



Casa abierta al tiempo

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
UNIDAD IZTAPALAPA**

**DIVISIÓN DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
POSGRADO EN ENERGÍA Y MEDIO AMBIENTE**

“Análisis espacial de la riqueza de peces del Pacífico Oriental Tropical”

TESIS

Que presenta

Javier Rosas López
MATRÍCULA: 2171802478

PARA OPTAR AL GRADO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS
(ENERGÍA Y MEDIO AMBIENTE)**

DIRECTOR

Dr. Omar Tapia Silva

CODIRECTOR

Dr. Andrés López Pérez

JURADO

Dr. José Luis Silván Cárdenas
Dr. Omar Valencia Méndez
Dr. Amílcar Levi Cupul Magaña

Ciudad de México, julio de 2020.

Dedicatoria

*A mis padres Alfredo y Rosalía,
por el esfuerzo y motivación constante para alcanzar cada meta.*

A Brenda, por todo el apoyo, comprensión y cariño.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca otorgada para la realización de este trabajo de investigación.

Al Dr. Omar Tapia Silva y al Dr. Andrés López Pérez, a cada uno por la dirección, orientación, conocimiento compartido y por facilitar los medios necesarios para la realización de este proyecto de investigación.

A los miembros del jurado, Dr. José Luis Silván Cárdenas, Dr. Amílcar Leví Cupul Magaña y Dr. Omar Valencia Méndez, por aceptar formar parte del jurado y revisores de esta tesis.

Contenido

1. Introducción	5
1.1 Preguntas de investigación y objetivos	8
1.1.1 Preguntas de investigación	8
1.1.2 Objetivos.....	8
2. Marco Teórico Conceptual	9
2.1 Biodiversidad	9
2.2 Métodos para medir la biodiversidad.....	11
2.3 Diversidad de especies de peces	16
2.4 Características abióticas para la distribución de peces.....	18
2.5. Características bióticas para la distribución de peces.....	20
2.6 Pacífico Oriental Tropical	21
2.6.1 Diversidad de Peces	21
2.6.2 Eventos Meteorológicos	23
2.7 Patrones de distribución espacial y técnicas geoestadísticas	26
2.7.1 Análisis exploratorio	28
2.7.2 Semivariograma	29
2.7.3 Escala espacial.....	35
2.7.4 Teoría Kriging.....	36
2.7.5 Interpolación mediante cuadrados mínimos ordinarios	42
2.7.6 Validación cruzada dejando uno fuera	43
2.8 Patrones de distribución espacial de peces	43
3. Metodología	57
3.1 Modelo Geoespacial Conceptual	57
3.2 Área de estudio	58
3.3 Registros de especies de peces.....	62
3.4 Obtención de variables ambientales	62
3.5 Análisis de datos	64
3.5.1 Análisis exploratorio	64
3.5.2 Definición del tamaño de celda.....	64
3.5.3 Interpolaciones.....	66

3.6 Evaluación de los modelos predictivos.....	66
4. Resultados	68
4.1 MGC.....	68
4.2 Predicciones.....	69
4.3 Escenarios de cambio climático	71
5. Discusión	79
6. Conclusión	87
7. Bibliografía	89
8. Anexos	97
8.1 Riqueza predicha a 4 km.....	97
8.2 Riqueza predicha a 5 km.....	99
8.3 Riqueza predicha a 0.5°	101
8.4 Riqueza predicha a 1°	103
8.5 Riqueza predicha a 2°	104

1. Introducción

A nivel global, el incremento de la temperatura está generando impactos negativos en los océanos. Este tipo de perturbaciones físicas son de impacto directo con consecuencias inmediatas, en comparación con aquellos impactos indirectos, por ejemplo, los vertidos de contaminantes. No obstante, los efectos indirectos pueden afectar áreas mucho más grandes, debido a que generalmente se producen a lo largo de la costa, lo que a su vez desencadena el desplazamiento de la fauna local hacia regiones menos perturbadas (Castro & Huber, 2007, Conde-Álvarez & Saldaña-Zorrilla, 2007).

Actualmente se estima que la biodiversidad en el planeta es de ~8.7 millones de especies, el ~14% de esta biodiversidad se encuentra representada por especies terrestres, mientras que en el medio marino se conoce tan solo el ~9% (Mora et al., 2011). Respecto a peces, se han reconocido ~35,500 especies en todo el planeta (Fricke et al., 2020), de las cuales aproximadamente 1,358 especies se distribuyen en el Pacífico Oriental Tropical (POT), aunque se estima que aún falta por conocerse el 22.5% de la ictiofauna (Zapata & Robertson, 2007, Robertson & Allen, 2015), lo que implica que aún existen áreas y ambientes para las cuales se desconoce la riqueza de especies.

Aunado a lo anterior, se ha descrito de manera detallada la riqueza de especies para áreas relativamente pequeñas (i.e., golfo de California, Cabo Pulmo, Revillagigedo, Clipperton, Huatulco, Isla Coco y Galápagos) (Fourriére et al., 2014, 2016, González-Andrés et al., 2016). Lo anterior ha permitido relacionar los patrones de riqueza con características bióticas y abióticas (i.e., especie-sustrato y geomorfología) a distintas escalas espaciales (López-Pérez et al., 2013, Valencia-Méndez et al., 2018). Pero aún son escasos los estudios a escalas espaciales amplias que permitan identificar patrones como variaciones latitudinales, hot-

spots y los forzamientos que los determinan (Tittensor et al., 2010, Beaugrand et al., 2015, Maciel-Mata et al., 2015). En relación con los estudios llevados a cabo a escalas espaciales amplias, Mora & Robertson (2005), determinaron los gradientes latitudinales de la riqueza de especies, analizando la relación entre la heterogeneidad ambiental y de técnicas como el efecto de dominio medio y el efecto de Rapoport (la correlación positiva que existe entre el tamaño de las áreas de las especies y la latitud, Ruggiero, 2001). Posteriormente, Zapata & Robertson (2006) identificaron el porcentaje de conocimiento de la biodiversidad ictiológica del POT, por medio del método de acumulación de especies y estimaron la proporción de la fauna descrita y la que falta por describirse. Por su parte, Robertson & Cramer (2009), emplearon técnicas de agrupamiento jerárquicos para determinar semejanzas espaciales de los conjuntos de peces entre regiones y distribuciones biogeográficas de los taxa costeros pertenecientes al POT. Dichos estudios se basaron en información existente, sin considerar los posibles vacíos de información y cómo estos afectan los patrones y procesos que definen la distribución de la riqueza de especies en la región.

Una opción para modelar la biodiversidad y prospectar los cambios a futuro, consiste en el manejo de las vías o trayectorias de concentración representativas (Representative Concentration Pathway, RCP). Las RCP, son series temporales de emisiones y concentraciones de gases de efecto invernadero. Dichas trayectorias proporcionan información sobre los posibles escenarios que conducirán a un forzamiento radiativo específico, considerando cuatro posibles vías (RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 y RCP8.5) que pueden prospectar los procesos de evaluación, adaptación y mitigación del cambio climático (IPCC, 2014).

Los patrones espaciales de parámetros asociados a las especies varían entre grupos taxonómicos. En su definición intervienen componentes geográficos, bióticos y abióticos que

son el resultado de la historia evolutiva de cada taxón; así mismo, la escala o resolución espacial, refleja la percepción de los patrones macroecológicos (Rahbek, 2005), como ha sido demostrado para diferentes grupos taxonómicos en diferentes ecosistemas (i.e., helechos, mamíferos, aves, corales y peces) (Hengl et al., 2009, Marini et al., 2011, Parravicini et al., 2013, Stranges et al., 2019).

