distribución y riqueza de especies, principalmente de peces e invertebrados, están fuertemente relacionados con factores como temperatura, nutrientes, salinidad y clorofila (Noto y Yasuda, 1999; Macpherson, 2002; Morales-Bojórquez, 2002; Aragón-Noriega y Alcántara-Razo, 2005; Cheung et al., 2009; Guisande et al., 2013). Una variación en estas variables clave puede modificar drásticamente la distribución y abundancia de las especies (Cheung et al., 2009; Martínez-Arroyo et al., 2011), y puede

provocar cambios en su reproducción, alimentación, crecimiento y supervivencia (Wood y McDonald, 1997; Morales-Bojórquez, 2002; Clark et al., 2003; Aragón-Noriega y Alcántara-Razo, 2005; Cheung et al., 2009, 2013; Christensen et al., 2015; Pistevos et al., 2015). El cambio en la distribución de las especies puede ser anticipado usando métodos centrados en las relaciones de las especies con los factores ambientales (Peterson et al., 2011).

La distribución de las especies se ha modelado utilizando Modelos de Nicho Ecológico (MNE) (Peterson et al., 2011; Peterson y Soberón, 2012), los cuales se basan en la Teoría del Nicho descrita por Hutchinson (1978). Los MNE son una herramienta que permite analizar los factores ecológicos que determinan o afectan la distribución de una especie. Esta información al ser analizada por distintos tipos de algoritmos (Domain, Bioclim, MaxEnt, redes neuronales, Modelos Lineales Generalizados, Modelos Aditivos Generalizados) permite proyectar a nivel geográfico el área potencial que ocupa una especie (Martínez-Meyer, 2005; Elith et al., 2006; Elith et al., 2011; Peterson et al., 2011). Estos modelos pueden ser usados para predecir, entre otras cosas, los cambios potenciales en la distribución de especies bajo escenarios de CC (Araújo et al., 2006; Cheung et al., 2009; Hazen et al., 2012; Jones et al., 2013; Pikesley et al., 2014). De acuerdo a lo mencionado, el objetivo de este estudio es utilizar los MNE para estimar la distribución potencial “actual” y potencial “futura” de siete especies de batoideos y evaluar los posibles cambios en su distribución geográfica potencial en el Golfo de California (GC) considerando los escenarios de CC RCP 4.5 y RCP 8.5 (van Vuuren et al., 2011; IPCC, 2014) para el periodo 2020-2050.

1.1 Antecedentes

1.1.1 Conceptos teóricos de la modelación de nicho ecológico

La modelación de la distribución de las especies con base en variables ambientales se fundamenta en la Teoría del Nicho formalizada por Hutchinson (1957, 1978) y las predicciones son llamadas modelos de nicho ecológico (Soberón y Peterson, 2005; Peterson et al., 2011). El concepto de nicho es un punto central en ecología. Existen diversos conceptos asociados con este término, el cual ha tratado de responder la pregunta: ¿qué combinaciones de factores ambientales le permiten a una especie existir en una región geográfica determinada y qué efectos tienen las especies sobre dichos factores? (Peterson et al., 2011). Debido a la gran cantidad de definiciones de nicho se abordarán los conceptos que se consideran fundamentales para el entendimiento de los modelos de nicho ecológico.

Grinnell (1924) propuso por primera vez el concepto de nicho ecológico. Definió el nicho como una subdivisión del ambiente que contiene la gama de condiciones ecológicas en las que una población puede mantenerse. Su concepto está basado en variables no interactivas o por las cuales las especies no compiten, las cuales Hutchinson (1978) denominó como variables *escenopoéticas*. La característica de estas variables es que su dinámica no es modificada por la presencia o ausencia de una especie en particular (e. g. batimetría). Posteriormente, Elton (1927) definió al nicho en términos del papel funcional de una especie en la comunidad en función de variables que están directamente involucradas en la vida de las especies y que son modificadas por éstas; por ejemplo, recursos por los que las especies pueden competir (e. g. presas). Hutchinson (1957, 1978) las llamó variables *bionómicas*. Hutchinson (1978) integró los conceptos de Grinnell (1924) y Elton (1927) y definió el nicho como un espacio multidimensional (hipervolumen de n -dimensiones) donde se encuentran las condiciones ambientales en las cuales una especie puede sobrevivir de manera indefinida. Hutchinson (1978) también distinguió entre el Nicho Fundamental el cual definió como el conjunto de condiciones que permiten que una especie se pueda mantener, y el Nicho Realizado que es la porción del nicho fundamental que es realmente ocupada por la especie considerando las interacciones bióticas.

Recientemente, Soberón (2007) clasificó los estudios sobre la estimación del nicho con base en los conceptos de Grinnell (1924) y Elton (1927) y las variables que se utilizan. Él definió el nicho Ginnelliano (Grinnell 1924) el cual puede ser estimado por variables no interactivas y a escalas amplias; y el nicho Eltoniano (Elton 1927) que se centra en las interacciones bióticas, en la dinámica recursos-consumidor y

en las variables que se pueden medir principalmente a escalas locales. Las ideas del nicho fundamental de Hutchinson (1978) y del espacio multidimensional se pueden aplicar a ambas clases de nichos. Sin embargo la información relacionada con variables bionómicas es muy limitada y difícil de medir, en comparación con las variables escenopoéticas para las cuales se dispone de una gran cantidad de información. Dado que los MNE están relacionados con factores ambientales, las dimensiones del nicho Grinnelliano pueden ser medidas usando la información ambiental disponible (Peterson et al., 2011).

El área de distribución geográfica de una especie, en un tiempo dado, es el resultado de una combinación de factores que operan con diferentes intensidades y a diferentes escalas (Gaston, 2003). El diagrama Biótico-Abiótico-Movilidad (BAM) (Soberón y Peterson, 2005) es un marco teórico que provee una conceptualización de tres factores principales que limitan la distribución de una especie (**Figura 1**).

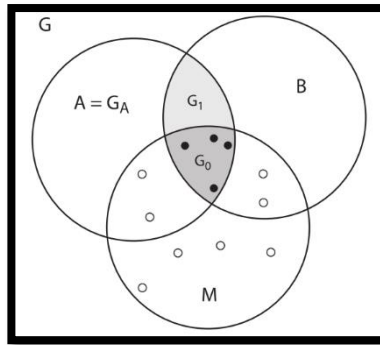


Figura 1. Diagrama BAM, describe las interacciones entre los factores bióticos (B), abióticos (A) y el área que por dispersión ha sido accesible (M). Se representan cuatro áreas: G el espacio geográfico en el que los modelos son desarrollados, G_A área abióticamente idónea, G_0 área de distribución ocupada y G_i área invadible. Los círculos indican los datos de presencia: círculos negros indican presencias y los círculos vacíos ausencias (Peterson et al., 2011).

En esta figura (A) representa las regiones del mundo donde existen los requerimientos fisiológicos que permiten la sobrevivencia y reproducción de una especie; (B) las áreas en las que las condiciones bióticas son adecuadas para la especie y (M) regiones que han sido accesibles para la especie en un periodo de tiempo relevante. La intersección de estas tres áreas (G_0) representa el área que efectivamente está siendo ocupada por la especie y G_i representa el área potencialmente utilizable (que tiene las condiciones bióticas y abióticas correctas, pero no ha sido explorada por la especie. La distribución potencial está representada por la intersección de G_0 y G_i ($G_p = G_0 \cap G_i$) y se define como aquellas áreas con condiciones ambientales idóneas para que una especie esté presente (Jiménez-Valverde et al., 2008).

La modelación de nicho ecológico es una herramienta que permite estimar los requerimientos ecológicos que determinan la distribución geográfica de una especie (Peterson et al., 2011; Peterson y Soberón, 2012; Peterson et al., 2015). Los MNE se han usado como sinónimos de los modelos de distribución de especies (SDM, por sus siglas en inglés). Sin embargo es importante hacer una distinción entre ambos (Peterson y Soberón, 2012; Owens et al., 2013). Aunque ambos modelos tienen un propósito similar: identificar los sitios adecuados para la supervivencia de las poblaciones de una especie a través de la identificación de sus requerimientos ambientales, cuando se intenta estimar el área de distribución real de una especie (G_o), lo adecuado es hablar de SDM. Si se intenta modelar las áreas potenciales, lo cual necesariamente implica identificar en el espacio geográfico las regiones idóneas o favorables a la especie (G_i o G_A), entonces se debe usar el término MNE (Peterson y Soberón, 2012; Saupe et al., 2012).

Los MNE se clasifican en mecanicistas, correlativos y basados en procesos. Los mecanicistas tienen como objetivo entender, utilizando enfoques de modelación biofísica, los requerimientos ambientales del nicho fundamental de una especie. Estos modelos utilizan variables que, comprobado experimentalmente, afectan la supervivencia de una especie (e.g. temperatura, pH) (Peterson et al., 2015). Los métodos correlativos son los más utilizados y buscan relacionar las localidades donde se encuentra una especie con las variables ambientales de esas localidades (Peterson y Soberón, 2012). Estos métodos permiten definir el nicho ecológico en un espacio ambiental multidimensional con base en los registros de presencia/ausencia, variables ambientales y distintos algoritmos (Domain, Bioclim, MaxEnt, redes neuronales, Modelos Lineales Generalizados, Modelos Aditivos Generalizados) (Elith et al., 2006). Una vez que el nicho ecológico se ha definido en el espacio ambiental, se proyecta en el espacio geográfico, produciendo un mapa de distribución potencial de la especie (Martínez-Meyer, 2005). Los métodos basados en procesos utilizan las estimaciones de las dimensiones del nicho de los enfoques anteriores e incluyen factores de dispersión, colonización y (en algunos casos) interacciones bióticas para simular el área ocupada por la especie (G_o) (Peterson et al., 2015).

Las principales aplicaciones de los MNE que se han reportado incluyen la identificación de regiones para la reintroducción de especies, la caracterización del área de distribución y riqueza de especies, la estimación de áreas potenciales de invasión y la evaluación de los posibles efectos del CC sobre la distribución de las especies (Thomas y Lennon, 1999; Cheung et al., 2009; Hazen et al., 2012; Guisande et al., 2013; Jones et al., 2013; Pikesley et al., 2014; Dedman et al., 2015; Remya et al., 2015). Muchas de estas aplicaciones implican la transferencia de las predicciones de estos modelos a nuevas áreas y/o a otros periodos de tiempo. Sin embargo, se deben considerar algunos supuestos para su interpretación,

cuando los modelos se calibran en un área o tiempo y son transferidos a otra (o), bajo condiciones diferentes a las usadas para su calibración (Peterson et al., 2011).

En los MNE no se incluyen factores evolutivos, por lo que una suposición fundamental que subyace en muchas de sus aplicaciones, y específicamente en la transferencia de las predicciones de nicho a otro espacio y/o tiempo, es que los nichos se “conservan” (Broennimann et al., 2007). Que el nicho se conserve se refiere a la evidencia empírica y argumentos teóricos que muestran que, en cierta medida, los nichos parecen evolucionar de manera relativamente lenta dentro de los linajes (Holt y Gaines, 1992; Broennimann et al., 2007; Peterson, 2011). Y se basa en que las especies tienden a mantener los requerimientos de su nicho fundamental a través del tiempo. De esta forma, los MNE pueden ser usados para predecir la distribución de especies invasoras y los efectos del CC (Peterson et al., 2011).

Otro supuesto es que las especies se encuentran en equilibrio con su ambiente (Araújo y Pearson, 2005). Es decir, las especies están presentes en los sitios con las condiciones idóneas y ausentes donde las condiciones no son favorables. Sin embargo, existe una serie de factores que intervienen en la presencia y/o ausencia de una especie en determinado lugar. Por ejemplo, se sabe que las especies no ocupan todos los espacios climáticos idóneos debido a factores históricos y/o ecológicos (e. g. competencia y capacidad de dispersión). En otros casos puede que las variables ambientales seleccionadas no describan adecuadamente la distribución de la especie. Sin embargo, esta posibilidad es inherente a cualquier modelo correlativo, por lo que la selección de las variables, a utilizar en el modelaje, necesita ser apoyada por el conocimiento existente de la ecología de las especies (Araújo y Pearson, 2005; Peterson et al., 2011).

1.1.2 Efecto del cambio climático sobre la distribución de especies marinas

El CC global está afectando la distribución de las especies marinas y se cree que representa una de las principales amenazas para la biodiversidad. Los estudios que han estimado la distribución de especies considerando el posible efecto del CC se han centrado principalmente en animales y plantas terrestres (Peterson y Shaw, 2003; Roura-Pascual et al., 2004; Araújo et al., 2006; Saupe et al., 2011; Ureta et al., 2015). De igual manera la mayoría de los trabajos que tratan sobre el ambiente marino se han enfocado en peces óseos, invertebrados, tortugas y corales (Cheung et al., 2009; Clark et al., 2003; Hazen et al., 2012; Hughes et al., 2003; Melo Merino, 2013; Pikesley et al., 2014). En la mayoría de las investigaciones se ha observado que las especies responden al calentamiento del océano cambiando su distribución latitudinalmente o su intervalo de distribución conforme a la profundidad. Lo que se puede esperar es que

las nuevas condiciones sean fisiológicamente tolerables para las especies permitiendo su aclimatación o adaptación, o pueden ser intolerables, causando la migración, muerte o extinción local (Parmesan, 2006; Doney et al., 2012). Por ejemplo, Cheung et al. (2009) utilizaron un modelo bioclimático, que incorpora la dinámica poblacional y de dispersión, para modelar la distribución de 836 especies de peces y 230 especies de invertebrados de importancia comercial. Estos autores utilizaron escenarios de CC para pronosticar el recambio de especies para el año 2050 con relación al año 2003, a partir de la estimación de: a) patrones globales de extinción local, b) invasión y c) el efecto combinado de ambos. Sus resultados muestran que el CC puede conducir a numerosas extinciones locales en las regiones sub-polares, en los trópicos y en mares semiabiertos. Asimismo, proyectaron una invasión de especies más intensa en el Ártico y en el Océano Austral. En conjunto, esto resulta en un recambio de especies de alrededor de 60% de la biodiversidad actual, lo cual traería disturbios ecológicos que potencialmente tendrían efectos sobre los ecosistemas (Cheung et al., 2009).

Además de los efectos sobre los ecosistemas, los cambios estimados en la distribución geográfica de las especies podrían producir cambios en la composición de las capturas de especies objetivo de la pesca. Un ejemplo de esto es el estudio realizado por Cheung et al. (2010) en el que proyectaron, bajo dos escenarios de CC, los cambios potenciales en la captura global de 1066 especies de peces e invertebrados de importancia comercial para el periodo 2005-2055. Los autores estiman que el CC puede causar una redistribución a gran escala del potencial de captura mundial, con un incremento de 30-70% en latitudes altas y una disminución de hasta el 40% en los trópicos. Tales cambios son más evidentes en el Océano Pacífico, siendo más vulnerables, desde el punto de vista socioeconómico, las regiones tropicales.

Asimismo, Hazen et al. (2012) modelaron la distribución de 15 especies de depredadores tope en función del CC en el Pacífico Norte y examinaron los cambios potenciales en su hábitat y el cambio en la riqueza de especies. Utilizaron la salida de un modelo de circulación global atmósfera-océano acoplado a modelos biogeoquímicos marinos que permitió proyectar la TSM y la concentración de clorofila de 2001 a 2100. Sus resultados predicen un decremento de hasta el 35% en el hábitat de la tortuga boba (*Caretta caretta*), el tiburón blanco (*Carcharodon carcharias*) y el tiburón mako (*Isurus oxyrinchus*). Los patrones de diversidad se mantuvieron casi constantes en la Corriente de California, sin embargo, la riqueza disminuyó hasta un 20% en la Zona de Transición del Pacífico Norte. En general, sus resultados sugieren un desplazamiento de la biodiversidad hacia el norte.

Jones et al. (2013) realizaron un estudio en el Mar del Norte, en el que evaluaron el impacto del CC sobre diez especies de peces de importancia comercial y siete especies (entre ellas seis de batoideos) que se encuentran en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés). Utilizaron un ensamble de modelos de nicho ecológico y dos escenarios de modelos climáticos. Aunque sus resultados muestran una gran variación entre especies y entre modelos, todos sus modelos muestran que las especies se han desplazado hacia el norte a una velocidad promedio de 27 km por década. Para la raya noruega (*Dipturus batis*) y el angelote (*Squatina Squatina*), especies en peligro crítico, Jones et al. (2013) sugieren una menor capacidad de respuesta a los cambios climáticos o nuevas amenazas debido a su pequeño tamaño poblacional y a su capacidad de dispersión.

En México, Martínez-Arroyo et al. (2011) estudiaron la vulnerabilidad al cambio climático de 16 pesquerías en diferentes ambientes marinos (arrecifes, pastos marinos, lagunas, humedales, corrientes marinas, frentes y surgencias). Los autores mencionan que los factores principales que podrían afectar la producción pesquera son el incremento en la TSM, el aumento en el nivel del mar y la disminución de los caudales de los ríos por cambios en los patrones de precipitación. Los cambios en estas variables, previstos por los escenarios de CC, se añadirán a los impactos antropogénicos (e. g. sobrepesca, pérdida de hábitat), por esto Martínez-Arroyo et al., (2011) sugieren una planificación de estrategias de adaptación y mitigación al CC que incluya los impactos antes mencionados.

En otro estudio, Pikesley et al. (2014) para la tortuga boba (*Caretta caretta*) utilizaron un ensamble de modelos de nicho ecológico para predecir el posible cambio en su distribución como consecuencia del CC. Aplicaron un incremento (entre 0.6° y 2° C) en la TSM considerando las Trayectorias de Concentración Representativas (Representative Concentration Pathway, RCP) proyectadas bajo los escenarios RCP 2.6 (el más bajo) y RCP 8.5 (el más alto). Los resultados de los MNE indican que la TSM, la producción primaria neta y la profundidad, son las variables con mayor contribución a los modelos. Además, mencionan que la TSM puede ser una variable crítica en la definición del nicho ecológico de las tortugas bobas y un incremento en ésta podría generar un desplazamiento latitudinal de las tortugas que utilizan las zonas oceánicas y neríticas (Pikesley et al., 2014).

1.1.3 Factores ecológicos relacionados con la distribución de elasmobranquios

Todavía son pocos los estudios que estiman la correlación de diferentes factores oceanográficos con la distribución y riqueza de especies de elasmobranquios utilizando modelos de nicho ecológico. Hacohe-Domené et al. (2015) modelaron la distribución potencial del tiburón ballena (*Rhincodon typus*) en el Caribe mexicano. Los autores encontraron que la productividad primaria y la TSM son las variables con una mayor relación con las agregaciones de tiburón ballena. Otros autores mencionan que la distancia a la plataforma continental y la concentración de clorofila *a* son las variables más importantes para esta especie, debido a una asociación de estas variables con una alta disponibilidad de alimento (McKinney et al., 2012).

Siders et al. (2013) estudiaron la variación espacio-temporal en el uso de hábitat del tiburón peregrino (*Cetorhinus maximus*) en la Bahía de Fundy, Canadá. Estos autores mencionan que la batimetría, la TSM y la concentración de clorofila *a*, influyen fuertemente en la presencia de esta especie a lo largo del año. Para batoideos, diversos estudios han estimado que variables ambientales como la temperatura, la batimetría, el tipo de sedimento, concentración de nitratos, entre otras, son factores determinantes en la riqueza y distribución de estas especies (Martin et al., 2012; Guisande et al., 2013; Maxwell et al., 2009).

1.2 Justificación

Los peces batoideos son un componente importante en la estructura de las comunidades marinas. Son especies de alto valor ecológico debido a su función como reguladores de la abundancia y de la composición de especies bentónicas y pelágicas (Stevens et al., 2000; Heithaus et al., 2010). Además, desempeñan un papel importante en las redes tróficas costeras y pelágicas favoreciendo el flujo de materia y energía entre el ambiente pelágico y demersal (Heithaus et al. 2010). Por esto es importante estimar la distribución de estas especies en relación con el ambiente oceánico, ya que los cambios que puedan sufrir sus áreas de distribución geográfica podrían tener impactos en la biodiversidad, las pesquerías y los ecosistemas marinos. El estudio del impacto de estos cambios en el ambiente marino requiere de un entendimiento detallado de la diversidad y distribución de los organismos marinos a escalas macroscópicas, con el objetivo de mejorar la comprensión de las distribuciones reales de las especies (Wiley et al., 2003).

La capacidad de predecir las distribuciones de las especies de interés a través de un modelo, basándose en los registros existentes, permitirá predecir la presencia potencial de las especies en aguas previamente no muestreadas. Si las predicciones del modelo son robustas, las respuestas de las especies de batoideos al CC podrían ser predichas. En conjunto esta información puede ser la base para la evaluación de posibles áreas futuras de conservación (Peterson et al., 2011). Además, los resultados obtenidos pueden ser usados en estudios de manejo para identificar las zonas y especies que presenten mayor riesgo ante el incremento de la TSM como consecuencia del CC.