A través de la utilización de las técnicas geoestadísticas se han desarrollado métodos que cuantifican estadísticamente la escala de variación espacial de las diferentes características de la fauna y su relación con la heterogeneidad espacial y ambiental. Estas técnicas poseen un gran potencial para analizar la estructura espacial de multitud de variables y procesos ecológicos, logrando así determinar las relaciones entre la distribución de las características fisicoquímicas y los patrones espaciales de distintas especies (Gallardo & Maestre, 2008). Como resultado de su implementación, es posible obtener mapas predictivos que permiten identificar los patrones de distribución espacial de la característica analizada (i.e., biodiversidad).

Las técnicas geoestadísticas, en combinación con los diferentes índices en ecología, han permitido considerar de atención especial aquellas especies que, por su biomasa, número de individuos o por su impacto funcional, determinan el grado de afectación o beneficio dentro de una comunidad (Halffter & Moreno, 2005). En cuanto al manejo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), se ha fomentado el establecimiento de estrategias de conservación de los recursos naturales, a partir de la información resultante. Mediante estas técnicas es posible ubicar áreas para identificar cambios temporales en la biodiversidad en áreas intensamente explotadas o en regiones que han sido poco exploradas o estudiadas (Rambo et al., 2017).

Considerando lo expuesto, en esta tesis se planteó el objetivo de determinar el patrón de distribución de la riqueza de especies de peces someros del POT (<200 m de profundidad) a través de la implementación de métodos de interpolación geoestadística que, en combinación con el análisis de condiciones de factores ambientales, permitirán analizar los efectos de forzamientos ambientales de la riqueza de especies y sus posibles variaciones ante escenarios de cambio climático.

1.1 Preguntas de investigación y objetivos

1.1.1 Preguntas de investigación

- ¿Es posible identificar un método de predicción geoestadístico que permita obtener un estimado aceptable de la variabilidad espacial de riqueza de especies de peces?
- ¿De qué manera influye la escala espacial para determinar el patrón de la riqueza de especies de peces?
- ¿Cuáles son los pronósticos en cuanto a riqueza de especies de peces en diferentes horizontes de tiempo considerando escenarios de cambio climático?

1.1.2 Objetivos

Objetivo general de la investigación

- Determinar el patrón de distribución de la riqueza de peces del POT, mediante análisis geoestadísticos.

Objetivos específicos de la investigación

- Analizar la variabilidad espacial de la riqueza de peces mediante técnicas de predicción kriging (ordinario, universal, regresión kriging) y por cuadrados mínimos ordinarios.

- Identificar el patrón de distribución espacial de la riqueza de peces en el POT a diferentes escalas espaciales.
- Generar patrones posibles de distribución de la riqueza de peces en el Pacífico Oriental Tropical a través de escenarios de cambio climático.

2. Marco Teórico Conceptual

Los estudios que relacionan riqueza de especies y geoestadística han tomado cada vez mayor importancia (Bousquets & Morrone, 2001). Asimismo, se ha dedicado mucha atención al estudio geográfico de los organismos, la forma de los patrones, el funcionamiento de los procesos ecológicos y su relación con la escala espacial (Bousquets & Morrone, 2001, García, 2008). Por lo que, en función de las características del espacio geográfico y bajo el análisis de la interacción de los elementos bióticos y abióticos, será posible generar propuestas para proteger la biodiversidad que nos rodea. En esta sección se revisan los fundamentos teóricos que determinan la riqueza de especies y sus patrones, y como estos pueden ser modelados mediante métodos geoestadísticos.

2.1 Biodiversidad

En sentido estricto, la diversidad biológica o también llamada biodiversidad representa la “variedad de la vida”, que, de manera general, refiere a la variación en todos los niveles de organización biológica. En este sentido, la Convención sobre la Diversidad Biológica (CBD, 1992), define diversidad biológica como:

... *“La variabilidad entre organismos vivos de todo origen incluyendo los ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos, así como los complejos ecológicos de los*

cuales forman parte; esto incluye la diversidad dentro de especies, entre especies y ecosistemas.” ...

Actualmente, diversos factores tanto directos como indirectos están ocasionando disminuir la biodiversidad y a través de políticas locales, nacionales e internacionales, se busca mantenerla (Gaston & Spicer, 2007). La pérdida de biodiversidad se debe principalmente a las actividades antropológicas, causando la contaminación de los ecosistemas y sobre todo por la explotación desmedida de los recursos, por lo que la biodiversidad se está perdiendo, degradando aceleradamente el medio ambiente y principalmente en los trópicos (Díaz Coutiño & Escárcega Castellanos, 2009).

Gaston & Spicer (2007), dividen el término “biodiversidad” en tres grupos y definen cada uno de ellos como sigue:

1. Diversidad genética

Esta abarca los componentes del código genético que estructuran a los organismos (nucleótidos, genes, cromosomas) y la variación de estructura genética entre individuos es el seno de una población y entre poblaciones.

2. Diversidad de organismos vivos o taxonómicos

Comprende la jerarquía taxonómica y sus componentes desde los individuos, subespecies, especies, géneros, familias, fila y dominios o reinos.

3. Diversidad ecológica

Considera las escalas de diferencias ecológicas desde las poblaciones, nichos, hábitats, ecosistemas, paisajes, biorregiones y biomas. La diversidad de especies es importante, debido a que a través de su estudio se puede interpretar el funcionamiento de los ecosistemas (Gaston

& Spicer, 2007). Por ello, el reconocimiento de patrones representa un paso importante en el desarrollo de todas las ciencias particularmente en ecología. Los patrones pueden definirse como circunstancias que se repiten, por ejemplo, la agrupación repetida de las mismas especies en diferentes lugares, las mismas formas de crecimiento y la productividad (García, 2008).

2.2 Métodos para medir la biodiversidad

Los métodos para evaluar la diversidad de especies se refieren a la diversidad dentro de las comunidades. Es decir, en cada unidad geográfica, en cada paisaje, en cada comunidad se encuentra un número variable de especies. Por ello, para comprender los cambios de la biodiversidad con relación a la estructura del paisaje, el análisis se separa en los componentes de diversidad alfa, beta y gamma (Moreno, 2001). Para este caso, la riqueza de especies de una comunidad en particular a la que se considera homogénea representa la diversidad alfa (Moreno, 2001, Halffter & Moreno, 2005) (Figura 1). Independientemente de los diferentes métodos para medir la biodiversidad, el empleo de un parámetro depende de la información que se quiere evaluar, así como de las características biológicas de la comunidad. El análisis del valor de importancia de las especies cobra sentido si recordamos que el objetivo de medir la diversidad biológica es, además de aportar conocimientos a la teoría ecológica, contar con parámetros que nos permitan tomar decisiones o emitir recomendaciones en favor de la conservación de los taxa, áreas amenazadas o monitorear el efecto de las perturbaciones en el ambiente (Moreno, 2001). Medir la abundancia relativa de cada especie permite identificar aquellas especies que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a las perturbaciones ambientales (Moreno, 2001).

Moreno (2001) propone tres aspectos a considerar para seleccionar un método para medir la diversidad de especies:

1. El nivel de biodiversidad que se quiere analizar, dentro de las comunidades (diversidad alfa), entre comunidades (diversidad beta) o para un conjunto de comunidades (diversidad gamma).
2. El grupo biológico con que se está trabajando, la disponibilidad de datos y los trabajos previos con el mismo grupo.
3. Las restricciones matemáticas de algunos índices y los supuestos biológicos en los que se basan.

De acuerdo con Moreno (2001), para emplear el parámetro diversidad alfa es preciso definir aún más el aspecto biológico que se quiera describir; el número de especies (riqueza), o la estructura de la comunidad (dominancia, equidad o riqueza y equidad en conjunto). Si el propósito es simplemente comparar números de especies, la riqueza de especies (S), es la mejor expresión y la más sencilla, aunque dependa del tamaño de la muestra. De modo que, si el esfuerzo de muestreo no es el mismo, la comparación de distintos valores de riqueza no será válida a menos que se utilicen índices que no dependan del tamaño de la muestra, para ajustar el sesgo generado por el muestreo. Es recomendable utilizar la riqueza específica de forma conjunta con funciones de acumulación de especies o métodos no paramétricos, que permitan extrapolar tamaños de muestra para observar la tendencia de la riqueza específica. De esta forma, la medida de riqueza de especies puede compararse entre comunidades, aunque el tamaño de las muestras no sea el mismo (Moreno, 2001).