1.3 Hipótesis

- La distribución potencial actual de las siete especies de batoideos no será diferente de la distribución reportada.
- La distribución potencial futura considerando un incremento en la temperatura superficial del mar será diferente de la distribución potencial actual.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo General

Evaluar el cambio potencial en la distribución geográfica de siete especies de batoideos dentro del Golfo de California (GC), considerando los cambios en la temperatura superficial del mar conforme a los escenarios RCP 4.5 y RCP 8.5 para el periodo 2020-2050.

1.4.2 Objetivos particulares

- Modelar la distribución potencial “actual” de las especies de batoideos en el GC.
- Modelar la distribución potencial “futura” de las especies de batoideos considerando los escenarios de cambio climático RCP 4.5 y RCP 8.5 para el periodo 2020-2050.
- Convertir los modelos de distribución potencial “actual” y “futura” a mapas binarios (presencia/ausencia).
- Evaluar el posible cambio en la distribución geográfica de las especies de batoideos en el GC considerando los modelos de distribución potencial actual y futura, e identificar las especies que presenten un mayor cambio en su distribución.

Capítulo 2. Metodología

2.1 Área de estudio

El GC es un cuerpo de agua semiabierto que se ubica entre la Península de Baja California y los estados de Sonora y Sinaloa (Álvarez-Borrego, 2012a) (**Figura 2**). El GC comprende una gran cuenca de evaporación que en su parte sur se comunica con el Océano Pacífico. El límite meridional del GC, desde la perspectiva oceanográfica, está limitado por una línea que conecta Cabo San Lucas con Cabo Corrientes (Lavín y Marinone, 2003). Cuenta con una longitud aproximada de 1,400 km y un ancho de 150 a 200 km, alcanzando profundidades de más de 3,000 m en su entrada, siendo la parte norte la más somera (Álvarez-Borrego y Schwartzlose, 1979; Lavín y Marinone, 2003). El GC es conocido por su gran biodiversidad, endemismos y por su elevada productividad primaria, resultado de la combinación de su batimetría, latitud y procesos oceanográficos (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991; Lavín y Marinone, 2003; Wilkinson et al., 2009). La temperatura mensual promedio en el GC varía tanto espacial como estacionalmente (Lluch-Cota et al., 2007), alcanzando las mayores temperaturas medias en julio y agosto (32 °C) y las menores en enero (11 °C).

El GC se caracteriza por presentar tres mecanismos principales que generan una alta productividad: surgencias inducidas por el viento, la mezcla de marea alrededor de las grandes islas y el intercambio de aguas con el Océano Pacífico (Álvarez-Borrego, 2012a). En invierno las temperaturas del aire disminuyen de la boca hasta el alto golfo y en verano se incrementa en la misma dirección (Santamaría-del-Ángel et al., 1994). Los vientos del noroeste generan surgencias en la costa este durante invierno y primavera, mientras que los vientos del suroeste causan surgencias en la costa oeste en el verano (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991; Zirino et al., 1997). El rango de marea de la parte más septentrional del golfo es >7 m (Álvarez-Borrego, 2012a). La mezcla por el efecto de las corrientes de las mareas en la zona de las islas grandes tienen el efecto neto de transportar agua fría y rica en nutrientes a la superficie (Álvarez-Borrego, 2012a; Rodríguez-Ibáñez et al., 2013). En general, el calor y la salinidad son exportados del golfo al Pacífico y, como resultado de los balances termohalinos, el agua semi-profunda (200 – 600 m) que entra posee una mayor concentración de nutrientes inorgánicos que el agua superficial que sale (Álvarez-Borrego, 2012b; Marinone, 2003). Gracias a la mezcla y las surgencias, las aguas profundas y ricas en nutrientes emergen hacia la zona eufótica donde pueden ser aprovechados por el fitoplancton (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991) alcanzando un máximo de productividad durante los meses de invierno y primavera (Álvarez-Borrego y Giles-Guzmán, 2012).

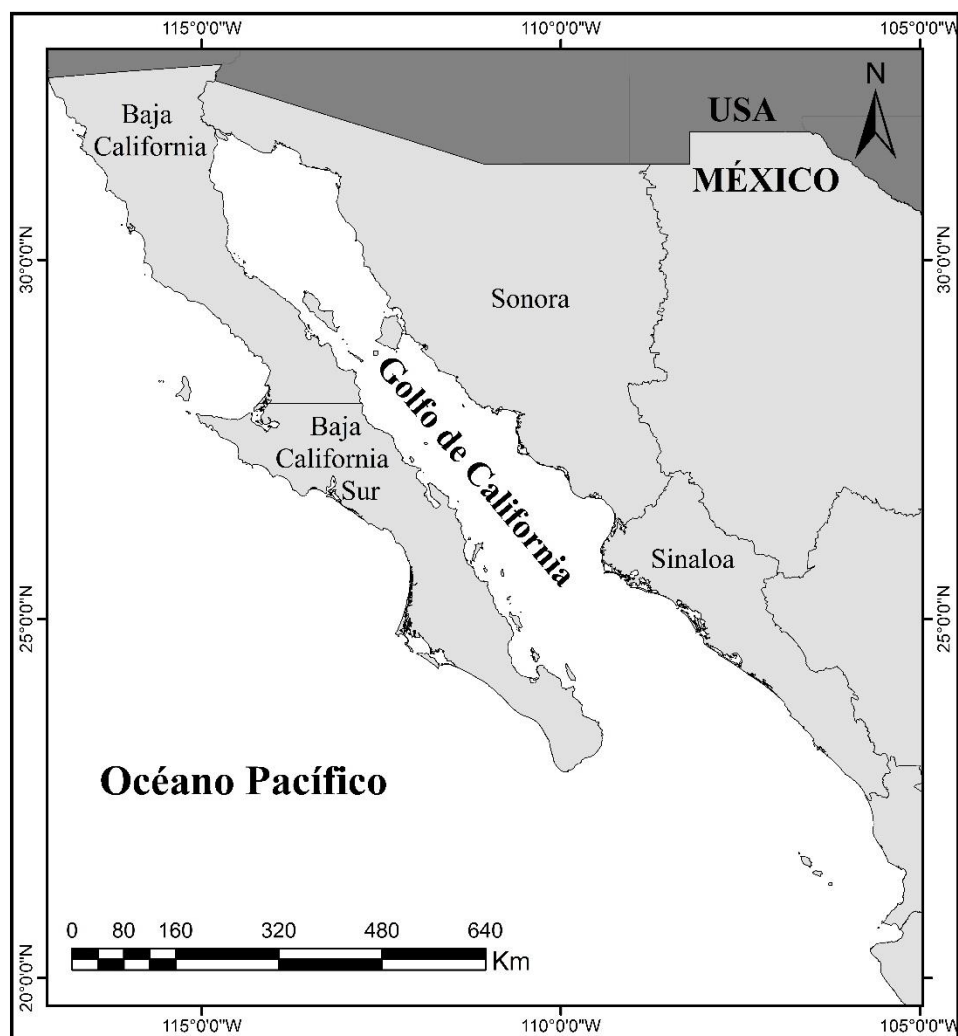


Figura 2. Área de estudio.

2.2 Selección de las especies para el estudio

Se realizó un listado de las especies de batoideos que se distribuyen en el GC. Se consultó la Carta Nacional Pesquera (2010), el Catálogo de la FAO (1995) y la Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006 (DOF, 2007). A partir de esta información, se seleccionaron siete especies considerando los siguientes criterios: especies de importancia comercial, endémicas y bajo medidas de protección. Las especies de importancia comercial que se incluyeron en el estudio son: la guitarra blanca (*Pseudobatus productus*; Ayres, 1854), la raya mariposa (*Gymnura marmorata*; Cooper, 1864) y la guitarra pinta (*Zapteryx exasperata*; Jordan y Gilbert, 1880). Se seleccionó una especie endémica del GC, la raya de Cortés (*Raja cortezensis*; McEachran y Miyake, 1988) y una especie endémica de México la raya redonda de Cortés (*Urolophus maculatus*; Garman, 1913). Por último, se seleccionaron dos especies de *Mobula* spp. la raya diablo de espina (*Mobula*

japanica; Müller y Henle, 1841) y la raya diablo (*M. thurstoni*, Lloyd 1908), especies que desde 2007 se encuentran dentro de la NOM-029-PESC-2006 en la que se prohíbe su captura y retención.

2.3 Recopilación de los registros de presencia de las especies

Los registros de presencia de las especies de interés se obtuvieron de las siguientes fuentes de acceso libre: Ocean Biogeographic Information System (OBIS, <http://www.iobis.org/es>), Fishbase (<http://www.fishbase.org/search.php>), Unidad Informática para la Biodiversidad del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNIBIO, <http://unibio.unam.mx>), VerNet (<http://portal.vertnet.org/search>), Fishnet2 (<http://www.fishnet2.net>), Global Biodiversity Information Facility (GBIF, <http://www.gbif.org>), Shorefishes of the Tropical Eastern Pacific Information System (Smithsonian, <http://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/findafish>) y del inventario taxonómico de la Colección Ictiológica del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN). Además, se solicitó información al Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Por último, se realizó una búsqueda en la literatura relacionada con la descripción de las pesquerías artesanales, y se utilizaron los trabajos realizados por Notarbartolo-di-Sciara (1988), Bizzarro et al. (2007), Bizzarro et al. (2009), Smith et al. (2009) y Croll et al. (2012). Con la información obtenida se construyó una base de datos para cada especie, en la que se incluyó: nombre de la especie, longitud, latitud, año, lugar de colecta o sitio donde la especie fue observada y la fuente.

Debido a que los datos de presencia pueden presentar un sesgo de muestreo y una autocorrelación espacial que pueden afectar negativamente el rendimiento del modelo (Phillips et al., 2009), se sobrepuso una cuadrícula de resolución de $1/12^\circ$ (~ 9 km x 9 km) sobre los registros de presencia y se eliminaron los duplicados, dejando un solo registro para cada una de las celdas de la cuadrícula (Peterson et al., 2011). Cuando la posición geográfica correspondía al medio terrestre, se revisó la base original y, si se contaba con información relacionada con el sitio de avistamiento o recolecta, el registro fue corregido, de lo contrario fue eliminado. Estos procedimientos se realizaron utilizando un Sistema de Información Geográfica (SIG, ArcGis versión 10.3). Por último, para cada especie se ordenaron los registros de presencia en una hoja de cálculo en tres columnas: el nombre de la especie, la longitud y la latitud.

2.4 Áreas de Modelación

Después de limpiar los datos, los registros de presencia de cada especie se proyectaron en un mapa y sirvieron como base para definir el área que ha sido accesible para la especie (M). M se utilizó como un marco para definir las áreas de modelación. Se seleccionaron cuatro áreas de modelación con base en la profundidad y distancia de la costa. Especies con una distribución similar se incluyeron en una misma área (Figura 3). Para las especies demersales y principalmente costeras: *P. productus*, *G. marmorata*, *Z. exasperata*, *R. cortezensis* y *U. maculatus*, se consideró la profundidad máxima registrada en la literatura por lo que el área de modelación se delimitó a 500 m de profundidad (Weigmann, 2016), conforme a la batimetría de la zona. Los procedimientos anteriores se realizaron en la plataforma de ArcMap versión 10.3.

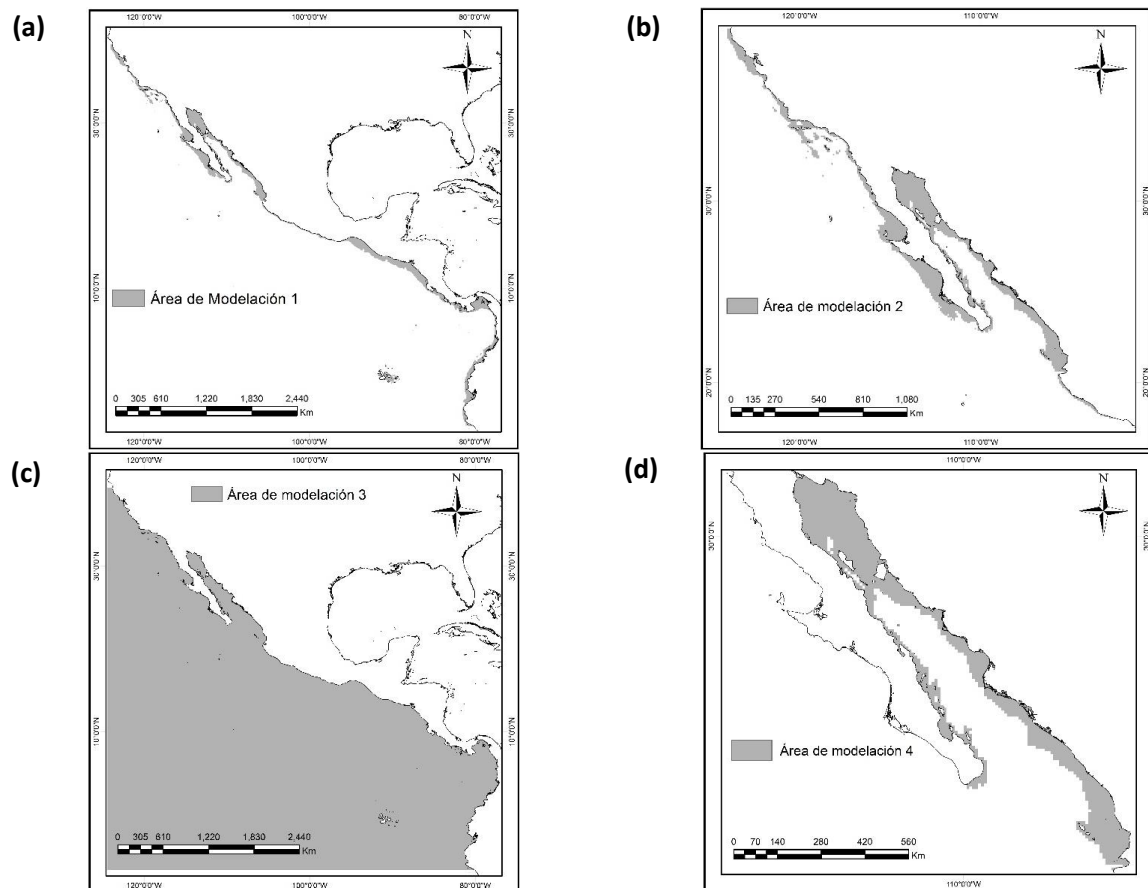


Figura 3. Áreas de modelación para (a) *G. marmorata*, (b) *P. productus*, *Z. exasperata* y *U. maculatus*, (c) *M. japonica* y *M. thurstoni*; y (d) *R. cortezensis*.

2.5 Variables ambientales

Para generar los MNE se emplearon variables ambientales que se consideran importantes en la distribución de las especies de batoideos (Maxwell et al., 2009; Chin et al., 2010; Guisande et al., 2013; Dulvy et al., 2014) y otras de importancia oceanográfica para la región.

En total se utilizaron ocho variables: oxígeno disuelto (OD, ml/l), salinidad, concentración de fosfatos ($\mu\text{mol/l}$), concentración de nitratos ($\mu\text{mol/l}$), temperatura superficial del mar (TSM, $^{\circ}\text{C}$), Radiación Fotosintéticamente Disponible (PAR, por sus siglas en inglés, Einstein $\text{m}^{-2} \text{d}$), clorofila *a* (Chl, mg m^{-3}) y la batimetría (m). Los valores de las primeras cuatro variables se descargaron del *World Ocean Atlas 2013* (WOA 13; <http://www.nodc.noaa.gov/OC5/SELECT/woaselect/woaselect.html>). La información oceanográfica proviene de datos históricos medidos *in situ* que se encuentran en la base de datos del Centro Nacional de Datos Oceanográficos (NODC, por sus siglas en inglés) de la Administración Nacional del Océano y de la Atmósfera (NOAA, por sus siglas en inglés).

La TSM, PAR y Chl se obtuvieron de la Administración Nacional de Aeronáutica y del Espacio de los Estados Unidos (NASA, por sus siglas en inglés) disponibles en el portal *Ocean Color Web* (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cms/>). La información oceanográfica fue adquirida del sensor MODIS-Aqua, con una resolución espacial de $1/12^{\circ}$ (tamaño de pixel de $\sim 9.2 \text{ km} \times 9.2 \text{ km}$). Los datos de batimetría se descargaron de la Carta Batimétrica Global de los Océanos (GEBCO: <http://www.gebco.net/>) (**Tabla 1**).

A excepción de la batimetría y PAR, se obtuvieron valores mínimos, máximos, intervalos y promedios de las variables, lo que resulta en un total de 26 capas ambientales. Las variables se procesaron utilizando un dominio de 40° N a 7° S y 124° O a 77° O y el sistema de coordenadas geográficas WGS84 (World Geodetic System 84).

Tabla 1. Variables ambientales utilizadas para construir los modelos de nicho ecológico.

Variable	Resolución espacial/temporal	Serie de tiempo	Fuente
Temperatura superficial del mar (TSM)	5' ($\sim 9.2 \text{ km}$)/mensual	2002-2012	Ocean Color Web
Concentración de clorofila <i>a</i> (Chl)	5' /mensual	2002-2015	Ocean Color Web
Radiación Fotosintéticamente Disponible (PAR)	5' /mensual	2002-2015	Ocean Color Web
Concentración de Fosfato	1° ($\sim 111 \text{ km}$)/anual	1939-2007	WOA
Concentración de Nitrato	1°/anual	1939-2007	WOA
Salinidad	1°/anual	1939-2007	WOA
Oxígeno disuelto (OD)	1°/anual	1939-2007	WOA
Batimetría	30' arco ($\sim 0.93 \text{ km}$)	2010	GEBCO

Se utilizó una resolución espacial de $1/12^\circ$, por lo que, las capas ambientales tuvieron que ser homogeneizadas a la misma resolución ($1/12^\circ$), la cual consistió en ingresar las capas ambientales con resolución de 5' de arco y 1° a un Sistema de Información Geográfica, y para cada capa se realizó un muestreo a la resolución establecida utilizando el método de distancia inversa ponderada (IDW, por sus siglas en inglés). El IDW ha demostrado ser un método de interpolación eficiente para conservar la variabilidad de las condiciones ambientales (Torres et al., 2008). Los valores de las variables, salinidad, nitratos, silicatos, fosfatos y oxígeno disuelto fueron extraídos por Petatán-Ramírez (2015) y posteriormente procesados en Matlab. El resto de las variables fueron procesadas por Précoma de la Mora (2015). Por último, la extensión de las capas ambientales se delimitó considerando las áreas de modelación definidas anteriormente.

2.6 Construcción de los modelos de distribución potencial

El algoritmo utilizado para predecir la distribución potencial de las especies fue el de Máxima Entropía (MaxEnt) desarrollado por Phillips et al. (2006). Para este trabajo se utilizó la versión 3.3.3k (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>). El algoritmo de MaxEnt utiliza registros de presencia de las especies y un conjunto de variables ambientales predictoras (Phillips et al., 2006). MaxEnt estima la probabilidad de idoneidad del hábitat para el establecimiento de poblaciones viables, mediante la búsqueda de una distribución de probabilidad que maximice la entropía (es decir, lo más cercana a la uniforme) en el área de estudio, pero al mismo tiempo restringida por los valores medios de las variables ambientales en los sitios de presencia (Phillips et al., 2004; Phillips et al., 2006; Elith et al., 2011). Las restricciones de las variables son definidas por el valor esperado de la distribución, que se estima a partir de un conjunto de registros de presencia de las especies (Franklin, 2010). El principio de máxima entropía postula que los modelos elegidos deben ser lo más similares como sea posible a las expectativas *a priori* y al mismo tiempo ser congruentes con los datos (Phillips et al., 2004). El algoritmo de MaxEnt es la mejor aproximación de una distribución desconocida porque está de acuerdo con todo lo que se conoce, pero evita suponer lo que no se conoce (Franklin, 2010).

MaxEnt produce tres tipos de salidas diferentes para sus predicciones: la cruda (*raw*), la acumulada (*cumulative*) y la logística (*logist*) (Phillips et al., 2006). Las tres salidas tienen diferentes escalas que conducen a interpretaciones y a mapas predictivos diferentes (Phillips et al., 2006; Elith et al., 2011; Merow et al., 2013). En este trabajo se seleccionó el formato de salida logístico, el cual asigna a cada píxel un valor de probabilidad de presencia de la especie que va de cero a uno; asignando cero a los píxeles

donde las condiciones son desfavorables para la presencia de la especie y uno a aquéllos que presentan las mejores condiciones de idoneidad (Phillips y Dudík, 2008).

Utilizar los ajustes predeterminados en la plataforma MaxEnt puede dar lugar a resultados poco confiables (Merow et al., 2013). Para este estudio se considerando los siguientes ajustes en la plataforma: se utilizó un umbral de convergencia de 10^{-5} con 10 000 iteraciones como límite superior para cada corrida, para los casos con más de 10 variables predictivas (Franklin, 2010). Se seleccionó la prueba de navaja (*Jackknife*) la cual consiste en crear un modelo usando cada variable de manera independiente y, adicionalmente, construye un modelo usando todas las variables (Phillips et al., 2006; Elith et al., 2011). Los resultados de esta evaluación se expresan como una medida conocida como “ganancia” y son de gran importancia para evidenciar los requerimientos ecológicos, y que probablemente determinan el área de distribución potencial propia de cada una de las especies (Ibarra-Montoya et al., 2010). Basado en esta prueba, MaxEnt genera una tabla en la que hace una valoración de aquellas variables que contribuyen en mayor medida en la construcción de los modelos (Phillips et al., 2006). Se decidió utilizar un máximo de 10 000 puntos de fondo (*background*), los cuales son puntos no registrados como presencias, de los cuales MaxEnt extrae una muestra que compara con las localidades de presencia. La mayor parte de los análisis que se realizan durante la construcción del modelo usan un umbral para hacer una predicción binaria (1, presencia; 0, ausencia) estando las condiciones adecuadas (presencia) por arriba de dicho umbral y las inadecuadas (ausencia) por debajo, para este estudio se seleccionó “10 percentile training presence” como regla para establecer dicho umbral.

Primero, se realizó un modelo de prueba utilizando los registros de presencia de cada especie y las 26 capas ambientales descritas. Esto se realizó con el objetivo de introducir al modelo las 26 capas ambientales y, con base en los resultados de la prueba *Jackknife*, hacer una selección de las variables que son de mayor importancia en la determinación del área de distribución potencial de la especie (Phillips et al., 2006; Elith et al., 2011). De esta forma se evitó descartar una variable que pudiera ser importante en la distribución de las especies. Posteriormente, se seleccionaron aquellas variables que en conjunto contribuyeran con el 90% en la construcción del modelo. Asimismo, para cada especie se realizó una extracción de los valores de las variables en cada punto de presencia y se estandarizaron para evitar tener diferencias en las escalas (media= 0, desviación estándar= 1). Con estos datos se construyó una matriz de correlación de Pearson y se realizó un análisis por pares entre las variables seleccionadas anteriormente (contribución del 90%) y se observó si existía alguna correlación entre éstas. Cuando un par de variables tenía un coeficiente de correlación de Pearson > 0.70 , una de las variables se eliminaba. Lo anterior se hizo

en la plataforma de Statistica versión 10.0.228.8. Las variables utilizadas en la construcción de los modelos finales se muestran en la **Tabla 2**.

Tabla 2. Variables utilizadas en la construcción de los modelos de nicho ecológico para cada especie. Nota: La batimetría se utilizó en los MNE de todas las especies.

Especie	TSM (°C)	Chl (mg/m ³)	Salinidad (UPS)	OD (ml/l)	PAR, (Einstein m ⁻² día)	Fosfato (μmol/l)	Nitrato (μmol/l)	Número de Variables
<i>G. marmorata</i>	Mínimo Máximo Rango	Media	-	-	-	Rango	Media	7
<i>P. productus</i>	Mínimo Media Rango	Media Rango	Mínimo	Rango	-	-	Media	8
<i>Z. exasperata</i>	Mínima Máxima	Mínimo Máxima	-	-	-	Media	Mínimo	7
<i>U. maculatus</i>	Mínimo Media Rango	Mínimo Rango	Media	Media	Media	Rango	Mínimo	11
<i>R. cortezensis</i>	Media Rango	Media	Mínima	Media Máximo	-	Máximo	-	7
<i>M. japonica</i>	Máximo Mínimo	Rango Mínimo	-	-	Media	Rango	Media	8
<i>M. thurstoni</i>	Máxima Media	Media	Rango	Rango			Media	7

2.7 Validación de los modelos

Lo ideal al validar las predicciones de los modelos es contar con un conjunto de datos independientes de los usados para construir el modelo. Sin embargo, para muchas especies marinas la información es muy escasa y limitada, por lo que se sugiere dividir el conjunto de datos de presencia en dos partes (Phillips et al., 2006; Peterson et al., 2011). De esta forma, para evaluar la capacidad predictiva de los modelos de distribución potencial actual, se dividió de forma aleatoria el conjunto de datos de presencia, el 75% se utilizó para el entrenamiento y el 25% restante se utilizó para la prueba del modelo (Phillips et al. 2006).

Se utilizó la *Receiver Operating Characteristic* (ROC), estadístico que describe la identificación correcta de ausencias o tasa de falsos positivos (1-especificidad, X) contra la identificación correcta de presencias o la tasa de verdaderos positivos (sensibilidad, Y) (Fielding y Bell, 1997). La ROC evalúa qué tanto predijo correctamente el modelo utilizando el 75% de datos para entrenamiento con respecto al 25% utilizado para la prueba y a estas curvas se les mide el área bajo la curva (AUC). El AUC es una salida gráfica que

representa la probabilidad de que un modelo discrimine correctamente entre los sitios de presencia (verdaderos positivos) y los sitios de ausencia (falsos positivos) (Elith et al., 2006; Phillips y Dudík, 2008). Los valores de AUC van de 0 a 1, un modelo con un valor de AUC superior a 0.9 presenta un excelente poder predictivo y es mejor que lo esperado al azar. Un buen modelo tiene un AUC entre 0.6 y 0.9, mientras que valores de AUC de 0.5 implican que la discriminación predictiva no es mejor que el azar, y valores <0.5 indican un rendimiento peor que lo esperado al azar (Elith et al., 2006). Esta medida del desempeño del modelo está implícita en MaxEnt.

2.8 Escenarios de cambio climático (RCP 4.5 y RCP 8.5) para el periodo 2020-2050

Para analizar los posibles cambios ante el CC, los modelos de distribución potencial predictivos de las especies se generaron utilizando cambios en la TSM. Se utilizó la temperatura superficial promedio del océano, proyectada bajo dos escenarios de las Trayectorias de Concentración Representativas definidos por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático.

Los escenarios RCP describen forzamientos futuros de flujo radiativo infrarrojo de la atmósfera al mar, para el siglo XXI, que oscilan entre 2.6 a 8.5 $W m^{-2}$ (**Figura 4a**) y representan un futuro con altas, medias y bajas velocidades de incremento de las concentraciones de dióxido de carbono (CO_2) y otros gases de efecto de invernadero (GEI) (van Vuuren et al., 2011; IPCC, 2014). El RCP 8.5 representa un futuro con altas emisiones GEI como resultado de un crecimiento poblacional, alto consumo de energía y una menor tasa de desarrollo tecnológico. 1) En este escenario se proyecta una trayectoria ascendente a concentraciones de CO_2 de ~ 900 ppm y a un incremento de la temperatura media del aire de 4.2° a 5.0 °C en 2100 (**Figura 4b, c**). 2) El RCP 4.5 y el RCP 6.0, son escenarios intermedios con trayectorias de las concentraciones de CO_2 de 500-600 ppm y un aumento de la temperatura media del aire de 2.4 °C (**Figura 4b, c**) 3) El RCP 2.6, es un escenario que muestra un pico y un descenso; su nivel de forzamiento radiativo alcanza un valor de alrededor de 3.1 $W m^{-2}$ a mediados de siglo y disminuye a 2.6 $W m^{-2}$ para 2100, con concentraciones de CO_2 de ~ 400 ppm; este escenario conduce a un incremento de la temperatura de ~ 2 °C (**Figura 4b, c**) (van Vuuren et al., 2011).

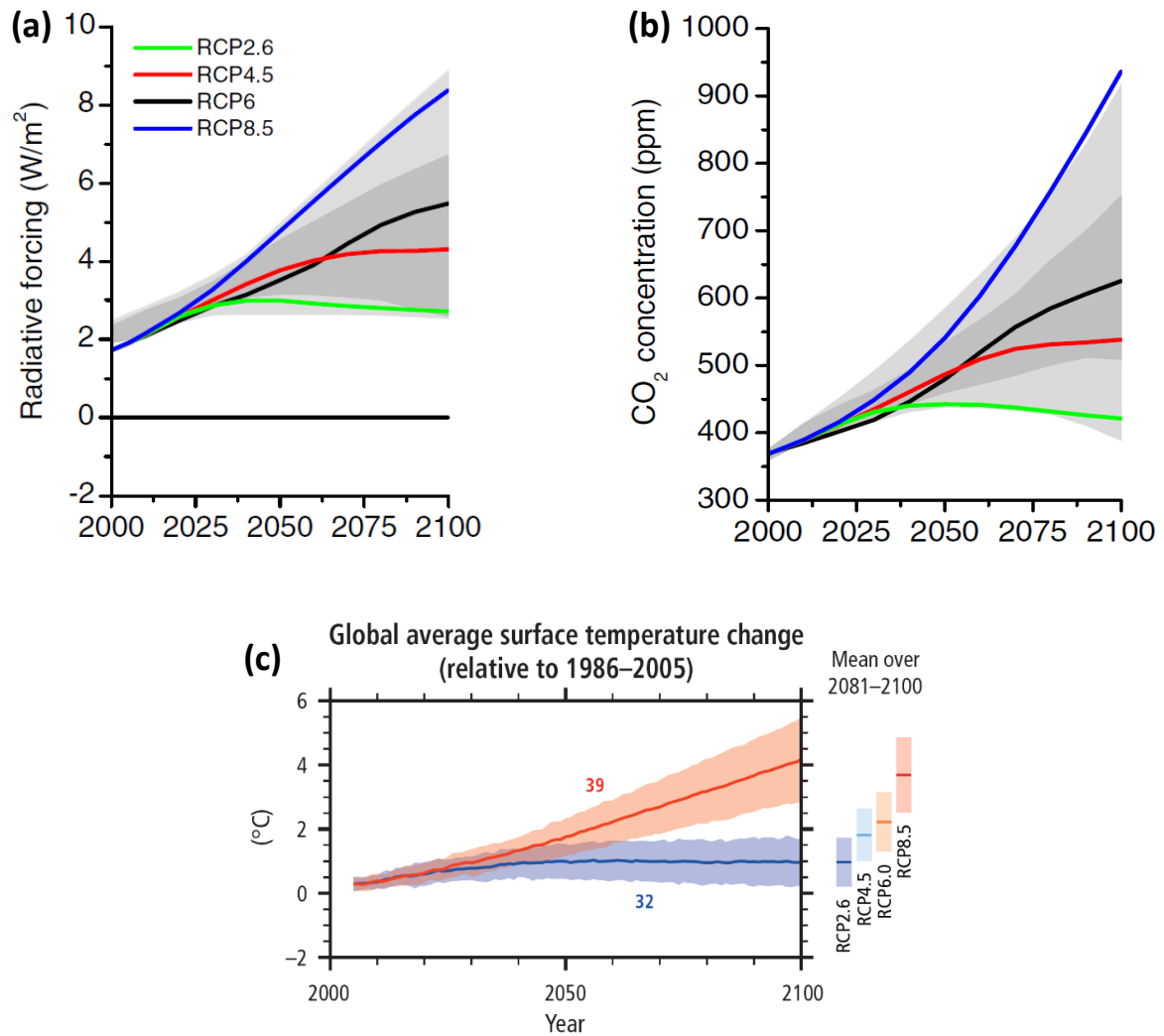


Figura 4. Trayectoria de los cuatro escenarios (RCP's) incluidos en el Quinto Informe de Evaluación del IPCC: (a) Forzamientos radiativos (W/m^2), (b) trayectoria de las concentraciones de CO_2 (ppm) para el año 2100, y (c) cambio global de la temperatura superficial media para el periodo 2000-2100 (van Vuuren et al., 2011; IPCC, 2014).

Los escenarios de CC que se utilizaron fueron elaborados y proporcionados por Morzaria-Luna et al. (en prep.). Los escenarios RCP provienen de los resultados de seis modelos climáticos de circulación global (MCG) de alta resolución (1°) que forman parte del Proyecto de Inter-comparación de Modelos Acoplados, fase 5 (CMIP5, por sus siglas en inglés) (Tabla 3). Los seis MCG cuentan con promedios anuales de la TSM para el RCP 2.6, 4.5 y 8.5. Se realizó un ensamble de la TSM de los seis modelos y se hizo una interpolación a $1/12^{\circ}$. Las anomalías resultantes para el periodo 2020-2050 de cada RCP (con respecto al periodo histórico 1975-2005; Figura 5a, b), se sumaron a una climatología de datos observados correspondientes al periodo 1985-2012 obtenida del sensor *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR) Pathfinder

Versión 5.2 (PFV5.2) a la misma resolución. De esta forma se contó con las proyecciones de la TSM y su anomalía bajo los tres escenarios (RCP 2.6, 4.5 y 8.5); sin embargo, se decidió trabajar con el escenario intermedio (RCP 4.5) y el más extremo (RCP 8.5) (**Figura 5c, d**). Con el fin de tener una aproximación de las TSM máximas, mínimas e intervalos para el periodo 2020-2050 se supuso que para cada punto de malla la variación de la TSM del periodo 1985-2012 no cambiaría. Por esto, la diferencia entre la TSM máxima y mínima se sumó y restó, respectivamente, a la TSM media proyectada para cada RCP, para poder contar con valores máximos, mínimos e intervalos para el tiempo futuro.

Tabla 3. Modelos de circulación global (MCG) utilizados en la construcción de los escenarios de cambio climático.

Modelo	Grupo/Institución responsable
CNRM-CM5	Centre National de Recherches Météorologiques/ Centre Européen de Recherche et de Formation Avancée en Calcul Scientifique
MPI-ESM-MR	Max-Planck-Institut für Meteorologie
HadGEM2-ES	Met Office Hadley Centre / Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
EC-EARTH	EC-EARTH consortium
MRI-CGCM3	Meteorological Research Institute
NorESM1-M	Norwegian Climate Center

Para construir los modelos finales de distribución potencial se utilizaron los registros de presencias y las capas ambientales seleccionadas para cada una de las especies (**Tabla 2**). En la proyección de los modelos al tiempo futuro, sólo se cambió la TSM (periodo 2002-2012, **Figura 5e**) por la TSM proyectada en los escenarios de CC (RCP 4.5 y RCP 8.5) para el periodo 2020-2050 (**Figura 5c, d**).

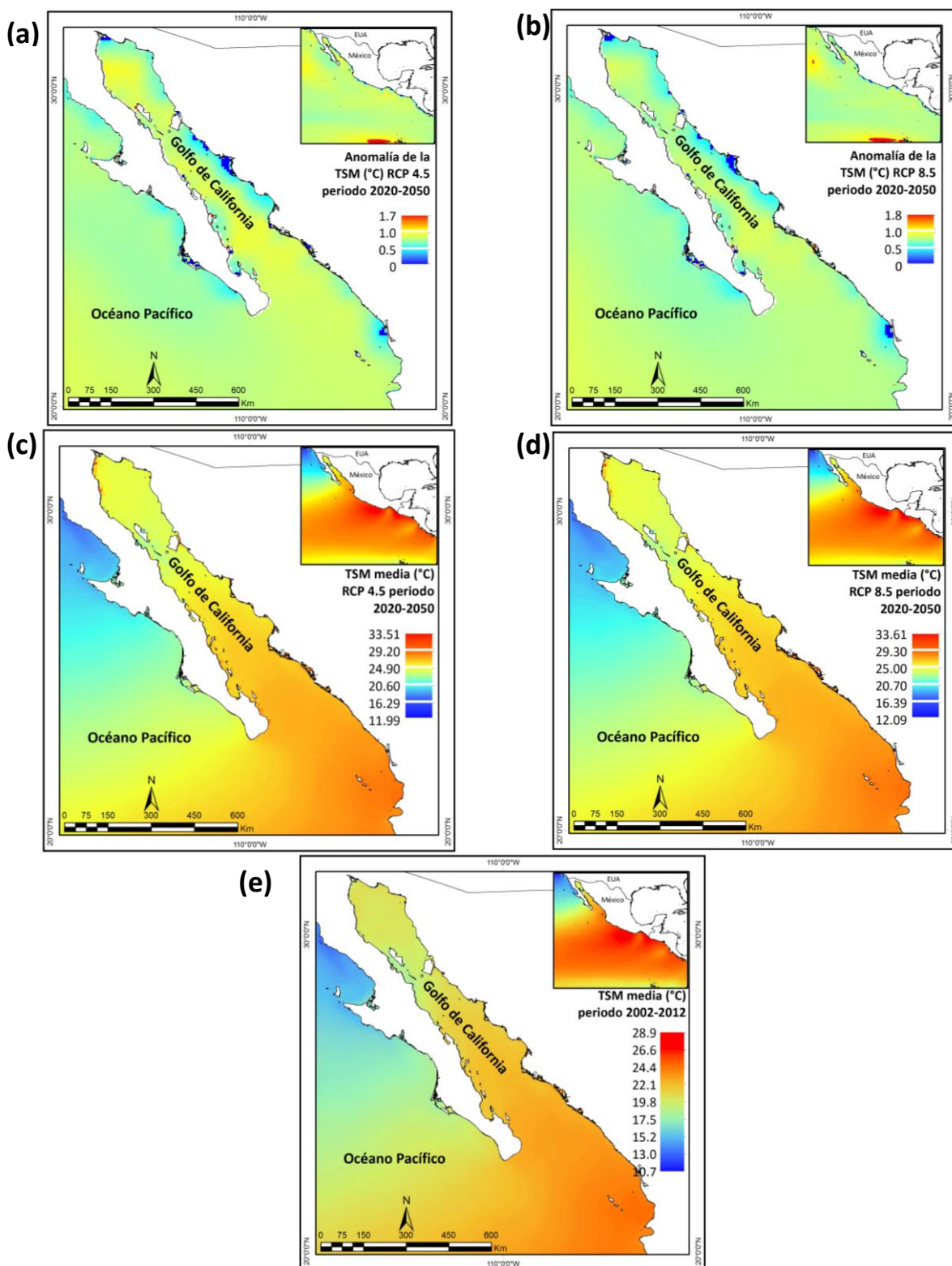


Figura 5. Anomalías de TSM para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. TSM media proyectada en los escenarios (c) RCP 4.5 y (d) RCP 8.5. (e) TSM media para el periodo 2002-2012.

2.9 Evaluación del cambio en la distribución potencial de las especies de batoideos

Para evaluar si había una pérdida o ganancia en el área de distribución potencial en el futuro, las salidas binarias (0 y 1 o ausencia/presencia, respectivamente) de los modelos de distribución potencial “actual” y “futura” de cada especie se ingresaron en un Sistema de Información Geográfica (ArcMap versión 10.3). Esto con el objetivo de proyectarlos en el espacio geográfico y hacer una comparación entre los modelos. Se restó la salida binaria del modelo de distribución “actual” y la salida del modelo de distribución “futura” (esto se hizo por separado para cada RCP y para cada especie). El resultado de la resta permitió identificar: 1) el área de distribución potencial actual de la especie que se mantiene estable en el futuro, 2) las zonas donde existe una pérdida de área, y 3) los sitios donde existe una ganancia en su área de distribución potencial en el futuro. Finalmente, se generaron los mapas que muestran el posible cambio en la distribución potencial de cada especie en términos de área potencial perdida, ganada y estable. Lo anterior se realizó en la plataforma de ArcMap versión 10.3.

Se realizó una evaluación del porcentaje de pérdida o ganancia esperado para cada especie en cada escenario dentro del GC y en toda su área de modelación. Para esto, se hizo un conteo del área de distribución potencial “actual” en términos del número de píxeles ocupados. Posteriormente se hizo una estimación del área perdida y/o ganada en los escenarios futuros en relación al área de distribución potencial “actual”.

Capítulo 3. Resultados

3.1 Registros de presencia

Se obtuvieron 2,700 registros de presencia para las especies de batoideos. Sin embargo, después de la depuración y filtrado, hubo 687 registros de presencia utilizables (**Tabla 4**). Los registros no se distribuyeron de manera equitativa entre las especies. El 64% correspondió a *P. productus*, *G. marmorata* y *Z. exasperata*, especies de importancia comercial, mientras que para *R. cortezensis* sólo se obtuvieron 21 registros (3%).

Tabla 4. Número de registros de presencia (N) para las siete especies de batoideos.

Especie	Nombre común	Registros de presencia (N)
<i>Pseudobatos productus</i>	Guitarra blanca	188
<i>Gymnura marmorata</i>	Raya mariposa	168
<i>Zapteryx exasperata</i>	Guitarra pinta	88
<i>Raja cortezensis</i>	Raya de Cortés	21
<i>Urolophus maculatus</i>	Raya redonda de Cortés	113
<i>Mobula japanica</i>	Raya diablo de espina	56
<i>Mobula thurstoni</i>	Raya diablo	53
Total		687

3.2 Validación de los modelos

Los modelos de nicho ecológico desarrollados para cada especie se corresponden generalmente bien con el conocimiento de la distribución de las especies de batoideos (**Anexo A**). El análisis ROC mostró valores de AUC de 0.98 a 0.81, de acuerdo con esta prueba todos los modelos son mejores que lo esperado al azar (**Tabla 5**).