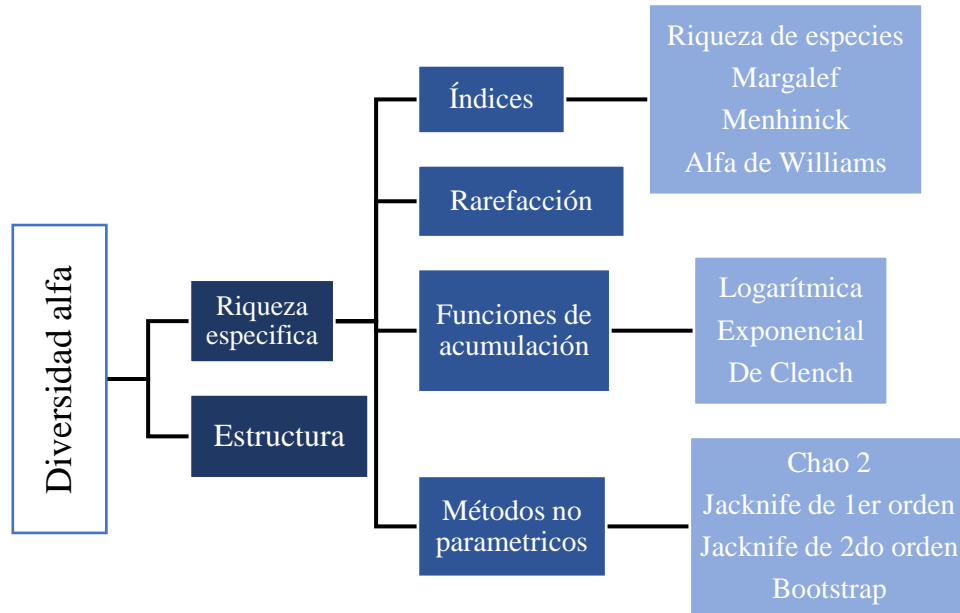


Figura 1. Clasificación de los métodos para medir la biodiversidad alfa, a nivel de riqueza específica. Fuente: Recuperado de Moreno (2001).

Índices para obtener la riqueza específica

Riqueza de especies (S)

Es uno de los índices más comunes, ya que solo se basa en el número de especies presentes y se representa por la letra (S) (Moreno, 2001):

Ecuación 1

$$S = \sum n$$

Donde n, representa el número de especies presentes en un área geográfica determinada.

Gaston & Spicer (2007), explican que en la práctica la riqueza específica tiende a ser más empleada debido a las razones siguientes:

1. *Aplicación práctica.* La riqueza de especies o riqueza específica ha probado ser un concepto mensurable en la práctica y puede ser comparable con diferentes investigaciones, sobre un estatus determinado y sobre un taxón, en un área y momento determinado.
2. *Información existente.* La información sobre este índice puede obtenerse fácilmente de colecciones de museos, bibliografía y bases de datos digitales, entre otros.
3. *Sustitución.* La riqueza de especies puede representarse de varias formas, por ejemplo, un mayor número de especies incorpora una mayor riqueza genética (mayor diversidad de genes a lo largo de las poblaciones), o una mayor diversidad de organismos (un mayor número de individuos a lo largo de taxones de mayor nivel), y una mayor diversidad ecológica (desde representantes de más nichos y hábitats hasta representantes de más biomas).
4. *Aplicación amplia.* La unidad de especie se ve de manera común, como la unidad de manejo práctico en los ámbitos de la legislación y del discurso político.

Así mismo, Gaston & Spicer (2007), expresan ciertas limitaciones para los análisis que involucran la riqueza de especies:

1. *Definición de especie.* La definición de este concepto no es precisa, debido a que puede ser vista o definida como una hipótesis, opinión y/o concepto. No obstante, estos son definidos en función de sus diferencias en sus características morfológicas.
2. *Diferentes tipos de biodiversidad.* Como medida de biodiversidad se discute frecuentemente el hecho de que un ensamble compuesto por un pequeño conjunto de

especies que se encuentran estrechamente relacionadas, lo que puede representar determinados aspectos morfológicos o inclusive resultados de su historia evolutiva.

La riqueza de especies ha sido empleada para representar diferentes aspectos de la biodiversidad, toda vez que ha resultado fácil emplearla y sobre todo compararla con diferentes tipos de investigaciones que la han empleado. Más aún, si se desea explorar y discutir el origen, patrones y mantenimiento de la diversidad biológica (Gaston & Spicer, 2007), es por lo que, para el análisis y diagnóstico de la biodiversidad se han propuesto diferentes índices:

Índice de diversidad de Margalef

Ecuación 2

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Donde S es el número de especies y N es el número total de individuos de la muestra.

Índice de diversidad de Menhinick

Ecuación 3

$$D_{Mh} = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

Utiliza las mismas variables que el D_{Mg} , solo que D_{Mh} se basa en la relación entre n y el N observados, que aumentan al incrementar el tamaño de la muestra.

Índice de diversidad alfa de Williams

Ecuación 4

$$S = \alpha \ln \frac{1 + N}{\alpha}$$

Donde N observados y α se calcula empleando la ecuación siguiente:

Ecuación 5

$$\alpha = \frac{N(1 - x)}{x}$$

Para calcular “ x ” se debe resolver la serie logarítmica, mostrada en la siguiente ecuación:

Ecuación 6

$$\frac{S}{N} = \frac{1 - x}{x} [-\ln (1 - x)]$$

2.3 Diversidad de especies de peces

El término pez antiguamente, se le designaba a un conjunto de animales acuáticos sin límites ni definición precisa (Espinoza-Pérez, 2014). En nuestro lenguaje cotidiano les llamamos “peces”, ocupando un término por conveniencia y no como unidad taxonómica, ya que los peces no son un grupo monofilético, sino un grupo muy diversificado y con una historia evolutiva amplia (Espinoza-Pérez, 2014). Podemos definir a los peces como vertebrados acuáticos, que respiran por medio de branquias y que poseen miembros en forma de aletas y una piel generalmente cubierta por escamas (Espinoza-Pérez, 2014). Las comunidades ictiológicas han gozado de una gran diversificación desde los organismos más simples como lo es el anfibio, considerado el arquetipo de los peces, el cual se caracteriza por poseer las cuatro principales características de los cordados: simetría bilateral, presencia de notocorda, cordón nervioso, tubular simple en posición dorsal y hendiduras branquiales faríngeas. Los grupos más antiguos son representados por las lampreas y los peces bruja, que por su falta de

mandíbula se consideran afines a los grupos fósiles como los ostracodermos. Otro grupo que se incluyen son los gnatostomados (peces mandibulados), así como las quimeras (Holocephali), los cuales se ubican en una línea separada de los peces, debido a que poseen cartílago en lugar de huesos. El grupo de peces verdaderos o teleósteos, está conformado por la gran mayoría de peces conocidos actualmente (Espinoza-Pérez, 2014). Dentro de los peces teleósteos, los actinopterigios son actualmente la clase más dominante de peces, debido a que están presentes en casi todos los tipos de hábitats acuáticos. Los peces han desarrollado distintas estrategias adaptativas para colonizar los diferentes ambientes acuáticos, desde la plataforma continental, hasta las zonas abisales. Una de sus adaptaciones más evidentes es la existencia de muchos morfotipos (es decir, la gran diversidad de formas y tamaños que manifiestan los peces), desde los perciformes, hasta los peces planos incluyendo las anguilas y los caballitos de mar (CNPE, 2012).

La alta diversidad de peces es un producto de una amplia radiación adaptativa que ha dado lugar a cerca de 32,000 especies, con adaptaciones que les han permitido adecuarse a casi cualquier entorno acuático concebible y en diferentes latitudes (Nelson et al., 2016). Los peces pueden vivir en altitudes de más de 3,812 m.s.n.m. como los existentes en el lago Titicaca, Perú-Bolivia, o como los mexcalpiques (*Girardinichthys multiradiatus*) que habitan a una altitud de 2,790 m.s.n.m., en las Lagunas de Zempoala, México. Asimismo, pueden habitar en fosas oceánicas con profundidades mayores a los 7,000 m. (Espinoza-Pérez, 2014). Entre los vertebrados marinos, los peces ocupan un lugar esencial, no sólo por el número de especies, sino también, por la extraordinaria variedad de sus adaptaciones ecológicas que implican modificaciones en su estructura y comportamiento (Cervigón, 1967), lo que les permite habitar desde el litoral, expuestos al ritmo de las mareas, hasta las profundidades abisales.

Su importancia económica les ha hecho objeto de especial atención y estudio (Cervigón, 1967). La comprensión de la ecología de todos estos peces depende del conocimiento de las propiedades del medio en el que viven (Wootton, 1992), por ejemplo, algunas especies pueden realizar migraciones para encontrar las condiciones ideales para su supervivencia, ya sea con fines reproductivos o alimenticios. De igual forma, algunas larvas y juveniles de especies oceánicas hacen grandes recorridos para llegar a diferentes zonas de alimentación y/o reproducción (oceanódromos) y en muchos otros casos, las especies están restringidas a vivir en áreas acotadas como cuevas, cenotes o pequeños manantiales. El comportamiento también influye en las comunidades de peces, lo cual es muy diverso, desde los que están en cardúmenes, aquellos que son territoriales, y los que habitan cuevas y oquedades, estos últimos ocupan pequeñas áreas de distribución (Espinoza-Pérez, 2014).

2.4 Características abióticas para la distribución de peces

Las especies de peces tienen distribuciones geográficas muy diversificadas, algunas especies pueden cubrir grandes áreas (i.e., atún, que es una especie transoceánica) y otras se restringen a áreas pequeñas. La importancia de las diversas variables abióticas en la distribución de peces varía según la naturaleza del medio acuático. Los principales factores abióticos que determinan la distribución de peces son; la temperatura, el oxígeno, la salinidad y las corrientes de agua (Wootton, 1992). La temperatura es considerada uno de los principales factores que limitan la distribución de los organismos vivos y en el caso de los peces determina la etapa del ciclo de vida, influyendo en las funciones de supervivencia, reproducción y desarrollo, además, limita la distribución de las especies a través de sus efectos en la capacidad de competencia y depredación. Las especies suelen adaptarse fisiológica y genéticamente a la temperatura y con ello evitar algunas restricciones impuestas

por esta última. Algunos organismos han desarrollado un conjunto de adaptaciones (i.e. ectodermos o endodermos) para superar las limitaciones por los cambios drásticos en la temperatura del agua (Krebs, 1985).

La salinidad del océano determina la distribución de la comunidad ictiológica, sobre todo en áreas cercanas a las costas y en los estuarios, en donde solo algunas especies con amplia tolerancia a cambios drásticos de salinidad (i.e. *Mugilidae*), pueden habitar estos ambientes. La dilución del agua marina por lo dulce suele disminuir la salinidad hasta niveles que sólo ciertas especies que cuenten con las capacidades fisiológicas podrán sobrevivir en estos ambientes de transición salina (i.e. eurihalinos y estenohalinos) (Krebs, 1985). Además, el pH y las sustancias disueltas en el agua (i.e. Cl^- , Na^+ , SO_4^{2-} , Mg^{+2} , Ca^{+2} , K^+ , HCO_3^- , Br^- , H_2BO_3^- , Sr^{+2} , F^- , entre otros materiales disueltos) y la presión son importantes y determinantes en la distribución tanto latitudinal como vertical de la fauna íctica (Wootton, 1992, Castro et al., 2007).

La temperatura y la salinidad son variables relativamente fáciles de medir y sobre las cuales se han ido acumulando datos numerosos a través del tiempo, lo que ha permitido realizar proyecciones hacia el pasado y pronosticar cambios en el futuro. Por otra parte, la combinación de ambas rige los procesos fundamentales de la mecánica marina, de la aportación de nutrientes, de la mezcla y distribución de poblaciones (Wootton, 1992). Además, el agua del mar contiene pequeñas cantidades de gases atmosféricos disueltos, debido a la interfase mar-aire y a su constante agitación por los vientos y las olas, normalmente el agua superficial está saturada de gases atmosféricos, del mismo modo, la cantidad de gas que puede disolverse en el agua del mar está determinada por la temperatura y salinidad del agua (Grant-Gross, 1976). Aun cuando la distribución de algunos organismos

se establezca con dependencia a otros factores, terminan adaptándose a la temperatura en la que han quedado confinados, pues en el curso de su evolución, las especies ajustan rápidamente sus procesos fisiológicos a las temperaturas ambientales bajo las que se encuentran de manera habitual (Margalef, 1967). La temperatura igualmente controla la velocidad en que pueden ocurrir las reacciones químicas, en este sentido, este parámetro afecta directamente en todos los aspectos el metabolismo de los peces, como del medio marino en el que habitan (Wootton, 1992). Por último, los peces exhiben preferencias por aquellos hábitats que cuentan con disponibilidad de comida, refugio, así como la combinación ideal de varios parámetros fisicoquímicos como salinidad, profundidad, claridad del agua, corrientes, acción de las olas y la batimetría (Robertson & Allen, 2015). La intensidad con que penetra la luz sobre la capa de agua resulta importante para los peces, ya que a través de esta se establece la periodicidad de sus ritmos diarios y estacionales, inclusive la química del agua (pH), es una característica que influye en la distribución de los organismos marinos (Wootton, 1992).

2.5. Características bióticas para la distribución de peces

La composición de una comunidad íctica es el resultado de la combinación de factores abióticos y bióticos. Inclusive los procesos biogeográficos determinan, benefician o afectan las especies que podrían ocupar determinado hábitat. En cierta manera las condiciones abióticas definen qué especies podrían establecerse y que poblaciones podrían perpetuarse (Wootton, 1992). Sin embargo, a escala local, las interacciones bióticas y la selección del hábitat pueden determinar las particularidades de las distribuciones de especies a lo largo de una gama de hábitats y microhábitats que son abióticamente adecuados para el establecimiento de la gran diversificación de especies de peces (Wootton, 1992).

Las propiedades e interacciones bióticas pueden darse con miembros de su propia especie o con otras especies de peces, inclusive con otros grupos taxonómicos, que pueden variar desde microorganismos hasta vertebrados, y dar origen a distintos tipos de interacciones que, por la naturaleza de sus resultados, se reconocen como mutualismo, competencia, neutralismo, depredación, parasitismo, comensalismo y amensalismo. Sin embargo, estas interacciones ecológicas están determinadas en función de su supervivencia o su éxito reproductivo. En ciertos casos las especies de peces pueden verse beneficiadas y en otras perjudicadas. La naturaleza de las interacciones dependerá de muchos factores. Estos incluyen la diversidad de otros organismos con los que el pez comparte el hábitat, la estructura física y las condiciones abióticas que caracterizan el hábitat, el tamaño de los peces y la etapa que ha alcanzado en su ciclo de vida (Wootton, 1992). Entre las razones que generan incapacidad de sobrevivir y reproducirse está la relación con otros organismos. La distribución local de algunas especies al parecer está limitada por la depredación, asimismo, la presencia de otros organismos también suele limitar la distribución de algunas especies a través de la “competencia”, que tiene lugar entre dos especies cualesquiera que emplean el mismo tipo de recursos y viven en hábitats semejantes. Sin embargo, no es necesario que exista una relación estrecha entre las dos especies para que surja la competencia entre ellas (Krebs, 1985).