Tabla 5. Valores de AUC para los datos de entrenamiento y de prueba utilizados en la construcción de los modelos “actuales”.

Especie	Datos para el entrenamiento	Valores AUC para los datos de entrenamiento	Datos para la prueba	Valores AUC para los datos de prueba
<i>P. productus</i>	124	0.90	41	0.81
<i>G. marmorata</i>	123	0.92	41	0.90
<i>Z. exasperata</i>	84	0.90	28	0.86
<i>R. cortezensis</i>	15	0.95	4	0.96
<i>U. maculatus</i>	78	0.92	25	0.90
<i>M. japonica</i>	36	0.94	11	0.94
<i>M. thurstoni</i>	36	0.98	12	0.96

3.3 Evaluación del cambio en la distribución geográfica potencial de las especies

Los MNE desarrollados para cada una de las especies muestran diferentes cambios en la distribución potencial actual con relación a los dos escenarios de CC. En general se observa que la mayoría de las especies de batoideos mantendrán estable gran parte de su área de distribución potencial actual, con un cierto porcentaje de pérdida y/o ganancia que difiere entre especies pero que es muy similar entre escenarios (**Figura 6**).

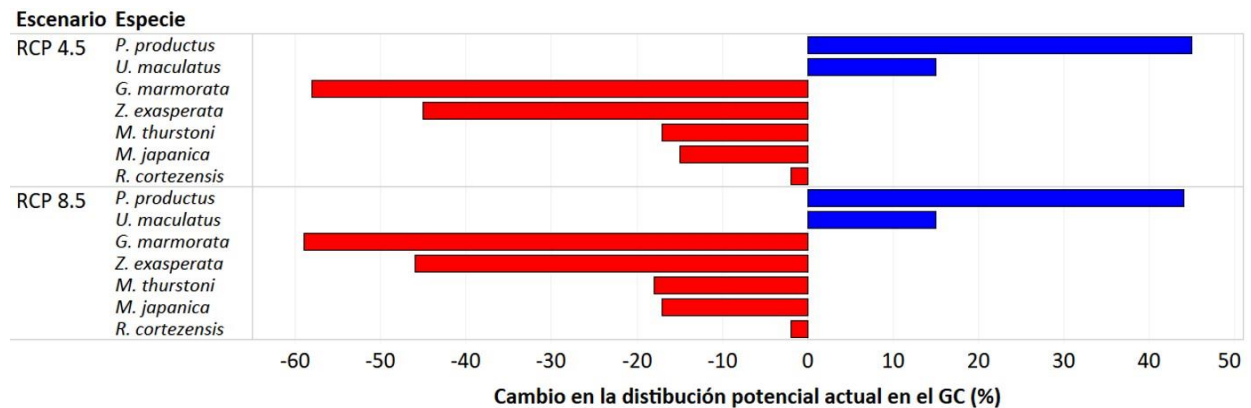


Figura 6. Porcentaje de cambio en la distribución potencial futura en el GC con relación a cada RCP. El rojo indica una pérdida y el azul una ganancia en el área de distribución potencial.

En el caso de la guitarra blanca (*P. productus*) se observa un ganancia de áreas potenciales en zonas más alejadas de la costa (**Figura 7a, b**). En el GC, el porcentaje de área de distribución potencial (ADP) ganada es del 45 y 44% considerando el RCP 4.5 y RCP 8.5, respectivamente (**Figura 6**). De acuerdo con la prueba *Jackknife*, la variable más importante es la batimetría, con un porcentaje de contribución al modelo de 46.6% (**Figura 7c**).

Para la raya redonda de Cortés (*U. maculatus*) gran parte de su distribución se mantiene estable en el futuro (Figura 8a, b). Con un porcentaje de ADP ganada del 15% (Figura 6), la cual se observa principalmente en la región del Alto Golfo y la costa occidental de la Península de Baja California. Asimismo, la batimetría es la variable de mayor importancia con un porcentaje de contribución al modelo de 48% (Figura 8c).

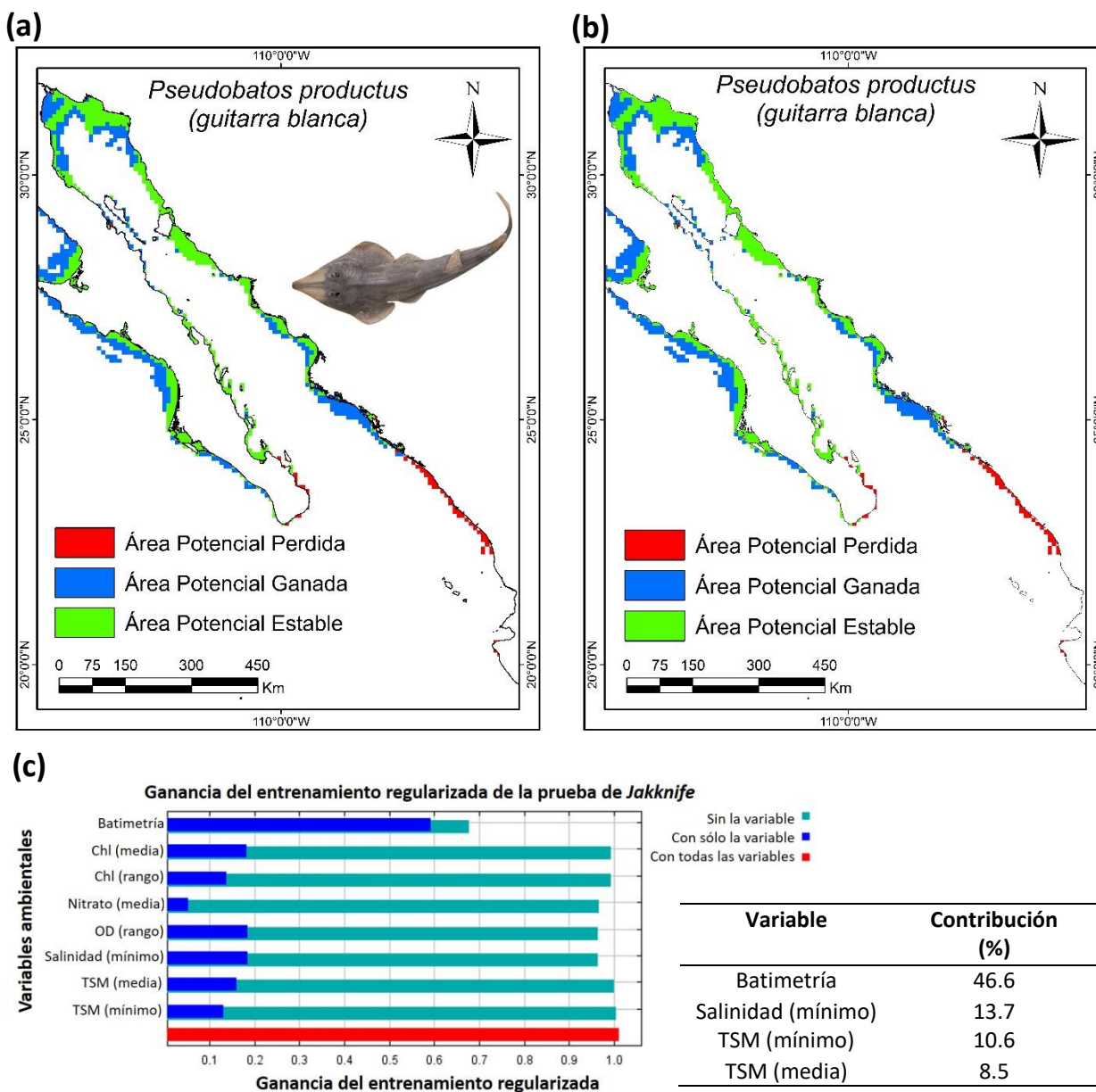


Figura 7. Cambio potencial en la distribución geográfica de *P. productus* para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de *Jackknife* y porcentaje de contribución de las variables más importantes.

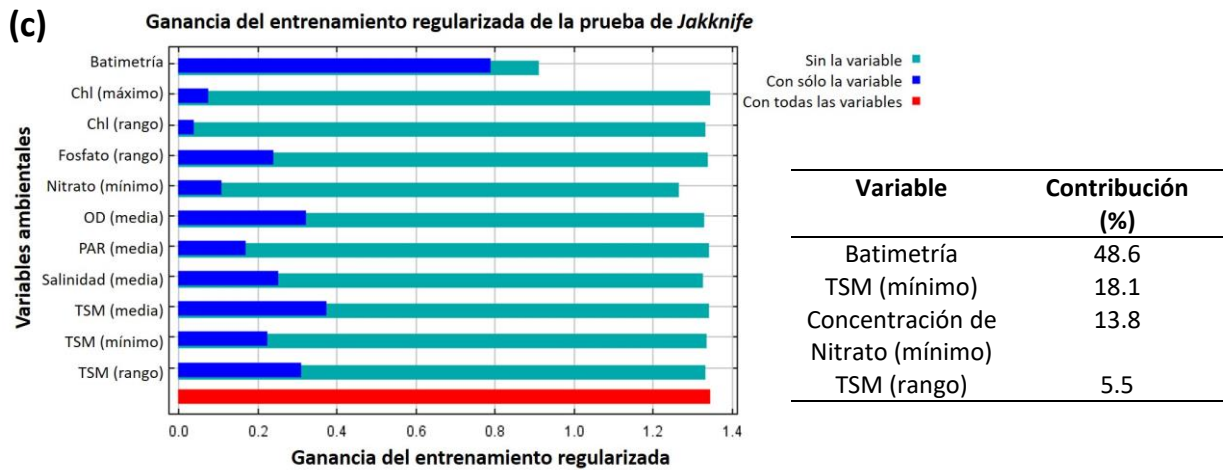
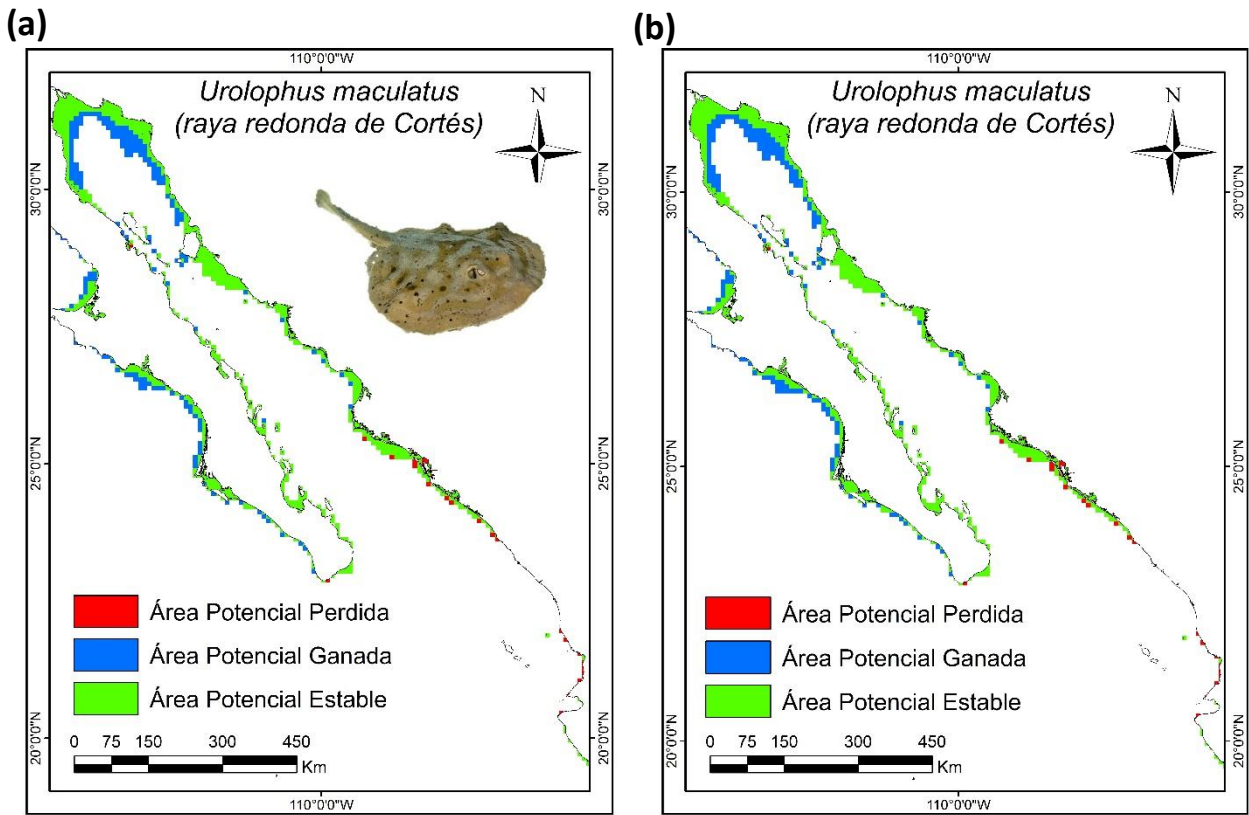


Figura 8. Cambio potencial en la distribución geográfica de *U. maculatus* para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de *Jackknife* y porcentaje de contribución de las variables más importantes.

Los modelos desarrollados para la raya de Cortés (*R. cortezensis*) muestran que la mayor parte de su ADP actual se mantiene estable en ambos escenarios (**Figura 9a, b**). Con una pérdida de ADP tanto para el RCP 4.5 como para el RCP 8.5 de 2% (**Figura 6**). De acuerdo con la prueba *Jackknife*, el oxígeno disuelto es la variable más importante con un porcentaje de contribución al modelo de 44% (**Figura 9c**).

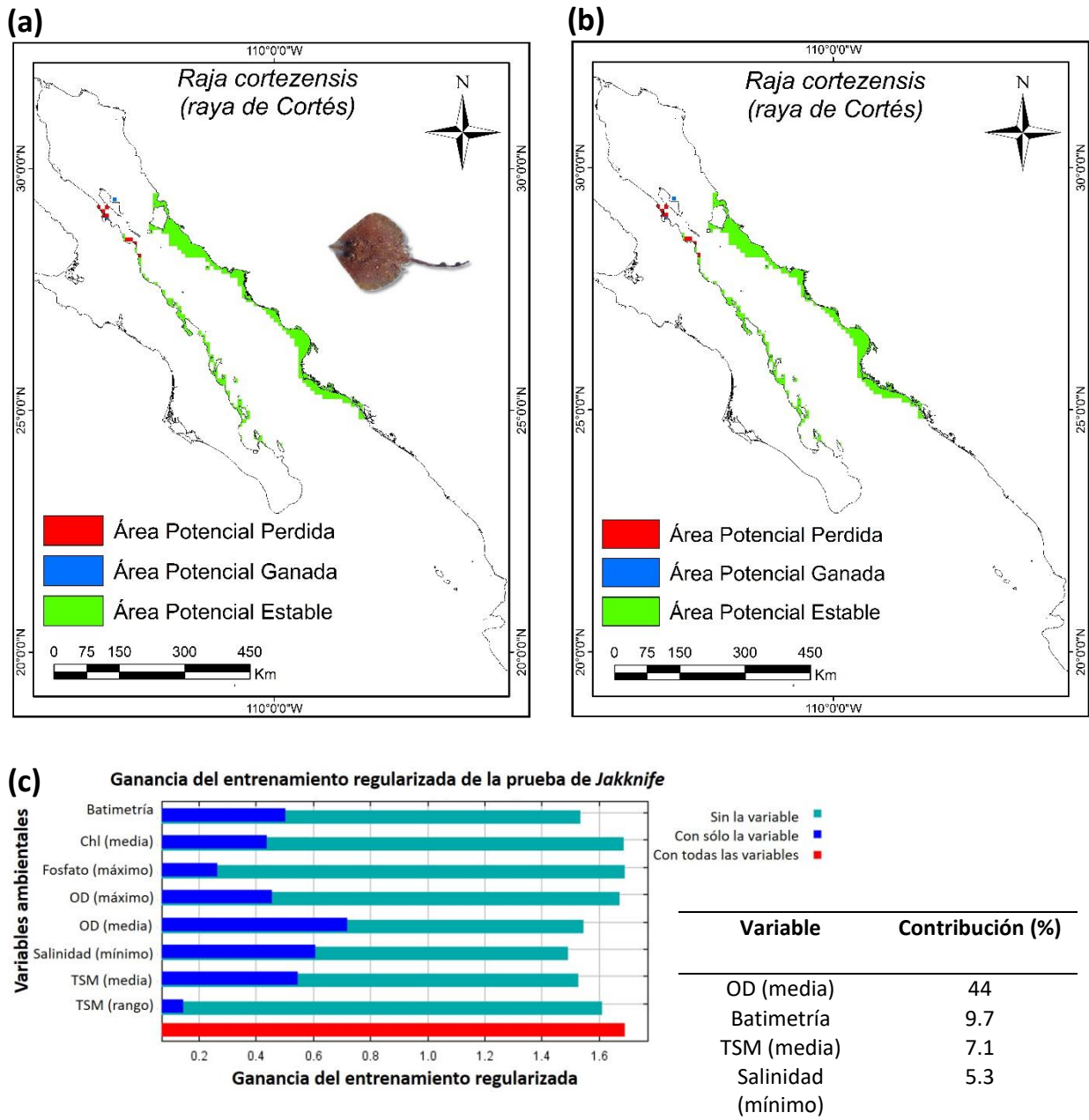


Figura 9. Cambio potencial en la distribución geográfica de *R. cortezensis* para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de *Jackknife* y porcentaje de contribución de las variables más importantes.

Para la raya mariposa (*G. marmorata*) y la guitarra pinta (*Z. exasperata*) se observa una pérdida en sus ADP en el GC. La pérdida de áreas potencialmente idóneas se observa principalmente en la región del Alto Golfo y en las costas de Sonora y Sinaloa (**Figura 10a, b; Figura 11a, b**). Considerando el RCP 4.5 y 8.5, la raya mariposa pierde un porcentaje de ADP de 58 y 59% respectivamente; mientras que para la guitarra pinta se pierde un 45 y 46% (**Figura 6**). La batimetría resultó ser la variable más importante para estas especies (**Figura 10c, Figura 11c**).

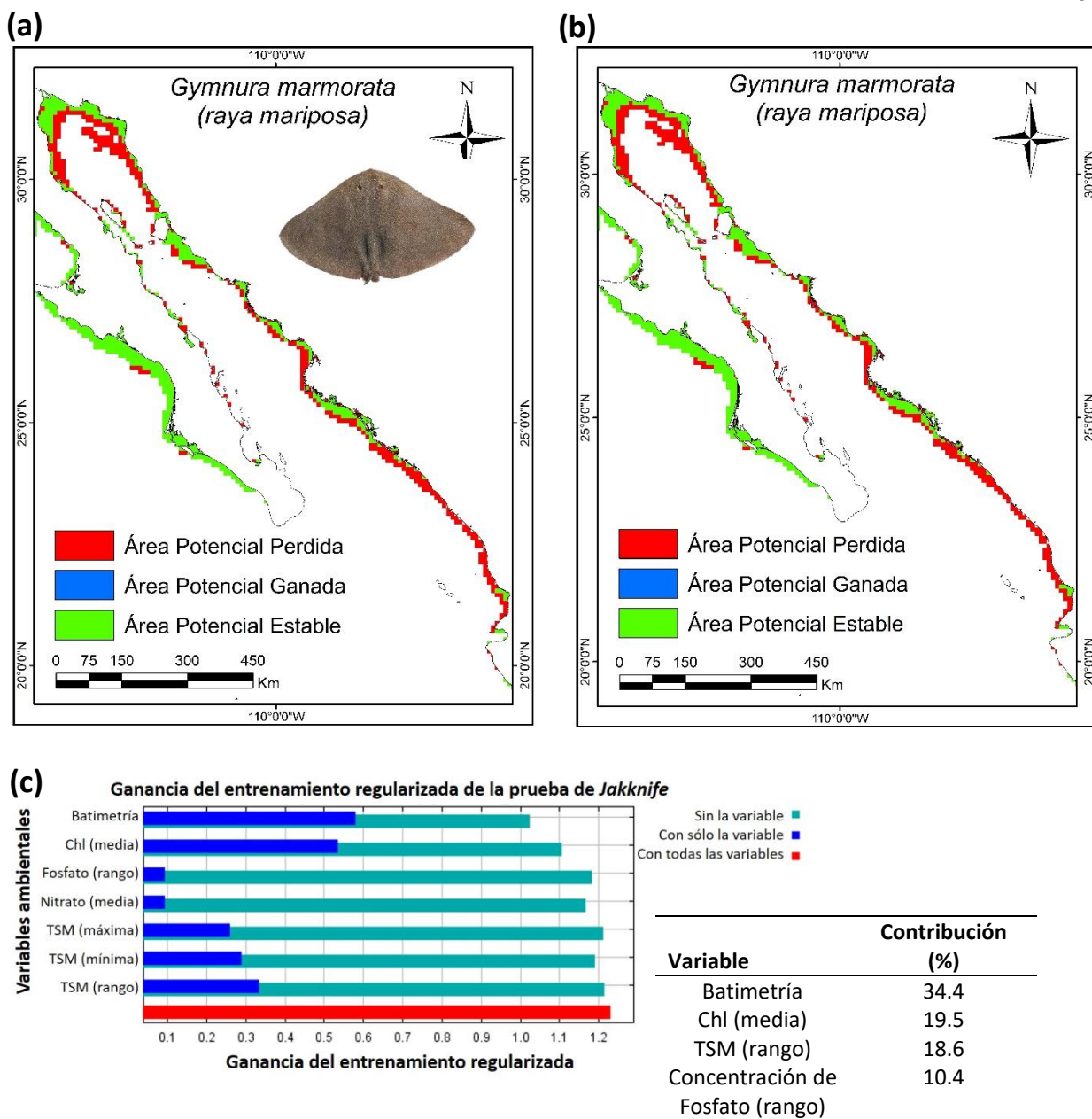
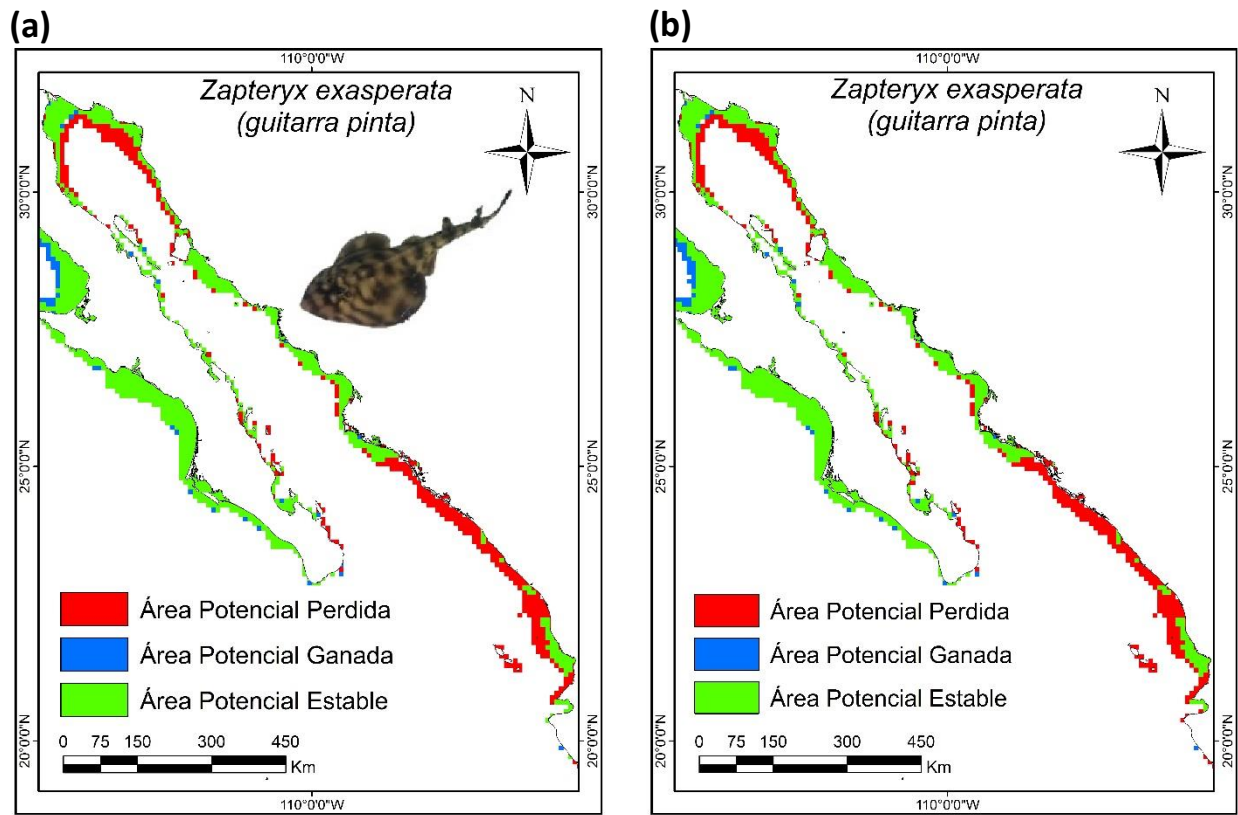


Figura 10. Cambio potencial en la distribución geográfica de *G. marmorata* para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de *Jackknife* y porcentaje de contribución de las variables más importantes.



(c)

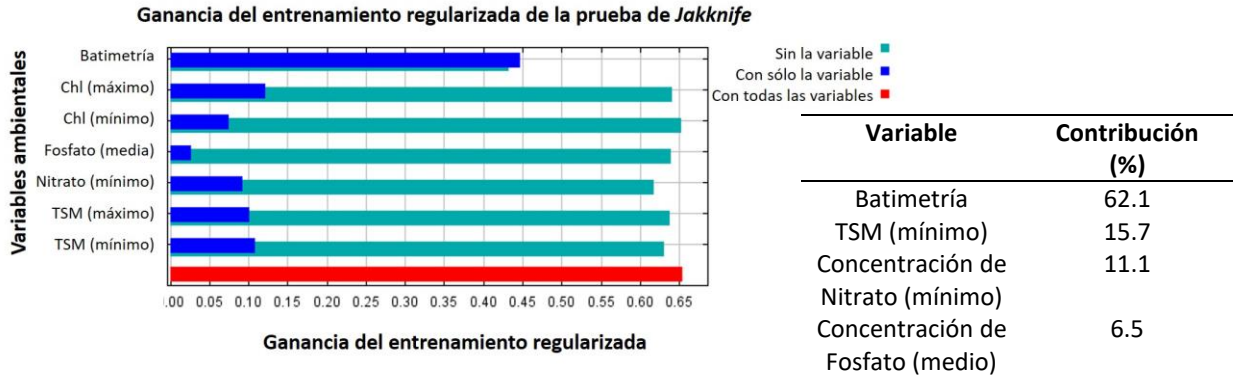


Figura 11. Cambio potencial en la distribución geográfica de *Z. exasperata* para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de *Jackknife* y porcentaje de contribución de las variables más importantes.

Para la manta de espina (*M. japonica*) se observa una pérdida de área potencial en la región del Alto Golfo (Figura 12 a, b). Considerando el RCP 4.5 y RCP 8.5, el porcentaje de área potencial pérdida es de 15 y 17%, respectivamente (Figura 6). De acuerdo con la prueba *Jackknife*, la concentración de nitrato es la variable más importante con un porcentaje de contribución al modelo de 63% (Figura 12c).

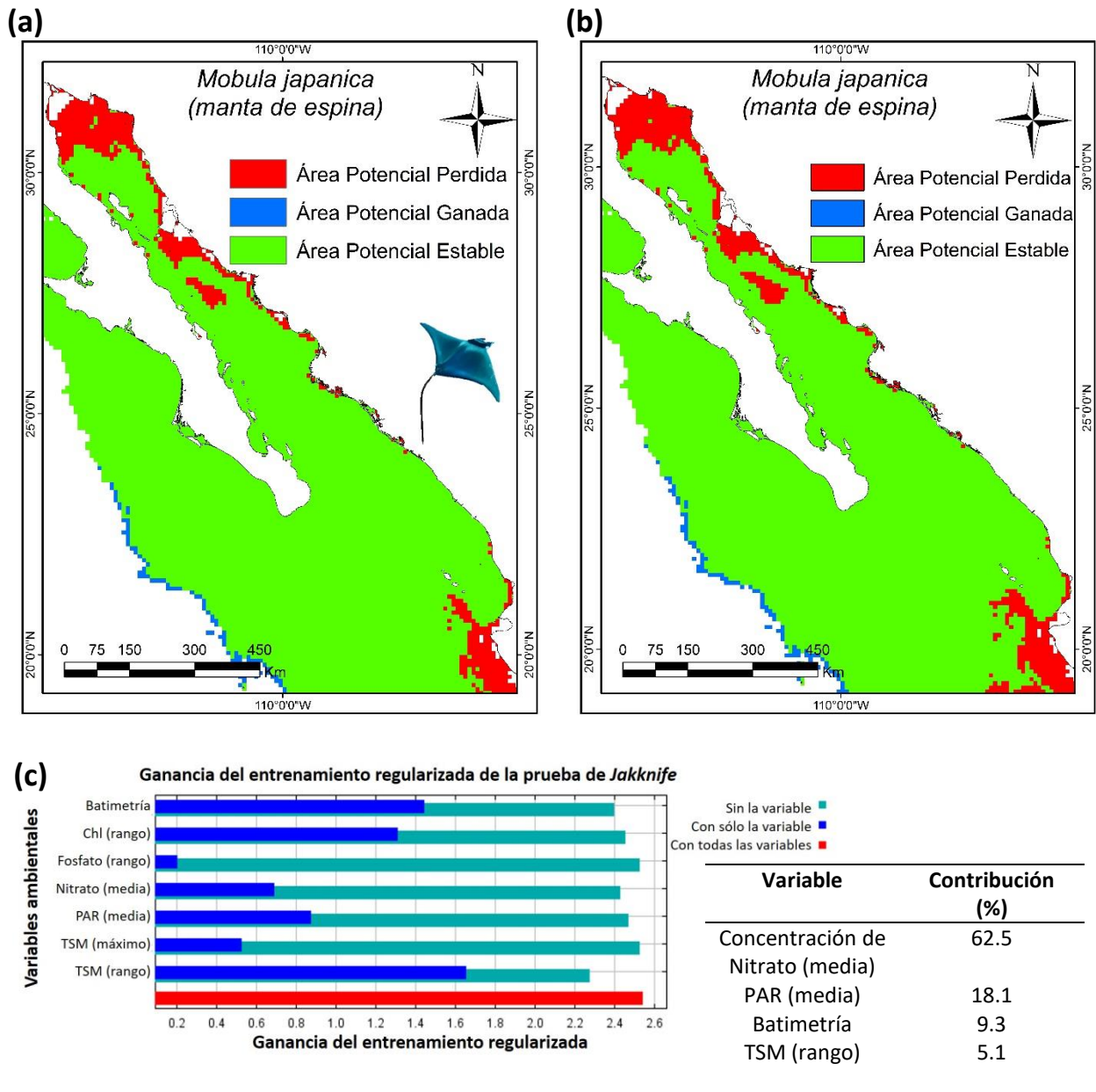


Figura 12. Cambio potencial en la distribución geográfica de *M. japonica* para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de *Jackknife* y porcentaje de contribución de las variables más importantes.

Para la manta diablo (*M. thurstoni*), se observa una pérdida de área potencial en la región Norte y en la boca del GC (Figura 13a, b). El porcentaje de área potencial perdida es del 15% (RCP 4.5) y 18% (RCP 8.5) (Figura 6). La TSM es la variable de mayor importancia con un porcentaje de contribución al modelo de 53% (Figura 13c).

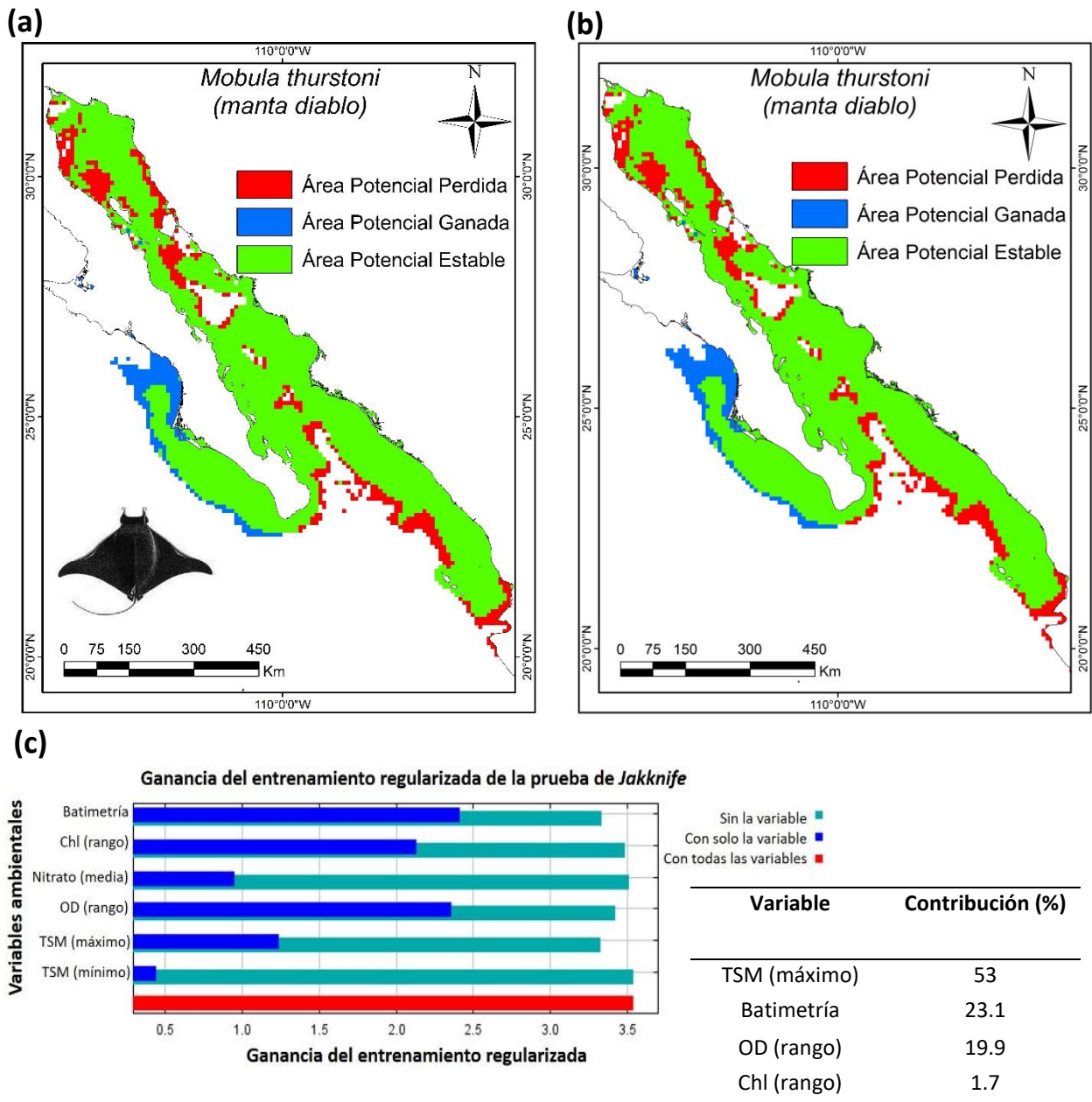


Figura 13. Cambio potencial en la distribución geográfica de *M. thurstoni* para el periodo 2020-2050 considerando los escenarios (a) RCP 4.5 y (b) RCP 8.5. (c) Resultado de la prueba de *Jackknife* y porcentaje de contribución de las variables más importantes.

De las siete especies de batoideos, *G. marmorata*, *Z. exasperata*, *M. thurstoni* y *M. japonica* muestran una pérdida de más del 10% de su área de distribución potencial actual en el GC (**Figura 6**). Finalmente, de acuerdo con los MNE las variables ambientales de mayor contribución a los modelos son, en orden de importancia: la batimetría, TSM y la concentración de nitrato.

Capítulo 4. Discusión

Este estudio provee una primera aproximación de los posibles efectos del CC en la distribución geográfica de las siete especies de batoideos analizadas en el GC. Los modelos de nicho ecológico (MNE) predicen diferentes cambios en el ADP, con especies que ganan o pierden área en el futuro, esto debido a que los límites de distribución de una especie están relacionados con una combinación particular de variables ambientales (Root, 1988, Gaston, 2003) y dicha distribución cambia a través del tiempo en sincronía con los cambios en dichas variables (Thomas y Lennon, 1999; Clark et al., 2003; Araújo et al., 2006; Cheung et al., 2009, 2013; Hazen et al., 2012). El reciente desarrollo en el campo de la modelación de nicho ecológico y la amplia disponibilidad de datos ambientales ha permitido estimar la distribución de las especies y hacer predicciones del posible cambio en su distribución debido al CC (Roura-Pascual et al., 2004; Araújo et al., 2006; Cheung et al., 2009; Hazen et al., 2012; Jones et al., 2013; Pikesley et al., 2014). Sin embargo, es importante mencionar que los resultados de los MNE son una aproximación a la realidad, por lo que no se puede esperar que éstos reflejen todos los mecanismos que influyen en la distribución de una especie. Además, los resultados deben ser analizados con cuidado antes de cualquier interpretación ya que presentan incertidumbres y supuestos, los cuales son inherentes a cualquier procedimiento de modelación en particular de los que se proyectan bajo escenarios climáticos (climas no análogos) (Araújo y Pearson, 2005; Peterson, 2011; Owens et al., 2013). No obstante, los MNE son útiles en la exploración de la posible magnitud y dirección del cambio en la distribución de las especies bajo escenarios de cambio climático (Peterson et al., 2011; Jones et al., 2013).

Los factores ecológicos que determinan o afectan la distribución de una especie se analizan mediante distintos tipos de algoritmos (e. g. MaxEnt) que permiten proyectar a nivel geográfico el área potencial que esta ocupa (Elith et al., 2006; Elith et al., 2011; Peterson et al., 2011). La elección del algoritmo a utilizar muchas veces puede ser un desafío, dado que cada uno tiene sus ventajas y desventajas. Los requisitos que hacen que un algoritmo sea útil son: el tipo de datos que utiliza (presencia/ausencia), el potencial de respuesta en el espacio ambiental y el no requerir una gran cantidad de datos de entrada como tampoco muy pocos datos para funcionar eficazmente (Phillips et al., 2006). En este estudio se utilizó el algoritmo MaxEnt, el cual ha demostrado un buen desempeño en la modelación de la distribución de especies cuando sólo se cuenta con datos de presencia (Elith et al., 2006; Phillips et al., 2006; Ortega-Huerta y Peterson, 2008; Monk et al., 2010). Además, este algoritmo es muy efectivo en los casos donde el número de registros disponibles es reducido (<40), como en el caso de la raya de Cortés (*R. cortezensis*) para la cual sólo se contó con 21 datos (**Tabla 4**). Cuando la distribución geográfica de una especie está

pobrementemente documentada, los MNE resultan útiles ya que permiten predecir la presencia potencial de las especies en aguas previamente no muestreadas (Peterson et al., 2011). A su vez, aquellos sitios identificados como potencialmente habitables, serán aquellos que a pesar de no contar con registros de presencia cumplen con las condiciones ambientales idóneas para el desarrollo de la especie (**Anexo A**) (Phillips et al., 2006).

El buen desempeño de los MNE obtenidos con el algoritmo de MaxEnt, reflejado en los valores AUC, probablemente se relaciona con el área de modelación seleccionada para cada especie y la calidad de las variables ambientales predictoras (Barve et al., 2011; Saupe et al., 2012). La distribución de las especies y algunos factores ambientales importantes pueden subestimarse si la extensión de las capas ambientales (área de modelación) es muy limitada para representar el área que ha sido accesible para la especie (M). A su vez, esto puede tener implicaciones importantes en la parametrización del modelo, la validación y las comparaciones entre modelos (Barve et al., 2011).

De acuerdo con los MNE, las variables más importantes en la distribución de batoideos son: la batimetría, temperatura y la concentración de nitrato. Esto coincide con lo encontrado por Guisande et al. (2013) quienes además mencionan que la concentración de silicato, fosfato y carbono orgánico particulado están significativamente relacionados con la riqueza de especies de batoideos. Asimismo, se ha encontrado que el tipo de sedimento del fondo marino y la salinidad son variables importantes en la distribución de batoideos (Maxwell et al., 2009; Martin et al., 2012). La mayor contribución de la batimetría está acorde con lo observado, debido a que las especies de batoideos están comúnmente presentes en estuarios de poca profundidad y en zonas costeras de la plataforma continental (Frisk, 2010).

Los cambios en las interacciones biológicas y en las condiciones físicas y químicas del océano tienen efectos directos e indirectos sobre la fisiología y el comportamiento de los organismos marinos, lo que puede traducirse en cambios a nivel poblacional o de comunidades (Chin et al., 2010; Doney et al., 2012). En particular para elasmobranchios se ha observado que la temperatura y acidificación del océano tienen un efecto directo sobre su respuesta fisiológica (Chin et al., 2010; Pistevos et al., 2015). A medida que las condiciones ambientales cambian, los organismos responden de acuerdo a sus adaptaciones fisiológicas y conductuales (Somero, 2012). En este estudio los resultados difieren entre especies y en general sugieren que un incremento en la TSM ($\sim 2^{\circ}\text{C}$) (**Figura 5 a, b**), tendrá un efecto intenso en la distribución de éstas con una pérdida y/o ganancia de áreas potenciales. El porcentaje de cambio en la distribución potencial de las especies de batoideos fue muy similar entre el escenario RCP 4.5 y RCP 8.5 (**Figura 6**), esto puede

ser debido a que la diferencia en la TSM proyectada para el periodo 2020-2050 entre ambos RCP's es muy pequeña (~ 0.3 °C). Otra razón importante es que los MCG están a una resolución de 1° (~ 111 km), por lo que los cambios en la TSM dentro del GC pueden no estar bien caracterizados.