2.6 Pacífico Oriental Tropical

2.6.1 Diversidad de Peces

En el POT se conocen 1,358 especies de peces, lo que corresponde a 521 géneros agrupados en 156 familias (Robertson & Allen, 2015). Alrededor del 90.3% de la riqueza de peces del POT, se encuentran restringidos a ambientes costeros, incluidos los sistemas arrecifales

(rocosos y coralinos), así como, fondos blandos (fangos y arenas), estuarios y playas (Robertson & Allen, 2015). El golfo de California, junto con el golfo de Panamá y Costa Rica, representan las zonas con mayor diversidad y número de endemismos (~20%), consecutivamente se ubica el golfo de Tehuantepec con el ~15% de endemismos (Mora & Roberson, 2004, Espinoza-Pérez, 2014). En cuanto a su funcionalidad ecológica, se ha determinado que el POT representa la segunda fauna más pobre junto con el Atlántico occidental, no obstante, la región tiene al menos el 25% de los grupos funcionales y globales y llena al menos el 59% del espacio funcional global. En base a esto, se determina que la fauna ictiológica del POT, cubre las funciones necesarias para el mantenimiento de los procesos ecológicos básicos (Mouillot et al., 2014). Por lo que, la comunidad de peces asociados a arrecifes corresponde al 44% de las especies presentes en esta región, principalmente a ecosistemas rocosos coralinos, debido a que estos sistemas proporcionan refugio para los peces, además de que coexiste una alta diversidad de invertebrados que comprenden la fuente de alimentación para diferentes especies de peces arrecifales (Robertson & Allen, 2015). La fauna que habita fondos blandos, arenas y arcillas, por lo general son ambientes típicos de bahías, esteros o manglares, constituida por el 40% de las especies del POT (Robertson & Allen, 2015). De la totalidad de especies de peces que habitan el POT, el 66% de las especies de peces costeros se encuentra en ambientes marinos, de los cuales el 27% habita estuarios, de este porcentaje, el 9.5% cuenta con las condiciones fisiológicas para habitar los ambientes de agua dulce, mientras que el 3% corresponde a peces de agua dulce y el 7% son especies de hábitos marinos (Robertson & Allen, 2015).

En cuanto a la distribución vertical de las especies, se sabe que la mayoría de la fauna regional vive en hábitats relativamente someros, ~41% de las especies llegan a la superficie. Los

ámbitos de profundidad del 73% de las especies se extienden hasta 5 m de la superficie y sólo un 3.5% no suben por encima de 50 m. El límite inferior del ámbito de profundidad de 50% de las especies termina cerca de 30m, con sólo el 32% encontrándose hasta los 50 m y 19% por debajo de los 100 m (Robertson & Allen, 2015). Por otro lado, la distribución horizontal sucede en cuatro posibles direcciones (1) entre el Pacífico oriental y central, (2) entre la costa continental y las islas exteriores (3) entre las islas exteriores y (4) a lo largo de la costa y las islas cercanas a la costa, toda vez que el POT consta de una estrecha franja de plataforma continental a lo largo de la costa del continente americano con islas cercanas a la costa, así como una brecha de agua más profunda entre la costa y las islas del Pacífico oriental (Galápagos, Malpelo, Coco, Clipperton y Revillagigedo). Además, de encontrarse una gran extensión del océano que separa el POT con las islas Line, Marquesas y Hawái (Lessios & Baums, 2017).

2.6.2 Eventos Meteorológicos

La región del POT experimenta continuamente una gran variabilidad ambiental, debido a su geografía que trae consigo extremas variaciones en las precipitaciones, así como cambios drásticos en la temperatura del mar, esto debido a las diferentes corrientes marinas que lo componen (Arntz & Fahrback, 1996). El POT está condicionado por diferentes factores ambientales, donde el evento “El Niño y el ENSO” (Oscilación del Sur, ENSO por sus siglas en inglés) influyen significativamente en las condiciones oceanográficas del POT, consideradas anomalías del sistema climático del Pacífico, con impactos mundiales y ecológicos en los sistemas marinos y terrestres de la región. Dicho evento se identifica por el aumento en la temperatura del agua oceánica, principalmente de las corrientes que pasan por las costas del Pacífico Sur a la altura de Lima, Perú. El Niño, se ha clasificado en eventos

débiles, los cuales consideran una elevación en la temperatura superficial del mar de hasta 2°C, mientras que, en un evento fuerte, la temperatura alcanza valores de hasta 12°C. Por el contrario, “La Niña” es la fase fría de este fenómeno que ocurre cercano a las costas del POT y los eventos meteorológicos son opuestos a la fase cálida de “El Niño” (Arntz & Fahrbach, 1996).

Los eventos ocurren en intervalos de ~4-9 años e influyen directamente en las condiciones marinas del POT. Durante los eventos, la Contracorriente Norecuatorial (CCNE), se hace más fuerte y se ensancha, produciendo un surgimiento de agua relativamente caliente desde el Pacífico Central. Esto afecta particularmente las condiciones abióticas del archipiélago de Galápagos y la parte ecuatorial del POT. Este surgimiento de agua caliente se extiende posteriormente al norte y al sur a lo largo de las costas continentales afectado a toda la región, así como, a las regiones templadas al norte y al sur del POT. Durante los eventos de El Niño, la surgencia costera de Perú casi desaparece, en contraste a las condiciones de la Niña, por lo que la Corriente Surecuatorial (CSE) es mucho más fuerte y fría (en la superficie) que lo normal (Robertson & Allen, 2015).

Este evento meteorológico es generado, por la combinación de diferentes fenómenos atmosféricos (i.e., celdas Hadley, efecto Coriolis y circulación Walker). Como es el caso del movimiento de las masas de aire, las cuales fluyen por los cambios de presión atmosférica y altitud (i.e. celdas Hadley). En lo que respecta al efecto Coriolis, es un fenómeno que, en conjunto con las masas de aire, depende de la rotación de la Tierra. No obstante, la fuerza de este fenómeno disminuye hacia el ecuador, lo que permite que el movimiento de las masas de aire (i.e., circulación Walker) fluya paralela al ecuador sobre la celda Hadley. La magnitud de estos fenómenos depende de la temperatura, así como de la interacción océano-atmosfera, generando un intercambio de energía cinética. En este sentido, el agua oceánica tiene cierto

dinamismo, el cual está determinado por la temperatura y salinidad, por ejemplo, en épocas invernales, disminuye la temperatura en el agua, por lo que desciende su densidad, lo que a su vez genera que estas se vuelvan livianas, por lo que descienden lentamente, modificando la estratificación de la columna vertical del agua oceánica. También en el agua interviene el efecto Coriolis, el cual causa que se desvíe el agua a la derecha en el hemisferio norte y a la izquierda en el hemisferio sur. En conjunto, todo lo anterior ha permitido explicar los florecimientos algales causados por la aparición de agua fría en las costas a lo largo del ecuador, así como los cambios en presión atmosférica, generando una corriente subsuperficial contraria a las corrientes superficiales (Arntz & Fahrbach, 1996).

2.7 Patrones de distribución espacial y técnicas geoestadísticas

Una de las características de la biodiversidad y de las comunidades ictiológicas es que no se distribuyen de manera homogénea, por lo que el denominador común subyace en el conocimiento de las áreas de distribución de las especies y su arreglo espacial (Koleff et al., 2008). Este arreglo espacial es el resultado de la distribución, así como de las interacciones bióticas y abióticas que existen en un determinado grupo taxonómico. Por ello, la distribución puede variar dependiendo del grupo o especie analizada, ésta distribución puede ser homogénea o en forma de parches o “islas”, separadas por amplias zonas vacías o semivacías, donde los sitios varían en su densidad e interacción con otras especies, lo que en cierta medida dificulta la precisión de la delimitación del área de distribución de un grupo taxonómico (Rapoport & Monjeau, 2001).

A escala global, los estudios de riqueza han demostrado que hay una menor concentración de especies en los polos y en las regiones de altitudes elevadas, como las montañas y en las regiones extremadamente secas, dicho patrón varía dependiendo del grupo taxonómico a analizar. En términos de análisis espacial, el patrón se vuelve en cierta medida más complicado en función de la escala de estudio y al pasar de escalas globales a escalas regionales o locales, los patrones tienden a volverse más complejos (Koleff et al., 2008). En cierta medida, resulta complicado calcular con exactitud el área de distribución de los diferentes grupos taxonómicos, debido a que intervienen diferentes fenómenos dinámicos (Maciel-Mata et al., 2015). Los métodos que determinan su distribución ofrecen estimaciones de determinado evento correspondiente a una estimación momentánea, además, la presencia o ausencia de las especies y la forma en la que se distribuyen en el espacio geográfico se

definen por factores históricos, ecológicos, y fisiológicos que varían a lo largo del área de estudio, en otras palabras, se hace referencia a los componentes del nicho ecológico (Maciel-Mata et al., 2015).

La relevancia de la implementación de métodos geoestadísticos, como los tipos de kriging, radica en poder modelar con base en la cuantificación del grado y el alcance de autocorrelación espacial la continuidad espacial de cualquier fenómeno natural. Así mismo, una mejor obtención del patrón de distribución del fenómeno dependerá de la cantidad de mediciones de la variable de interés. También es importante considerar la escala espacial de análisis de la variable ya que esto permitirá cuantificar su variación. En este sentido, la geoestadística ha permitido cuantificar la escala y grado de variación espacial de diferentes variables, incluidas plantas y animales, determinando su relación con la heterogeneidad ambiental (Gallardo & Maestre, 2008). Los modelos de distribución de riqueza son representaciones cartográficas de la idoneidad de un espacio para la presencia de diferentes especies en función de las variables empleadas para generar dicha representación (Mateo et al., 2011). La idoneidad representa la relación matemática o estadística entre la distribución real conocida y un conjunto de variables independientes que se usan como indicadores (Mateo et al., 2011). Los elementos que integran el proceso de modelación geoestadística son el análisis exploratorio de datos, modelación del semivariograma e identificación de los parámetros que definen la continuidad espacial de la variable de interés. Estos son empleados para el análisis y modelado realizado mediante las técnicas kriging ordinario, universal y regresión kriging. Este último y otros modelos como el método de estimación por cuadrados mínimos ordinarios (OLS), permite modelar la dependencia de la variable de interés con variables ambientales. Los diferentes modelos geoestadísticos son clave para explicar procesos ecológicos a diferentes escalas espacio-temporales y al ser aplicados en los

diferentes campos de la ecología, permiten la generación e interpretación de patrones espaciales, así como una mejor comprensión de las interacciones entre las especies y el hábitat en los que se encuentran (Gallardo & Maestre, 2008).

2.7.1 Análisis exploratorio

El análisis exploratorio de la información tiene como propósito generar conocimientos estructurales a partir de la interacción entre bases de datos, con la finalidad de establecer anomalías en las variables de estudio. Llevar a cabo estos análisis puede aportar información respecto a las anomalías de una variable en el espacio, la relación entre dos elementos o la correspondencia espacial entre tres o más variables (García-De León & Humacata, 2019). Gallardo & Maestre (2008) recomiendan iniciar con la exploración de datos, para detectar posibles errores, que posteriormente puedan alterar o modificar los resultados. Estos errores se generan comúnmente de la obtención en campo o en laboratorio. El análisis puede iniciar con la ordenación de los datos para visualizar valores extremos, ya que en diferentes ocasiones pueden representar un posible error. Este tipo de errores son fáciles de detectar a través de una tabla de frecuencias y su representación gráfica. A su vez, el análisis puede ser acompañado de una prueba de normalidad estadística para detectar la distribución de los datos, ya que, si esta se acerca a una distribución gaussiana, kriging tendrá mejores posibilidades de predicción (Gallardo & Maestre, 2008).

Posteriormente, se puede estimar la media y la varianza, aunque estas medidas no proporcionan una completa descripción de los datos, debido a que son muy sensibles a los valores extremos, por lo que otra medida a considerar pueden ser los cuantiles. Con este análisis lo que se busca es lograr una partición igualitaria de las unidades o muestras de interés, dejando de lado la amplitud del intervalo que le corresponda cada clase, lo que dará

como resultado una agrupación de la información con menores diferencias entre las mismas muestras (García-De León & Humacata, 2019). Otro método de análisis que permite explorar las muestras son los diagramas de caja y bigotes, un gráfico de este tipo nos permitirá observar la concentración de las muestras, así como de la mediana y los cuartiles, los cuales se distribuirán por encima o por debajo de la media (Gallardo & Maestre, 2008).

Una vez identificado el posible sesgo o error en las muestras que serán empleadas para su posterior predicción, resulta conveniente aplicar una transformación de datos a través de las funciones logarítmicas, cuadráticas y exponenciales (Gallardo & Maestre, 2008). La ventaja de esta transformación radica en que las unidades se vuelven adimensionales, ya que, al dividir el promedio entre la desviación, ambos coeficientes se simplifican debido a que ambos se expresan en las mismas unidades. Por lo que, las muestras solo indicarán la distancia que las separa de la media aritmética (García-De León & Humacata, 2019).

2.7.2 Semivariograma

La función básica que describe la variabilidad espacial de un fenómeno de interés se conoce como semivariograma (Gallardo & Maestre, 2008), el cual fue propuesto por Matheron (1962), quien introdujo el análisis de los datos puntuales. El semivariograma se basa en el cálculo de la semivarianza, que representa las diferencias entre valores vecinos y de acuerdo con Hengl (2009) se calcula como:

Ecuación 7

$$y(h) = \frac{1}{2}E[(z(s_i) - z(s_i + h))^2]$$

Donde $z(s_i)$ es el valor de la variable objetivo y $z(s_i + h)$, es el valor de la variable a una separación h respecto a s_i . Las observaciones puntuales producen $n \cdot (n - 1)/2$ pares de

distancias (Hengl, 2009). El semivariograma representa una herramienta central en los análisis geoestadísticos, debido a que relaciona la semivarianza con el vector (h), el cual denota la separación en distancia y dirección de cualquier par de valores $z(s_i)$ y $z(s_i + h)$ (Díaz-Viera, 2002). La semivarianza de todos los pares de puntos es calculada y los valores son promediados en grupos de distancias del mismo tamaño denominados “lag”. La interpretación del semivariograma consiste en identificar y cuantificar la presencia de autocorrelación espacial (Hengl, 2009). En estos términos se hace referencia a la existencia de una correlación de la variable consigo misma en función de la distancia, de tal modo que, los valores de esta variable en un punto guardan relación directa con los de esta variable en otros puntos cercanos hasta una distancia máxima entre puntos denominada rango (Hengl, 2009, Olaya, 2011).

Una vez obtenido el semivariograma experimental este debe ajustarse a un modelo teórico de variograma (lineal, exponencial, esférico, circular, gaussiano, etc.), lo que permitirá cuantificar el grado y escala de la variación espacial observada (Figura 2) (Gallardo & Maestre, 2008). Los parámetros que componen un modelo teórico de semivariograma de acuerdo con Gallardo & Maestre (2008) son:

- **Rango (A_0).** Representa el valor de distancia al cual la semivarianza deja de aumentar en función de los incrementos de la propia distancia. Este parámetro indica la distancia a partir del cual las muestras son espacialmente independientes unas de otras.
- **Nugget (C_0).** Parámetro que indica la variabilidad a una escala inferior a la muestreada. También conocida como, varianza error, puesto que, en teoría la varianza

de dos puntos separados por cero metros (intercepción con el eje “y”) debería ser cero.

- **Sill (C_0+C).** Es la semivarianza correspondiente al rango, por lo general deberá coincidir con la varianza de la población.