El algoritmo de MaxEnt genera como parte de sus resultados, gráficos que representan la probabilidad de encontrar a una especie en respuesta a cada variable predictora. De acuerdo con estas curvas de respuesta, *P. productus* y *U. maculatus* presentan un intervalo amplio de TSM ($14-26^\circ\text{C}$) lo que posiblemente las hace más tolerantes a los cambios en la temperatura (**Anexo C**). Si bien la guitarra blanca (*P. productus*) es menos vulnerable al CC, es una especie que está sujeta a una intensa presión pesquera. Esta especie es la más abundante y dominante en las capturas del noroeste del Pacífico mexicano y la que sostiene la pesquería de batoideos en el GC, con un aporte de más del 50% a las capturas (Saldaña-Ruiz et al., en prensa).

De acuerdo con los modelos realizados bajo el RCP 4.5 y RCP 8.5, *G. marmorata*, *Z. exasperata*, *M. japonica* y *M. thurstoni* perderán entre un 20 y 60% de área de distribución potencial dentro del GC (**Figura 6**). Las áreas que dejan de ser potencialmente idóneas para *G. marmorata* y *Z. exasperata*, por ejemplo Puerto Peñasco y Bahía Kino, Sonora, y Bahía Altata, Sinaloa, son consideradas áreas de reproducción y/o crianza de estas especies (Salomón-Aguilar, 2015). Ambas especies son de importancia comercial, por lo que los cambios en su distribución pueden influir en la pesca modificando drásticamente su abundancia y disponibilidad. Esto puede tener impactos negativos en las poblaciones de estas especies y en la seguridad alimentaria de las comunidades costeras que dependen de estos recursos pesqueros como fuente de ingresos y de alimentación (Cheung et al., 2010; Martínez-Arroyo et al., 2011). Aunado a esto, el desplazamiento de las especies también puede hacer que las actividades pesqueras sean más costosas, ya que las embarcaciones tendrán que operar más lejos de la costa.

Los resultados de este estudio se centran en el GC, sin embargo considerando toda la extensión de la distribución potencial de *G. marmorata* se observa que el área potencialmente idónea se incrementa en ambos escenarios (**Anexo B**), lo que resulta en una redistribución de la especie. En los trópicos, en aguas costeras y en mares semiabierto, como el GC y el Mar Mediterráneo, las proyecciones utilizando escenarios de CC pronostican que las especies se desplazarán alejándose de estas regiones a medida que la temperatura del mar se incremente (Cheung et al., 2010). Tal redistribución debe ser considerada como una aproximación ya que los modelos correlativos, especialmente MaxEnt, no consideran la capacidad de dispersión, los factores demográficos y el posible efecto de las interacciones bióticas, los cuales también

pueden verse afectados por los cambios ambientales (Holt, 1990; Cheung et al., 2009; Peterson et al., 2015).

Por otro lado, los MNE predicen que *M. japonica* y *M. thurstoni* perderán áreas potenciales tanto en el GC como en toda su área de distribución potencial (**Anexo D**). La exposición de estas especies pelágicas al CC se produce principalmente a través de cambios en la circulación y temperatura del océano (Chin et al., 2010). Para *M. japonica* se ha reportado que pasa más del 50% de su tiempo en aguas superficiales (<5m) y en aguas relativamente cálidas entre 20 y 30 °C (Croll et al., 2012). Esto coincide con lo observado en la respuesta de esta especie a la TSM, en la que se muestran que la probabilidad de presencia de estas especies disminuye drásticamente al pasar de los 30 °C (**Anexo C**). La permanencia de estas especies en aguas con temperaturas >25 °C puede proporcionarles una ventaja térmica para sus procesos metabólicos. En organismos poiquilotermos, como los batoideos, un incremento en la TSM por encima de sus límites de tolerancia térmica puede afectar profundamente sus procesos fisiológicos (Pistevos et al., 2015; Somero, 2012). Dado que las especies de *Mobula* spp. pasan más de la mitad de su tiempo en aguas superficiales sus patrones de movimiento, y por ende sus respuestas a un cambio en las condiciones ambientales, pueden estar relacionados principalmente por la abundancia de alimento (zooplancton) y las limitaciones impuestas por la temperatura del mar en los primeros 10 metros de la columna de agua (Notarbartolo-di-Sciara, 1988; Croll et al., 2012). Estos resultados, combinados con la baja resiliencia de la población y la alta presión por pesca (impulsada por el comercio internacional de sus branquias), podrían hacer a las poblaciones de estas especies aún más vulnerables (Stevens et al., 2000; Ward-Paige, et al., 2013; Salomón-Aguilar, 2015).

A excepción de las *Mobula* spp., el resto de las especies de batoideos muestran una predominante preferencia por las áreas someras (<200 m) (**Anexo C**). Las especies de *Mobula* spp. presentan un área de distribución amplia, los modelos predicen áreas potencialmente idóneas tanto en aguas costeras como oceánicas. Esto coincide con estudios que mencionan que estas especies tienden a moverse desde hábitats costeros en el GC hacia hábitats pelágicos en el Pacífico, encontrándose en aguas de más de 1000 m de profundidad (Croll et al., 2012).

Los cambios en la distribución potencial de las especies, pronosticados en este estudio, coinciden con los encontrados en estudios anteriores en otras regiones del mundo. La mayoría de los trabajos que analizan los posibles efectos del CC sobre la distribución (Perry et al., 2005; Jones et al., 2013; Pikesley et al., 2014), el potencial de captura (Cheung et al., 2010), invasión (Occhipinti-Ambrogi y Savini, 2003) y riqueza de

especies (Cheung et al., 2009; Harley, 2011) a escala global o en océanos enteros, sugieren que las especies tienden a cambiar los límites de su distribución latitudinal hacia latitudes norte. En este estudio no fue posible apreciar este patrón, principalmente porque el área de estudio se centra en el GC. Sin embargo, debido a que la tasa y la intensidad de los impactos climáticos no serán unidireccionales ni uniformes en todos los océanos del mundo, es necesaria una comprensión de los patrones espaciales de cambio tanto a escala global como local. En este caso, si se considera toda el área de distribución potencial de *P. productus* y *U. maculatus* los resultados expuestos en esta tesis sugieren una redistribución de las especies moviéndose hacia mar adentro, tanto en el GC como en la costa occidental de la península de Baja California. Asimismo, para *M. thurstoni* se observa un desplazamiento de su límite de distribución hacia la latitud norte, lo que coincide con lo encontrado por los autores antes mencionados (**Anexo B**).

Debido a que los requerimientos fisiológicos son los principales factores determinantes de la tolerancia de una especie a la variabilidad y al cambio ambiental (Doney et al., 2012; Pistevos et al., 2015), para investigaciones futuras se recomienda incluir más variables con el fin de tener una aproximación más realista de la distribución potencial de las especies. De esta forma, un panorama que incluya más variables ambientales podría ser más robusto que lo predicho cuando únicamente se consideran cambios en la TSM. A los cambios en la TSM, previstos por los escenarios de CC, se sumarán otras presiones como la contaminación, la sobreexplotación de las especies y la destrucción del hábitat (Hughes et al., 2003; Chin et al., 2010; Martínez-Arroyo et al., 2011; Doney et al., 2012; Páez-Osuna et al., 2016). Por lo tanto, se sugiere una planificación de estrategias de adaptación y mitigación al CC que incluya los impactos antes mencionados (Martínez-Arroyo et al., 2011).

Los resultados de los MNE pueden ser útiles e informativos, al servir como base para la aplicación del principio precautorio. Para las especies amenazadas o en peligro crítico, es aconsejable tener en cuenta las predicciones considerando los mejores y peores escenarios (Cheung et al., 2009). En estudios y evaluaciones de manejo, estos resultados pueden ser utilizados para identificar las especies y zonas que representen mayor riesgo ante el incremento de la TSM. El sistema de zonas de refugio implementado en la Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006 puede enriquecerse a partir de estudios como éste, que permiten identificar las áreas menos idóneas para la presencia de las especies considerando los escenarios de CC.

Como ya se mencionó, los modelos correlativos y principalmente MaxEnt no consideran variables bionómicas, factores demográficos ni información relacionada con la capacidad de dispersión de las

especies. Sin embargo, estos métodos son una herramienta que nos brinda una primera aproximación sobre la influencia de las variables, principalmente escenopoéticas, en la distribución potencial de las especies de batoideos cuando sólo se tienen datos de presencia (Phillips et al., 2006; Peterson y Soberón, 2012). El incluir datos de presencia y ausencia en métodos correlativos que tengan una estadística más robusta y sólida, tales como los Modelos Lineales Generalizados (GLM's) y los Modelos Aditivos Generalizados (GAM's), pueden arrojar aproximaciones más cercanas a la distribución real de una especie (Phillips et al., 2006). Sin embargo, en general estos métodos estiman un "nicho" intermedio entre el nicho realizado y el fundamental (Lobo et al., 2010).

No obstante, los resultados obtenidos utilizando el enfoque correlativo pueden servir como base en métodos basados en procesos, los cuales integran hipótesis sobre el nicho, capacidad de dispersión y (en algunas ocasiones) hipótesis sobre las interacciones con otras especies (Peterson et al., 2015). Esto permite modelar el área ocupada por la especie (G_o) y a su vez, hacer inferencias más robustas acerca de la distribución de las especies y de su posible cambio considerando escenarios de cambio climático (Peterson et al., 2015).

Capítulo 5. Conclusiones

- Los modelos de nicho ecológico obtenidos con el algoritmo de MaxEnt mostraron un buen poder predictivo, presentando para todas las especies un valor de AUC superior a 0.81. De acuerdo con esto, las proyecciones a futuro utilizando los escenarios de CC presentan un alto grado de confiabilidad.
- Las variables que tuvieron mayor contribución a los modelos son: la batimetría, la temperatura superficial del mar y la concentración de nitrato.
- Un incremento en la TSM ($\sim 2^{\circ}\text{C}$) en relación al cambio climático podría tener un efecto en la distribución potencial de peces batoideos. Las especies que pierden mayor área de distribución potencial en el GC son *G. marmorata* y *Z. exasperata*. Las especies que ganan área potencialmente idónea son *P. productus* y *U. maculatus*. Las especies que pierden área de distribución potencial tanto en el GC como en toda su área de modelado son *Z. exasperata*, *M. japonica* y *M. thurstoni*. Estos resultados, combinados con otras presiones antropogénicas como la pesca, pérdida de hábitat y contaminación pueden tener un mayor efecto sobre estas especies.
- Estos resultados proveen una primera aproximación de los posibles efectos del CC en la distribución de batoideos en el GC. Esta información puede ser usada como apoyo para la aplicación de medidas de protección y para identificar a las especies que presenten mayor riesgo ante el incremento de la TSM como consecuencia del CC.

Literatura citada

- Álvarez-Borrego, S. 2012a. Phytoplankton biomass and production in the Gulf of California: A review. *Botanica Marina*, 55(2), 119–128.
- Álvarez-Borrego, S. 2012b. Producción fitoplanctónica nueva como herramienta para estimar el componente vertical del intercambio de agua entre el golfo de California y el Pacífico. *Ciencias Marinas*, 38(1A), 89–99.
- Álvarez-Borrego, S., Giles-Guzmán, A. D. 2012. Opal in Gulf of California sediments as a tool to estimate the vertical component of water exchange between the Gulf and the Pacific Ocean. *Botanica Marina*, 55(2), 161–168. doi: 10.1515/BOT.2011.104
- Álvarez-Borrego, S., Lara-Lara, J. R. 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. En: *The gulf and peninsular province of the Californias* (Vol. 47, pp. 555–567).
- Álvarez-Borrego, S., Schwartzlose, R. A. 1979. Masas de agua del Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 6, 43–61.
- Aragón-Noriega, E. A., Alcántara-Razo, E. 2005. Influence of sea surface temperature on reproductive period and size at maturity of brown shrimp (*Farfantepenaeus californiensis*) in the Gulf of California. *Marine Biology*, 146(2), 373–379. doi: 10.1007/s00227-004-1442-3
- Araújo, M. B., Pearson, R. G. 2005. Equilibrium of species' distribution with climate. *Ecography*, 28(5), 693–695.
- Araújo, M. B., Thuiller, W., Pearson, R. G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, 33(10), 1712–1728. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01482.x
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., Soberón, J., Villalobos, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222(11), 1810–1819.
- Bizzarro, J. J., Smith, W. D., Hueter, R. E., Tyminski, J., Márquez-Farías, J. F., Castillo-Géniz, J. L., Cailliet, G. M., Villavicencio-Garayzar, C. J. 2007. *The Status of Shark and Ray Fishery Resources in the Gulf of California: Applied Research to Improve Management and Conservation*.
- Bizzarro, J. J., Smith, W. D., Márquez-farías, J. F., Tyminski, J., Hueter, R. E. 2009. Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fisheries Research*, 97, 103–117.
- Broennimann, O., Treier, U. A., Müller-Schärer, H., Thuiller, W., Peterson, A. T., Guisan, A. 2007. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters*, 10(8), 701–709. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01060.x

- Cartamil, D., Santana-Morales, O., Escobedo-Olvera, M., Kacev, D., Castillo-Geniz, L., Graham, J. B., Rubin, R. D., Sosa-Nishizaki, O. 2011. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California, Mexico. *Fisheries Research*, 108, 393–403.
- Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R., Pauly, D. 2009. Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10(3), 235–251.
- Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R., Zeller, D., Pauly, D. 2010. Large-scale redistribution of maximum fisheries catch potential in the global ocean under climate change. *Global Change Biology*, 16(1), 24–35. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.01995.x
- Cheung, W. W. L., Watson, R., Pauly, D. 2013. Signature of ocean warming in global fisheries catch. *Nature*, 497(7449), 365–8. doi: 10.1038/nature12156
- Chin, A., Kyne, P. M., Walker, T. I., McAuley, R. B. 2010. An integrated risk assessment for climate change: Analysing the vulnerability of sharks and rays on Australia's Great Barrier Reef. *Global Change Biology*, 16, 1936–1953.
- Christensen, V., Coll, M., Buszowski, J., Cheung, W. W. L., Frölicher, T., Steenbeek, J., Stock, C. A., Watson, R. A., Walters, C. J. 2015. The global ocean is an ecosystem: simulating marine life and fisheries. *Global Ecology and Biogeography*. doi: 10.1111/geb.12281
- Clark, R. A., Fox, C. J., Viner, D., Livermore, M. 2003. North Sea cod and climate change – modelling the effects of temperature on population dynamics. *Global Change Biology*, 9, 1669–1680. doi: 10.1046/j.1529-8817.2003.00685.x
- Croll, D. A., Newton, K. M., Weng, K., Galván-Magaña, F., O'Sullivan, J., Dewar, H. 2012. Movement and habitat use by the spine-tail devil ray in the Eastern Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 465, 193–200. doi: 10.3354/meps09900
- Dedman, S., Officer, R., Brophy, D., Clarke, M., Reid, D. 2015. Modelling abundance hotspots for data-poor Irish Sea rays Modelling abundance hotspots for data-poor Irish Sea rays. *Ecological Modelling*, 312, 77–90. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2015.05.010
- Del Moral-Flores, L., Pérez Ponce de León, G. 2013. Tiburones, rayas y quimeras de México. *Biodiversitas*, 1–6.
- Del Moral-Flores, L. F., Morrone, J. J., Alcocer, J., Espinosa-Pérez, H., Pérez-Ponce De León, G. 2015. Lista patrón de los tiburones, rayas y quimeras (Chondrichthyes, Elasmobranchii, Holocephali) de México. *Arxius de Miscel·lània Zoològica*, 13, 47–163.
- DOF. 2007. *Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006, Pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento*. México. 14 de febrero de 2007.
- DOF. 2010. *Actualización de la Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación*. México. 2 de

diciembre, 317 p.

- DOF. 2012. Acuerdo por el que se modifica el aviso por el que se da a conocer el establecimiento de épocas y zonas de veda para la pesca de diferentes especies de la fauna acuática en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos, publicado el 16 de marzo de 1994 para establecer los periodos de veda de pulpo en el Sistema Arrecifal Veracruzano, jaiba en Sonora y Sinaloa, tiburones yrayas en el Océano Pacífico y tiburones en el Golfo de México. Diario Oficial de la Federación. México. 11 de junio de 2012.
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H. M., Grebmeier, J. M., Hollowed, A. B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N. N., Sydeman, W. J., Talley, L. D. 2012. Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 4(1), 11–37. doi: 10.1146/annurev-marine-041911-111611
- Dulvy, N. K., Fowler, S. L., Musick, J. a, Cavanagh, R. D., Kyne, M., Harrison, L. R., Carlson, J. K., Davidson, L. NK., Fordham, S. V., Francis, M. P., Pollock, C. M., Simpfendorfer, C. A., Burgess, G. H., Carpenter, K. E., Compagno, L. JV., Ebert, D. A., Gibson, C., Heupel, M. R., Livingstone, S. R., Sanciangco, J. C., Stevens, J. D., Valenti, S., White, W. T. 2014. Extinction risk and conservation of the world’s sharks and rays. *eLife*, 1–35. doi: 10.7554/eLife.00590
- Dulvy, N. K., Rogers, S. I., Jennings, S., Stelzenmüller, V., Dye, S. R., Skjoldal, H. R. 2008. Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: A biotic indicator of warming seas. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1029–1039. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01488.x
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M. S., Zimmermann, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species’ distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129–151. doi: 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., Yates, C. J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43–57. doi: 10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x
- Elton, C. 1927. *Animal Ecology*. London. Sedgwick and Jackson.
- Fielding, A. H., Bell, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/ absence models. *Environmental Conservation*, 24(1), 38–49. doi: 10.1017/S0376892997000088
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E., Niem, V. H. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. En: *Pacífico Centro-Oriental. Volumen II. Vertebrados-Parte 1*. (pp. 647–1200). Roma, FAO.
- Franklin, J. 2010. *Mapping species distributions. Spatial inference and prediction*. Cambridge University Press. 340 p. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004

- Frisk, M. G. 2010. Life History Strategies of Batoids. En: J. C. Carrier, J. A. Musick, & M. R. Heithaus (Eds.), *Sharks and Their Relatives II: Biodiversity, Adaptive Physiology, and Conservation* (pp. 283–307). doi: 10.1201/9781420080483
- Gaston, K. J. 2003. *The Structure and Dynamics of Geographic Ranges*. Oxford University Press on Demand. Consultado el 20 de septiembre de 2016 de: https://books.google.com.mx/books?id=zBqpX1ajLFMC&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Gomez, J. J., Cassini, M. H. 2015. Environmental predictors of habitat suitability and biogeographical range of Franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*). *Global Ecology and Conservation*, 3, 90–99. doi: 10.1016/j.gecco.2014.11.007
- Grinnell J. 1924. Geography and evolution. *Ecology* 5: 225–229.
- Guisande, C., Patti, B., Vaamonde, A., Manjarrés-Hernández, A., Pelayo-Villamil, P., García-Roselló, E., García-Roselló, E., González-Dacosta, J., Heine, J., Granado-Lorencio, C. 2013. Factors affecting species richness of marine elasmobranchs. *Biodivers Conserv*, 22, 1703–1714.
- Hacohen-Domené, A., Martínez-Rincón, R. O., Galván-Magaña, F., Cárdenas-Palomo, N., de la Parra-Venegas, R., Galván-Pastoriza, B., Dove, A. D. M. 2015. Habitat suitability and environmental factors affecting whale shark (*Rhincodon typus*) aggregations in the Mexican Caribbean. *Environmental Biology of Fishes*, 98, 1953–1964. doi: 10.1007/s10641-015-0413-5
- Harley, C. D. G. 2011. Climate change, keystone predation, and biodiversity loss. *Science*, 334, 1124–1127. doi: 10.1126/science.1210199
- Hazen, E. L., Jorgensen, S., Rykaczewski, R. R., Bograd, S. J., Foley, D. G., Jonsen, I. D., Shaffer, S. A., Dunne, J. P., Costa, D. P., Crowder, L. B., Block, B. A. 2012. Predicted habitat shifts of Pacific top predators in a changing climate. *Nature Climate Change*, 3(3), 234–238. doi: 10.1038/nclimate1686
- Heithaus, M. R., Frid, A., Vaudo, J. J., Worm, B., Wirsing, A. J. 2010. Unraveling the Ecological Importance of Elasmobranchs. En: J. C. Carrier, J. A. Musick, & M. R. Heithaus (Eds.), *Sharks and Their Relatives II: Biodiversity, Adaptive Physiology, and Conservation* (pp. 283–307). doi: 10.1201/9781420080483
- Holt, R. D. (1990). The microevolutionary consequences of climate change. *Trends in Ecology & Evolution*, 5(9). doi: 10.1016/0169-5347(90)90088-U
- Holt, R. D., Gaines, M. S. 1992. Analysis of adaptation in heterogeneous landscapes: implications for the evolution of fundamental niches. *Evolutionary Ecology*, 6, 443–447.
- Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C., Grosberg, R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, J. B. C., Kleypas, J., Lough, J. M., Marshall, P., Nyström, M., Palumbi, S. R., Pandolfi, J. M., Rosen, B., Roughgarden, J. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, 301(5635), 929–933.

- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol.*, 22, 415–427.
- Hutchinson, G. E. 1978. *An Introduction to Population Ecology*. Yale University Press, New Haven, CT.
- Ibarra-Montoya, J. L., Rangel-Peraza, G., González-Farías, F. A., De Anda, J., Zamudio-Reséndiz, M. E., Martínez-Meyer, E., Macías-Cuellar, H. 2010. Modelo de nicho ecológico para predecir la distribución potencial de fitoplancton en la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, Nayarit. México. *Revista Ambiente E Agua*, 5(3), 60–75. doi: 10.4136/1980-993X
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report. An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Vol. 446). doi: 10.1256/004316502320517344
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014 Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. M., Hortal, J. 2008. Not as good as they seem: The importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 14(6), 885–890. doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00496.x
- Jones, M. C., Dye, S. R., Fernandes, J. A., Frölicher, T. L., Pinnegar, J. K., Warren, R., Cheung, W. W. L. 2013. Predicting the Impact of Climate Change on Threatened Species in UK Waters. *PLoS ONE*, 8(1). doi: 10.1371/journal.pone.0054216
- Lavín, M. F., Marinone, S. G. 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. En: O. U. Velasco-Fuentes, J. Sheinbaum, & J. L. Ochoa de la Torre (Eds.), *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics* (pp. 173–204). Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., Hortal, J. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography*, 33(1), 103–114. doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.06039.x
- Macpherson, E. 2002. Large-scale species-richness gradients in the Atlantic Ocean. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 269(1501), 1715–1720. doi: 10.1098/rspb.2002.2091
- Marinone, S. G. 2003. A three-dimensional model of the mean and seasonal circulation of the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research*, 108, 1–27. doi: 10.1029/2002JC001720
- Márquez-Farías, J. F. 2002. The artisanal ray fishery in the Gulf of California : development, fisheries research and management issues. *Shark News*, 14, 1–5.
- Márquez-Farías, J. F. 2011. Assessment of the impact of gillnets on the population structure of the shovelnose guitarfish *Rhinobatos productus* from the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*, 37 (3), 293–304.

- Marqu ez-Farías, J. F., Blanco-Parra, M. P. 2006. Las Rayas del Golfo de California. In F. Arregu n-Sánchez, L. Bel endez-Moreno, I. M. Gómez-Humar an, R. Solana-Sansores, & C. Rangel-D avalos (Eds.), *Sustentabilidad y Pesca Responsable en México* (p. 544).
- Martin, C. S., Vaz, S., Ellis, J. R., Lauria, V., Coppin, F., Carpentier, A. 2012. Modelled distributions of ten demersal elasmobranchs of the eastern English Channel in relation to the environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 418–419, 91–103. doi: 10.1016/j.jembe.2012.03.010
- Martínez-Arroyo, A., Manzanilla-Naim, S., Zavala-Hidalgo, J. 2011. Vulnerability to climate change of marine and coastal fisheries in México. *Atmósfera*, 24(1), 103–123.
- Martínez-Meyer, E. 2005. Climate change and biodiversity: some considerations in forecasting shifts in species' potential distributions. *Biodiversity Informatics*, 2, 42–55. doi: 10.1016/j.cub.2007.11.055
- Maxwell, D. L., Stelzenm ller, V., Eastwood, P. D., Rogers, S. I. 2009. Modelling the spatial distribution of plaice (*Pleuronectes platessa*), sole (*Solea solea*) and thornback ray (*Raja clavata*) in UK waters for marine management and planning. *Journal of Sea Research*, 61(4), 258–267. doi: 10.1016/j.seares.2008.11.008
- McKinney, J. A., Hoffmayer, E. R., Wu, W., Fulford, R., Hendon, J. M. 2012. Feeding habitat of the whale shark *Rhincodon typus* in the northern Gulf of Mexico determined using species distribution modelling. *Marine Ecology Progress Series*, 458, 199–211. doi: 10.3354/meps09777
- Melo-Merino, S. M. 2013. *Cambios potenciales en la distribución de corales arrecifales (Scleractinia) del Pacífico Oriental y Atl ntico Occidental, como consecuencia del cambio climático*. Universidad Nacional Autónoma de México. 209 p.
- Merow, C., Smith, M. J., & Silander, J. a. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058–1069. doi: 10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x
- Monk, J., Ierodiaconou, D., Versace, V. L., Bellgrove, A., Harvey, E., Rattray, A., Laurenson, L., Quinn, G. P. 2010. Habitat suitability for marine fishes using presence-only modelling and multibeam sonar. *Marine Ecology Progress Series*, 420, 157–174. doi: 10.3354/meps08858
- Morales-Bojórquez, E. 2002. Comentarios acerca de la relación entre la temperatura y la captura de calamar gigante. *Ciencias Marinas*, 28(2), 211–218.
- Morzaria-Luna, H., Reyes-Bonilla, H., Auliz-Ortiz, D. M., Cruz-Pi on, G. (en prensa). Effect of projected sea surface temperature on the distribution of endemic fish species in the Northern Gulf of California.
- Notarbartolo-di-Sciara, G. 1988. Natural history of the rays of the genus *Mobula* in the Gulf of California. *Fishery Bulletin*, 86(1), 46–66.
- Noto, M., Yasuda, I. 1999. Population decline of the Japanese sardine, *Sardinops melanostictus*, in relation

to sea surface temperature in the Kuroshio Extension. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(6), 973–983. doi: 10.1139/f99-028

Occhipinti-Ambrogi, A., Savini, D. 2003. Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 46(5), 542–551. doi: 10.1016/S0025-326X(02)00363-6

Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T. 2008. Modeling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79(1), 205–216. doi: 10.1016/j.biocon.2004.07.008

Owens, H. L., Campbell, L. P., Dornak, L. L., Saupe, E. E., Barve, N., Soberón, J., Ingenloff, K., Lira-Noriega, A., Hensz, C. M., Myers, C. E., Peterson, A. T. 2013. Constraints on interpretation of ecological niche models by limited environmental ranges on calibration areas. *Ecological Modelling*, 263, 10–18. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2013.04.011

Padalia, H., Srivastava, V., Kushwaha, S. P. S. 2014. Modeling potential invasion range of alien invasive species, *Hyptis suaveolens* (L.) Poit. in India: Comparison of MaxEnt and GARP. *Ecological Informatics*, 22, 36–43. doi: 10.1016/j.ecoinf.2014.04.002

Páez-Osuna, F., Sánchez-Cabeza, J. A., Ruiz-Fernández, A. C., Alonso-Rodríguez, A. C., Piñón-Gimate, A., Cardoso-Mohedano, J. G., Flores-Verdugo, F. J., Carballo, J. L., Cisneros-Mata, M. A., Álvarez-Borrego, S. 2016. Environmental status of the Gulf of California: A review of responses to climate change and climate variability. *Earth-Science Reviews*, 162, 1–17. doi: 10.1016/j.scriptamat.2007.12.032

Parmesan, C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Marine Science*, 37, 637–671. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100

Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R., Reynolds, J. D. 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science*, 308, 1912–1915. doi: 10.1126/science.1111322

Petatán-Ramírez, D. (2015). Propuesta de zonación del Golfo de California con base en variables oceanográficas y distribución de macroinvertebrados. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 106 pp.

Peterson, A. T. 2011. Ecological niche conservatism: A time-structured review of evidence. *Journal of Biogeography*, 38(5), 817–827. doi: 10.1111/j.1365-2699.2010.02456.x

Peterson, A. T., Papeş, M., Soberón, J. 2015. Mechanistic and correlative models of ecological niches. *European Journal of Ecology*, 1(2), 28–38. doi: 10.1515/eje-2015-0014

Peterson, A. T., Shaw, J. 2003. *Lutzomyia* vectors for cutaneous leishmaniasis in Southern Brazil: Ecological niche models, predicted geographic distributions, and climate change effects. *International Journal for Parasitology*, 33(9), 919–931. doi: 10.1016/S0020-7519(03)00094-8

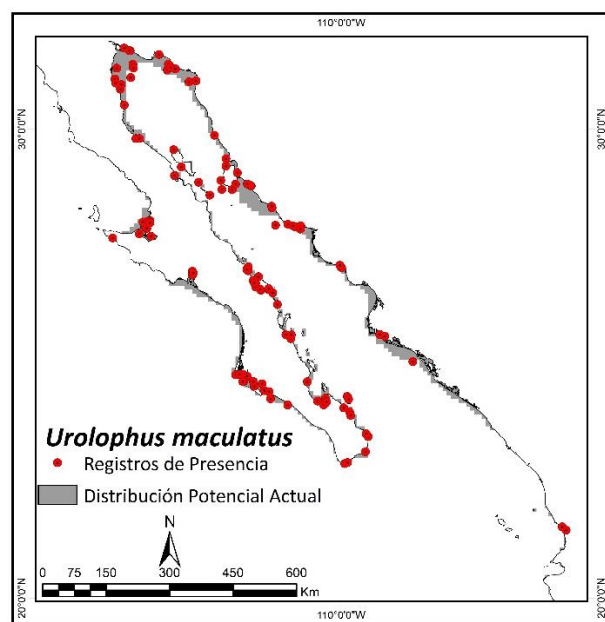
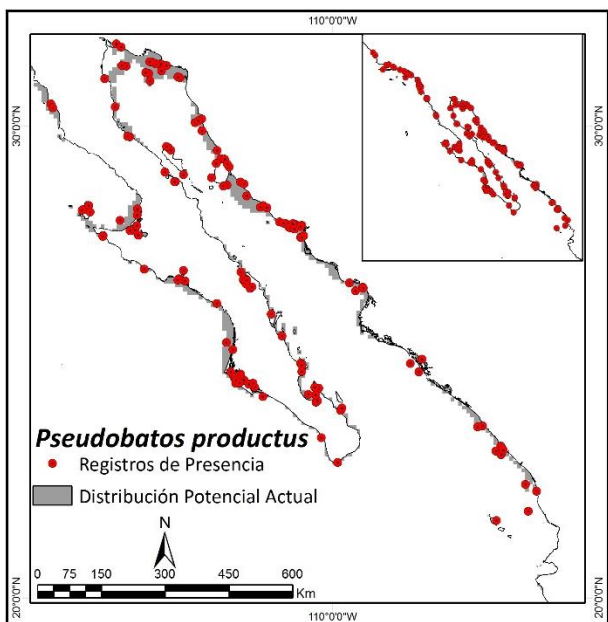
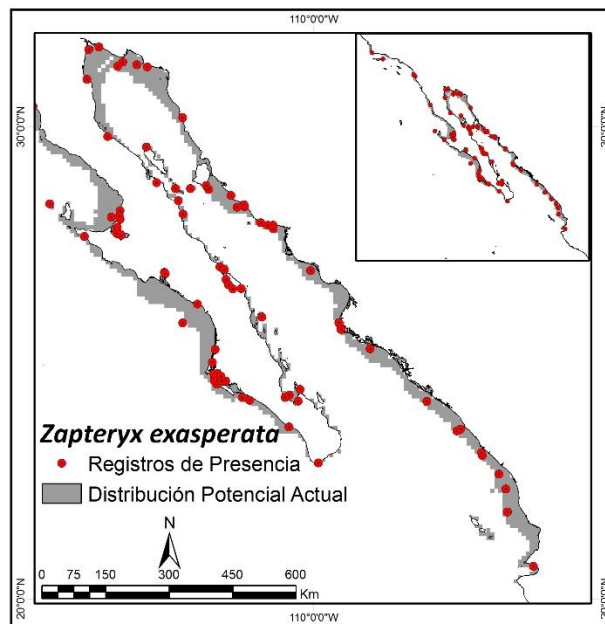
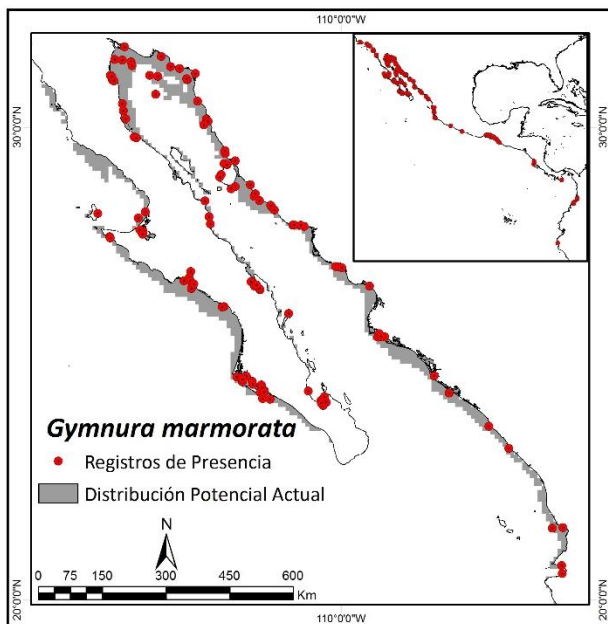
- Peterson, A. T., Soberón, J. 2012. Species distribution modeling and ecological niche modeling- getting the concepts right, *10*, 102–107. doi: 10.4322/natcon.2012.019
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martinez-Meyer, E., Nakamura, M., Araujo, M. B. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions* (Vol. 13). Princeton University Press.
- Phillips, S. J. , Dudík, M., Schapire, R. E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*, 655–662. doi: 10.1145/1015330.1015412
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, *190*, 231–259.
- Phillips, S. J., Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, *31*, 161–175. doi: 10.1111/j.2007.0906-7590.05203.x
- Phillips, S. J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J., Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, *19*(1), 181–197.
- Pikesley, S. K., Broderick, A. C., Cejudo, D., Coyne, M. S., Godfrey, M. H., Godley, B. J., Lopez, P., López-Jurado, L. F., Merino, S. E., Varo-Cruz, N., Witt, M. J., Hawkes, L. A. 2014. Modelling the niche for a marine vertebrate: a case study incorporating behavioural plasticity, proximate threats and climate change. *Ecography*, *38*, 001-010. doi: 10.1111/ecog.01245
- Pistevos, J. C. a, Nagelkerken, I., Rossi, T., Olmos, M., Connell, S. D. 2015. *Ocean acidification and global warming impair shark hunting behaviour and growth*. *Scientific reports* (Vol. 5). Nature Publishing Group. doi: 10.1038/srep16293
- Precoma de la Mora, M. 2015. Distribución potencial de peces de importancia comercial en el norte del Golfo de California, México: Influencia del cambio climático sobre las principales áreas de pesca de la zona. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 89 pp.
- Remya, K., Ramachandran, A., Jayakumar, S. 2015. Predicting the current and future suitable habitat distribution of *Myristica dactyloides* Gaertn. Using MaxEnt model in the Eastern Ghats, India. *Ecological Engineering*, *82*, 184–188. doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.04.053
- Rodríguez-Ibáñez, C., Álvarez-Borrego, S., Marinone, S. G., Lara-Lara, J. R. 2013. The Gulf of California is a source of carbon dioxide to the atmosphere El golfo de California es una fuente de bióxido de carbono hacia la atmósfera. *Ciencias Marinas*, *39*(2), 137–150.
- Root, T. 1988. Environmental factors associated with avian distributional patterns. *Journal of Biogeography*, *15*(3), 489–505.

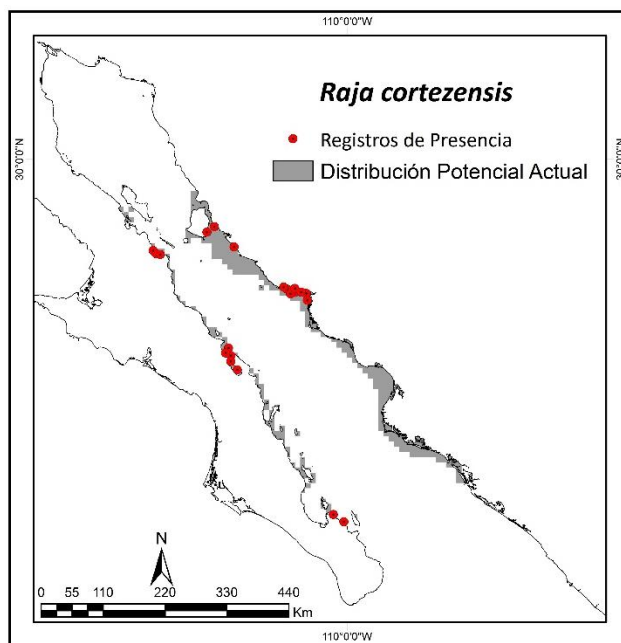
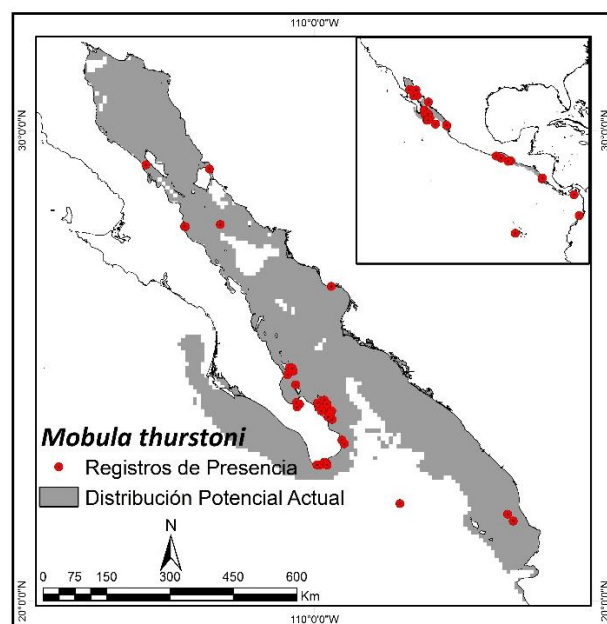
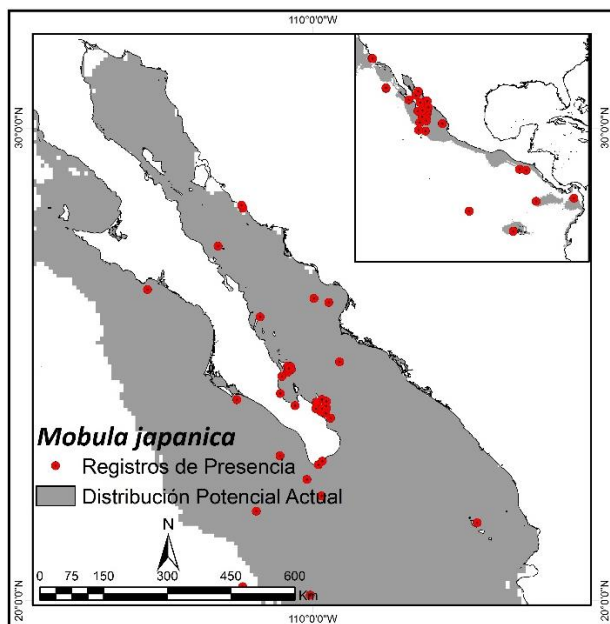
- Roura-Pascual, N., Suarez, A. V, Gómez, C., Pons, P., Touyama, Y., Wild, A. L., Peterson, A. T. 2004. Geographical potential of argentine ants (*Linepithema humile*) in the face of global climate change. *Proc. R. Soc. London B*, 71, 2527–2534. doi: 10.1098/rspb.2004.2898
- Ruíz-Campos, G. 2003. Colección de Peces de la Universidad Autónoma de Baja California, México (UABC). Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Bases de datos SNIB-CONABIO. México, D.F.
- Rentail, N. P. 2004. UAZ Vertebrates collections at the University of Arizona. Database of Mexican Specimens. Tucson, Arizona. Department of Ecology and Evolutionary Biology. The University of Arizona. Tucson, Arizona. Bases de datos SNIB-CONABIO. México, D.F.
- Saldaña-Ruiz, L. E., Sosa-Nishizaki, O., Ramírez-Mendoza, Z., Pérez-Miranda, A., Rocha-González, F. I., Rodríguez-Medrano, C. (En prensa). Reconstrucción de capturas por especie de la pesca artesanal de rayas del Golfo de California, 1997-2014. *Ciencia Pesquera*.
- Salomón-aguilar, C. A. (2015). Zonas prioritarias de conservación de rayas y mantarrayas en el noroeste del Pacífico mexicano. *Ciencia Pesquera*, 23(2), 77–99.
- Santamaría-del-Ángel, E., Álvarez-Borrego, S., Müller-Karger, F. E. 1994. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *Journal of Geophysical Research*, 99(C4), 7411–7421. doi: 10.1029/93JC02154
- Saupe, E. E., Barve, V., Myers, C. E., Soberón, J., Barve, N., Hensz, C. M., Peterson, A. T., Oweons H. L., Lira-Noriega, A. 2012. Variation in niche and distribution model performance: The need for a priori assessment of key causal factors. *Ecological Modelling*, 237–238, 11–22. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2012.04.001
- Saupe, E. E., Papes, M., Selden, P. A., Vetter, R. S. 2011. Tracking a medically important spider: Climate change, ecological niche modeling, and the brown recluse (*Loxosceles reclusa*). *PLoS ONE*, 6(3), 1–10. doi: 10.1371/journal.pone.0017731
- Siders, Z. A., Westgate, A. J., Johnston, D. W., Murison, L. D., Koopman, H. N. 2013. Seasonal variation in the spatial distribution of basking sharks (*Cetorhinus maximus*) in the lower Bay of Fundy, Canada. *PLoS ONE*, 8(12), 17–19. doi: 10.1371/journal.pone.0082074
- Smith, W. D., Bizzarro, J. J., Cailliet, G. M. 2009. The artisanal elasmobranch fishery on the east coast of Baja California, Mexico: Characteristics and management considerations. *Ciencias Marinas*, 35 (2), 209–236.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10(12), 1115–1123. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x
- Soberón, J., Peterson, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1–10. doi: 10.1093/wber/lhm022