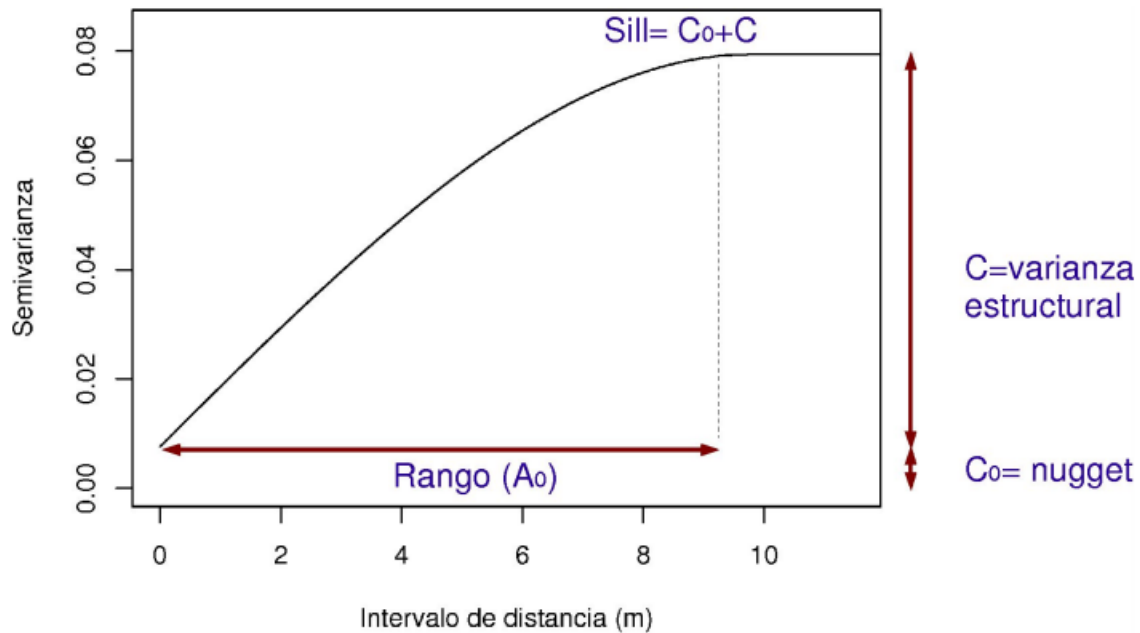


Figura 2. Parámetros para considerar el ajuste del semivariograma experimental a un modelo teórico empírico. Fuente: Recuperado de Gallardo & Maestre (2008).

Los principales modelos mencionados por Díaz-Viera (2002) y Gallardo & Maestre (2008), a los que se debe de ajustar el variograma experimental son los siguientes:

Modelo esférico

Este modelo tiene un comportamiento lineal a distancias de separación pequeñas cerca del origen, pero se va aplanando a mayores distancias y alcanza el *sill* en la distancia *a*, el modelo se calcula aplicando la siguiente fórmula:

Ecuación 8

$$y(h) = C_0 + C \left\{ \frac{3h}{2a} - \frac{1}{2} \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right\} \text{ para } 0 < h \leq a$$

Donde C_0 es el nugget, C la varianza, h la distancia y a es el rango

Modelo penta-esférico

Ecuación 9

$$y(h) = C_0 + C \left\{ \frac{15h}{8a} - \frac{5}{4} \left(\frac{h}{a} \right)^3 + \frac{3}{8} \left(\frac{h}{a} \right)^5 \right\} \text{ para } 0 < h \leq a$$

La ecuación ajusta un semivariograma experimental a un modelo teórico denominado penta-esférico, donde los parámetros son similares (C_0 , C , h y a) al modelo esférico, por lo que, resulta útil, debido a que su curva tiende a un crecimiento gradual a diferencia del modelo esférico.

Modelo Circular

La curva que presenta este modelo tiende a ser abrupta conforme se aproxima al rango, por lo que no es recomendado para análisis que emplean anisotropía (aquellos modelos que en su análisis intervienen la dirección de las coordenadas), sin embargo, hay aquellos que no dependen de la dirección (i.e., isotrópicos) (Díaz-Viera, 2002). En cuanto a C_0 , C , h y a , son similares a los modelos anteriores, la ecuación que modela y ajusta el semivariograma experimental es la siguiente:

Ecuación 10

$$y(h) = C_0 + C \left\{ 1 - \frac{2}{\pi} \cos^{-1} \left(\frac{h}{a} \right) + \frac{2h}{\pi a} \sqrt{1 - \left(\frac{h^2}{a^2} \right)} \right\} \text{ para } 0 < h \leq a$$

Modelo exponencial

A diferencia de los modelos anteriores a , es definido como la distancia a la cual el valor del variograma alcanza el 95% del sill, por lo que, este modelo tiende a alcanzar el sill de manera asintótica, mientras que C_0 y h , son parámetros similares a los modelos previos.

Ecuación 11

$$y(h) = C_0 + C \left\{ 1 - \exp\left(-\frac{h}{a}\right) \right\}$$

Modelo gaussiano

Al igual que el modelo exponencial, el ajuste gaussiano tiende a alcanzar el sill de manera asintótica, por lo que C_0 y h , son parámetros similares a los modelos previos, mientras que a , se define como la distancia a la cual el variograma alcanza el 95% del sill.

Ecuación 12

$$y(h) = C_0 + C \left\{ 1 - \exp\left(-\frac{h^2}{a^2}\right) \right\}$$

Modelo lineal

El ajuste de este modelo resulta idóneo para datos donde C_0 , h y b , se mantienen constantes, debido a que se representa la pendiente de una línea recta (constante).

Ecuación 13

$$y(h) = C_0 + bh$$

Modelo potencial

En este caso α describe la curvatura del modelo; si $\alpha = 1$ tenemos un modelo lineal, si $\alpha < 1$ la curva es convexa y si $\alpha > 1$ será cóncava.

Ecuación 14

$$y(h) = C_0 + h^\alpha \text{ para } h \geq 0 \text{ y } 0 < \alpha \leq 2$$

Modelo logarítmico

Modelo que es empleado en situaciones donde el semivariograma experimental se comporta de manera similar a un modelo lineal, sin embargo, si se realizó una transformación logarítmica, este modelo tiende ajustarse con mayor precisión a las muestras de los datos.

Ecuación 15

$$y(h) = k \log(h)$$

Modelo nugget

Este tipo de modelo ha sido empleado cuando la varianza está dentro de un intervalo de muestreo y el rango (A_0), no inicia en ceros en ambos ejes (x,y).

Ecuación 16

$$y(h) = S(1 - \delta(h))$$

Una manera de determinar si la aplicación de los modelos teóricos de semivariogramas es ideal para nuestras muestras, consiste en ajustar a través de una estimación iterativa de mínimos cuadrados ponderados, donde los pesos se determinan en función del número de pares de puntos o de la distancia (Hengl, 2009). Hay que tomar en cuenta que el variograma describe la variación de las muestras y si estas son deficientes, entonces las predicciones a

realizar también serán pobres, y podrían tener poca o ninguna validez, sin importar cuán "bonito" sea el mapa (Oliver & Webster, 2015). Lo anterior se relaciona con la necesidad de desarrollar e implementar un método de muestreo geográfico que considere mayores elementos que capturen la variabilidad espacial de los parámetros de estudio.

2.7.3 Escala espacial

La escala espacial se define como la dimensión física de un objeto o proceso en el espacio (García, 2008). En ecología reside tanto en objetos como en procesos ecológicos, ya que un mismo proceso puede generar patrones diferentes a distintas escalas, al estar regulado por diferentes mecanismos. El análisis de escala se basa en la definición de parámetros como el tamaño de celda (la unidad mínima de resolución espacial para analizar un proceso) y la extensión o dimensión del área de estudio. Es importante considerar el reparto de la variabilidad de los parámetros ecológicos a lo largo de las escalas espaciales, discerniendo como cambia la covariación entre parámetros en función de la escala (García, 2008). El concepto de escala en ecología se relaciona directamente con la distinción de los niveles de organización biológica (célula, organismo, población, comunidad, paisaje, bioma y biosfera), sin embargo, existen otras categorizaciones conceptuales que se equiparan con la escala espacial, denominado *niveles de homogeneidad estructural*. Estos niveles surgen del reconocimiento de que la realidad biológica es fuertemente heterogénea en el espacio y representan rasgos del ambiente con un efecto potencial sobre la presencia, abundancia y movilidad de los organismos (presencia de recursos tróficos, sitios de establecimiento, cambios abruptos en condiciones ambientales, entre otros). La heterogeneidad espacial a escala de ecosistema y de paisaje ha sido encaminada desde el comienzo de la ecología al reconocimiento de patrones en las poblaciones y comunidades (García, 2008).