- Somero, G. N. 2012. The Physiology of Global Change : Linking Patterns to Mechanisms. *Annual Review of Marine Science*, 4, 39–61. doi: 10.1146/annurev-marine-120710-100935
- Stevens, J. D., Bonfil, R., Dulvy, N. K., Walker, P. A. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (Chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 476–494.
- Tapia García, M. 1997. Diversidad dinámica y patrones reproductivos en la comunidad de peces demersales del Golfo de Tehuantepec. Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Iztapalapa Bases de datos SNIB-CONABIO proyecto No. B094. México, D.F.
- Thomas, C. D., Lennon, J. J. 1999. Birds extend their ranges northwards. *Nature*, 399. doi: 10.1038/20335
- Torres, L. G., Read, A. J., Halpin, P. 2008. Fine-scale habitat modeling of a top marine predator: Do prey data improve predictive capacity? *Ecological Applications*, 18(7), 1702–1717. doi: 10.1890/07-1455.1
- Ureta, C., Martínez-Meyer, E., González, E. J., Álvarez-Buylla, E. R. 2015. Finding potential high-yield areas for Mexican maize under current and climate change conditions. *Journal of Agricultural Science*, 154, 782–794. doi: 10.1017/S0021859615000842
- van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J. F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S. J., Rose, S. K. 2011. The representative concentration pathways: An overview. *Climatic Change*, 109(1), 5–31. doi: 10.1007/s10584-011-0148-z
- Ward-Paige, C. A., Davis, B., Worm, B. 2013. Global population trends and human use patterns of Manta and Mobula rays. *PLoS ONE*, 8(9), 1–9. doi: 10.1371/journal.pone.0074835
- Weigmann, S. 2016. Annotated checklist of the living sharks, batoids and chimaeras (Chondrichthyes) of the world, with a focus on biogeographical diversity. *Journal of Fish Biology*, 88(3), 837–1037. doi: 10.1111/jfb.12874
- Wiley, E. O., Mcnyset, K. M., Peterson, T. P., Robins, C. R., Stewart, A. M. 2003. Niche Modeling and Geographic Range Predictions in the Marine Environment Using a Machine-learning Algorithm. *Oceanography*, 16(3), 120–127. doi: 10.5670/oceanog.2003.42
- Wilkinson, T., Wiken, E., Bezaury-Creel, J., Hourigan, T., Agardy, T., Herrmann, H., Janishevski, L., Morgan, L., Padilla, M. 2009. *Ecorregiones marinas de America del Norte*.
- Wood, C., McDonald, D. 1997. *Global warming: implications for freshwater and marine fish (No. 61)*. Cambridge University Press. 425 p.
- Zirino, A., Hernández-Ayón, J. M., Fuhrmann, R. A., Álvarez-Borrego, S., Gaxiola-Castro, G., Lara-Lara, J. R., Bernstein, R. L. 1997. Estimate of surface PCO₂ in the Gulf of California from underway pH measurements and satellite imagery, 23(1), 1–22.

Anexos

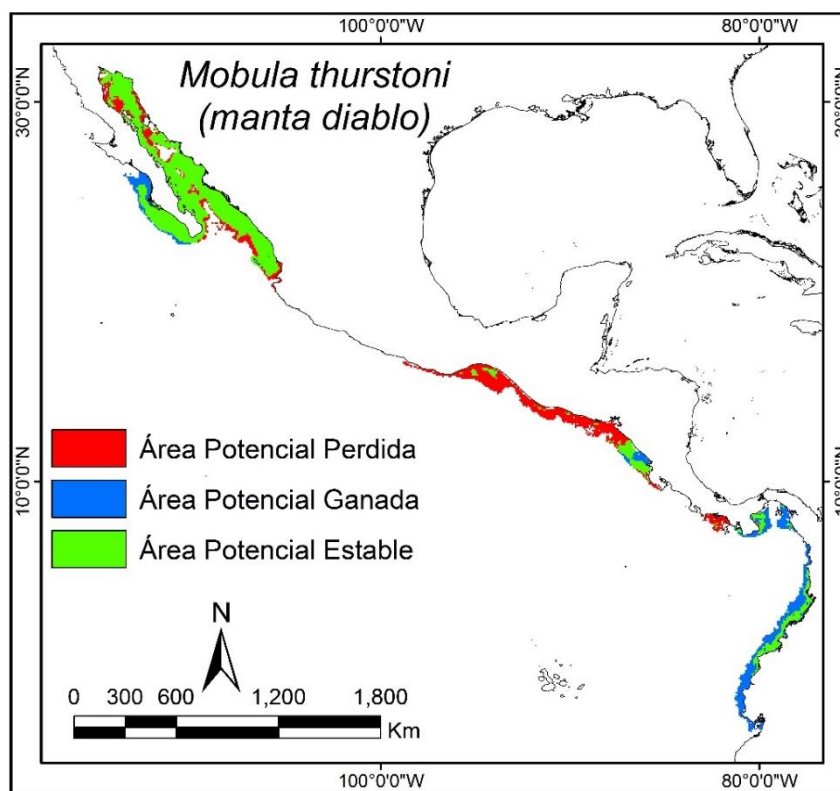
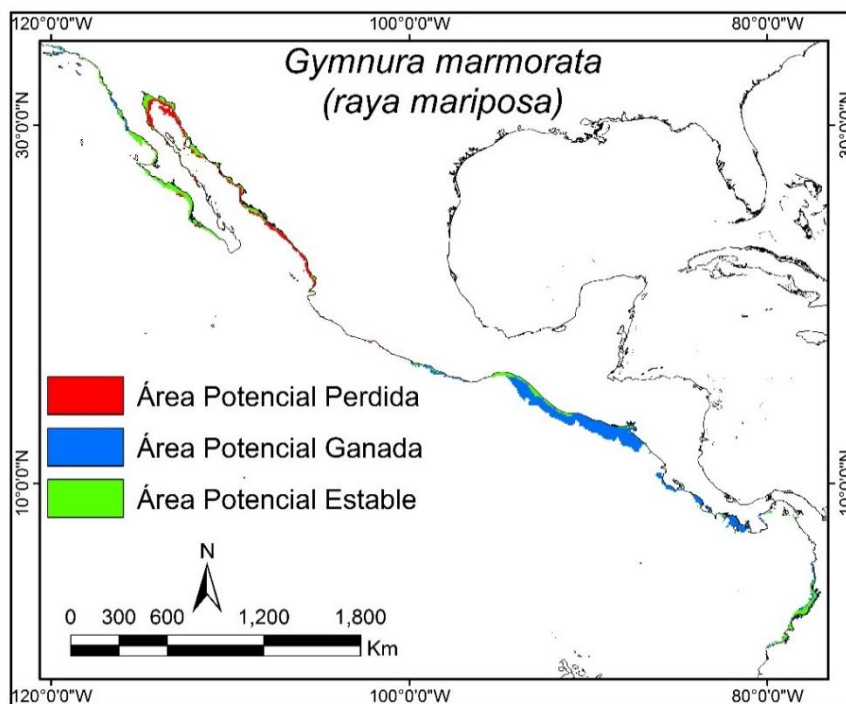
Anexo A. Distribución potencial actual y registros de presencia de las especies de batoides.

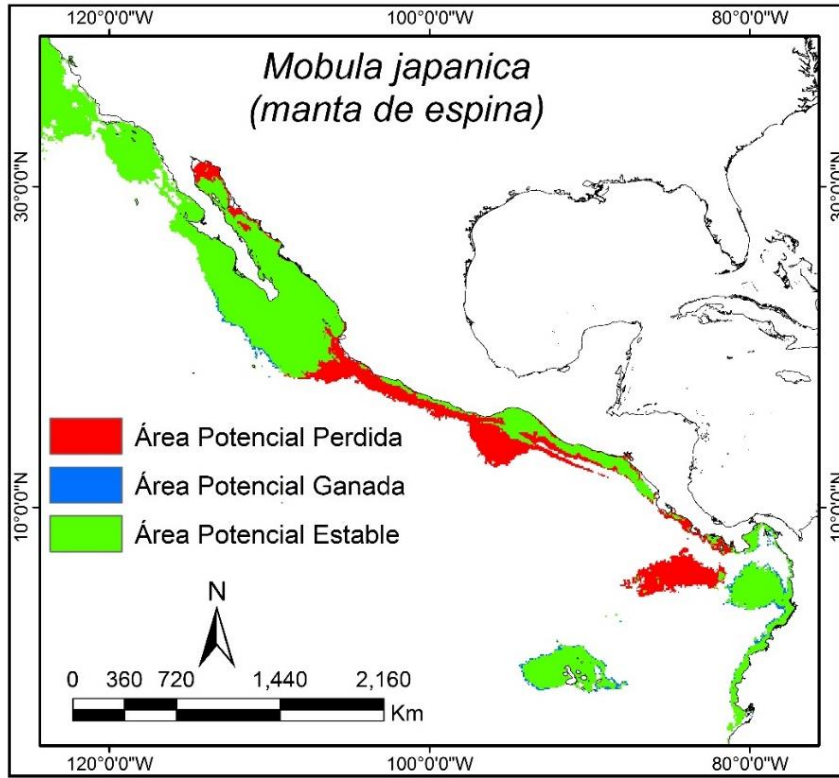




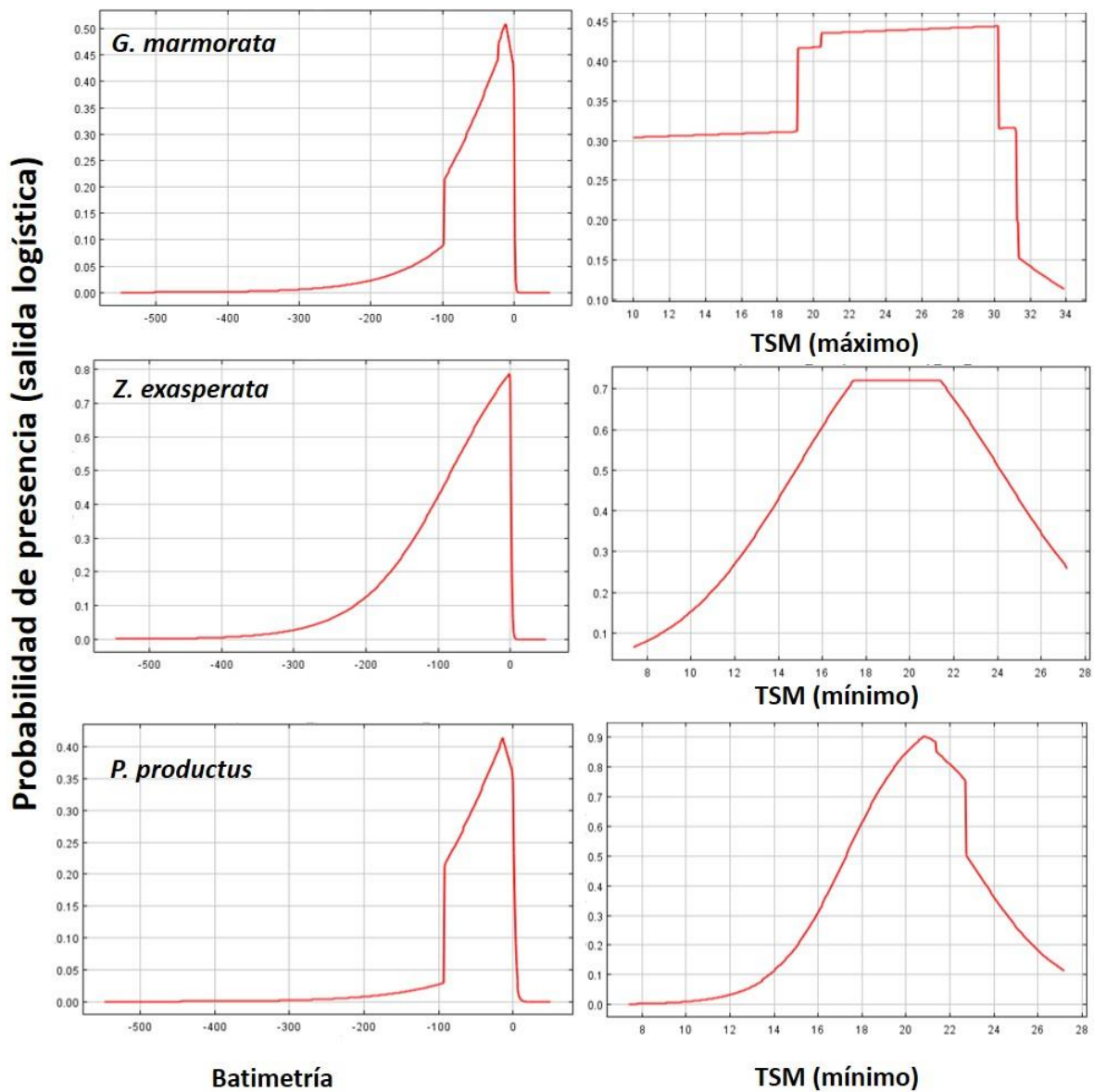
Anexo B. Evaluación del cambio en la distribución potencial de las especies en toda el área de modelado.

Nota: Debido a que los resultados de ambos RCP son muy similares solo se presenta la evaluación para el RCP 4.5.

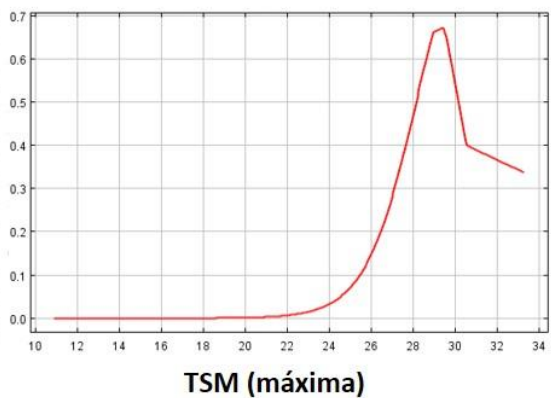
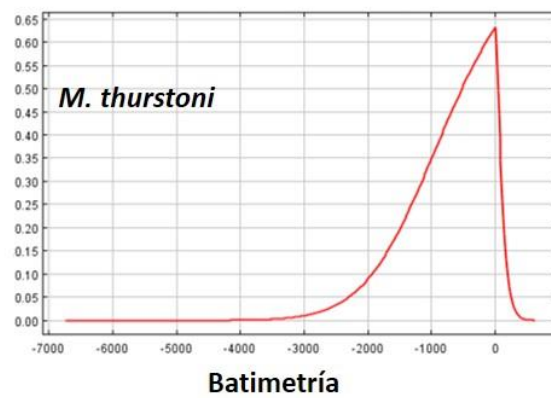
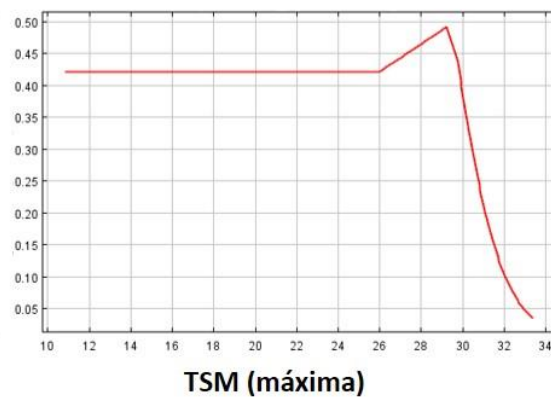
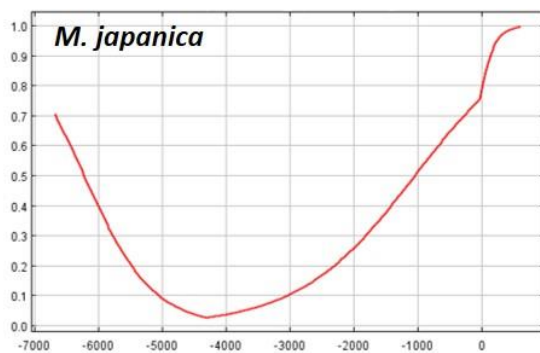
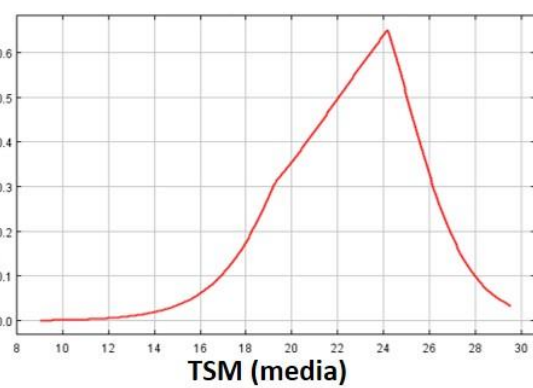
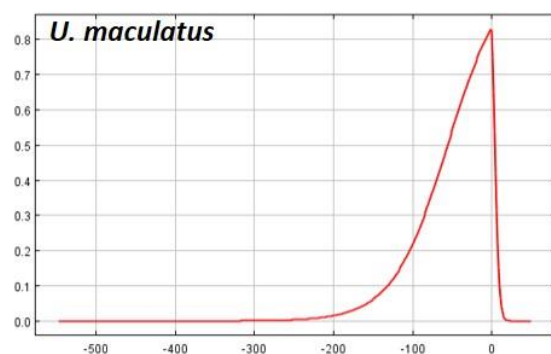
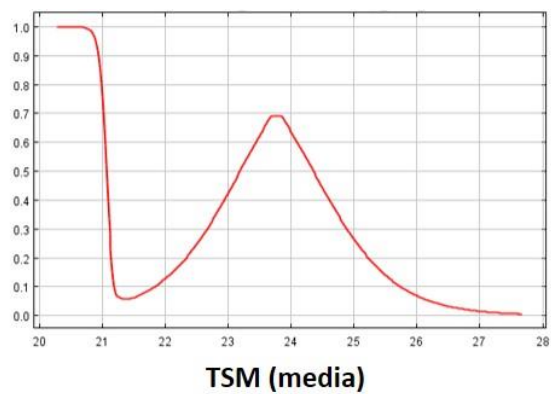
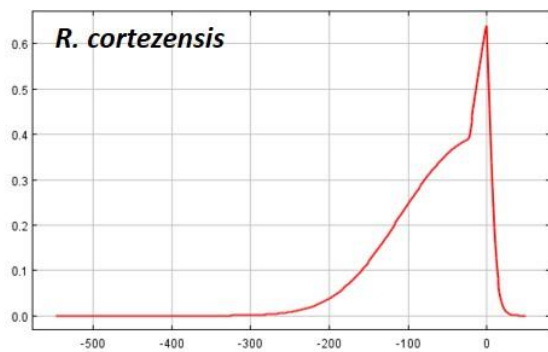




Anexo C. Curvas de respuesta de las especies obtenidas a partir de los MNE y de acuerdo con los registros observados. Se muestra la probabilidad de encontrar a la especie considerando su respuesta a la batimetría y temperatura superficial del mar.



Probabilidad de presencia (salida logística)



Anexo D. Porcentaje de cambio en toda el área de distribución potencial actual de cada especie en relación a cada escenario. El rojo indica una pérdida y el azul una ganancia en el área de distribución potencial.