2.7.4 Teoría Kriging

Los inicios de esta teoría se atribuyen a Krige (1951), quien comenzó su desarrollo con la finalidad de estimar las reservas de oro en las mineras. Una década después el matemático francés G. Matheron estableció el campo de la geoestadística lineal y derivó las fórmulas convirtiendo kriging en una técnica sofisticada de la interpolación inversa a la distancia, toda vez que kriging estima los pesos de cada valor medido para efectuar el promedio ponderado de manera objetiva, es decir, estos se definen mediante la estructura de la correlación espacial (Hengl, 2009).

Kriging permite tomar en cuenta las variaciones locales de la media limitando el dominio de su estacionariedad a un ámbito local Ω , alrededor de la posición “ x ” donde se pretende estimar la variable. Sea $Z(x) = Y(x) + m(x)$, un proceso estocástico con media variable determinada por $m(x)$ y en función de covarianza $C(h)$. $Y(x)$ es un proceso estocástico con media nula. Un estimador lineal es una combinación lineal de mediciones $Z(x^1), Z(x^2), \dots, Z(x^n)$, en las posiciones $x^1, x^2, \dots, x^n \in \Omega$. Específicamente:

Ecuación 17

$$\hat{Y}(x) = \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) y(x_k)$$

O bien:

Ecuación 18

$$\hat{Z}(x) = m(x) + \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) [Z(x_k) - m(x_k)]$$

Si la media es constante en el dominio Ω , entonces puede eliminarse de la ecuación anterior forzando que los pesos kriging λ_k sumen la unidad. En tal caso, el estimador se denomina Kriging Ordinario (KO) y se expresa como:

Ecuación 19

$$\hat{Z}_{KO}(x) = \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) Z(X_k)$$

Con:

Ecuación 20

$$\sum_{k=1}^n \lambda_k(x) = 1$$

Los pesos óptimos que minimizan la varianza error de estimación se obtienen aplicando el método de multiplicadores de Lagrange (Goovaerts, 1997), el cual resulta en el siguiente sistema de ecuaciones:

Ecuación 21

$$\left\{ \begin{array}{l} \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) C(x_1 - x_2) + \mu(x) = C(x_1 - x_2), j = \dots n \\ \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) = 1 \end{array} \right\}$$

Donde μ denota el multiplicador de Lagrange. Alternativamente, si se considera la relación entre la función de covarianza y la función de semivariograma $\gamma(h)$, por ejemplo, $C(h) = C(0) - \gamma(h)$, el mismo sistema se puede escribir como:

Ecuación 22

$$\left\{ \begin{array}{l} \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) \gamma(x_j - x_k) + \mu(x) = \gamma(x_j - x), j = \dots n \\ \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) = 1 \end{array} \right\}$$

KO supone una media estacionaria, es decir, constante de la función aleatoria $Z(x)$ del valor real. Pero frecuentemente esta no es constante en toda el área de estudio, en tal caso, una

variable regionalizada no estacionaria tiene dos componentes (Davis, 1973): deriva (promedio o valor esperado de la variable regionalizada) y residuo (diferencia entre los valores considerados reales del parámetro y la deriva).

En este sentido, la tendencia de predicción también se puede modelar en función de las coordenadas (Hengl, Heuvelink, & Stein, 2003). Este método es llamado Kriging Universal (KU) o Kriging con Deriva Externa (KED), el cual, divide la función aleatoria en una combinación lineal de funciones determinísticas. La tendencia suave y no estacionaria (deriva o media) $\mu(x) \in R$, y la función aleatoria residual $Y(x) = Z(x) - \mu(x)$ (Wackernagel, 2003). KU supone que $\mu(x)$ es función de la ubicación espacial y puede ser aproximada por un modelo, por ejemplo, el de Kumar (Kumar, 2007):

Ecuación 23

$$\mu(x) = \sum_{i=1}^n \alpha_i f_i(x)$$

Donde:

α_i = Coeficiente a ser estimado a partir de los datos

f_i = Función básica de la deriva en función de las coordenadas espaciales

n = Cantidad de funciones utilizadas en el modelo de la deriva

La obtención de los pesos en KU, en forma análoga a KO, se determina minimizando la varianza error de predicción sujeta a la restricción de insesgamiento. Para esto, también se aplica el método de los multiplicadores de Lagrange teniendo en cuenta la estructura de autocorrelación espacial para obtener los pesos óptimos.

La estimación KO no incorpora información externa, por lo que KU es una extensión de KO con modelo de tendencia que integra condiciones de universalidad suplementarias relativas

a una o varias variables externas $W_j(x)$, para $j = 1, \dots, N$, medidas de forma exhaustiva en el dominio donde se desea estimar variables de interés. De esta forma el estimador KU proporciona una forma relativamente simple para modelar un proceso estocástico como función de otras variables secundarias (externas) conocidas en todo el espacio de estimación. La(s) variable(s) secundaria(s) $W_j(x)$, debe(n) mostrar un comportamiento lineal respecto a la variable de interés o primaria $Z(x)$. En este caso la media se modela como una función lineal de variables W_1, W_2, \dots, W_m que varían suavemente en el dominio de interés Ω . Formalmente:

Ecuación 24

$$Z(x) = Y(x) + \sum_{j=1}^m a_j W_j(x)$$

Para el caso de un modelo lineal con un término independiente se puede asumir en lo sucesivo $W_m = 1$. Usando el modelo anterior, el estimador lineal basado en las observaciones $Z(x_k), k = 1, \dots, n$, se expresa como:

Ecuación 25

$$\hat{Z}(x) = \sum_{j=1}^m a_j W_j + \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) \left[Z(x_k) - \sum_{j=1}^m a_j W_j(x_k) \right]$$

Las constantes a_1, a_2, \dots, a_m del modelo de deriva se eliminan de la ecuación al imponer la siguiente condición en los pesos kriging:

Ecuación 26

$$\sum_{k=1}^n \lambda_k(x) W_j(x_k) = W_j(x)$$

Considerando esta condición, el estimador KU se expresa simplemente como una combinación lineal de las observaciones, es decir:

Ecuación 27

$$\hat{Z}_{KU}(x) = \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) Z(x_k)$$

En este caso, los pesos óptimos se obtienen al resolver el siguiente sistema de ecuaciones lineales (Goovaerts, 1997):

Ecuación 28

$$\left\{ \begin{array}{l} \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) \gamma(x_i - x_k) + \sum_{j=1}^m \mu_j(x) W_j(x_k) = \gamma(x_j - x), \quad i = 1, \dots, n \\ \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) = 1 \quad \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) W_j(x_k) = W_j(x) \end{array} \right\}$$

Donde, $\mu_1, \mu_2, \dots, \mu_m$ son los multiplicadores de Lagrange que resultan de minimizar $Var \{ \hat{Z}_{KED}(x) - Z(x) \}$, la varianza de los errores de predicción.

Otra técnica de análisis espacial es Regresión Kriging (RK), el cual efectúa las predicciones en las locaciones no medidas al obtener la media (m) a partir de la relación entre las variables ambientales y la variable objetivo. El error espacialmente autocorrelacionado (e) se estima a partir de KO de los residuales de acuerdo con la resolución de las siguientes ecuaciones conforme lo establece Hengl et al., (2003):

Ecuación 29

$$\hat{z}_{RK}(s_0) = \hat{m}(s_0) + \hat{e}(s_0)$$

$$\hat{z}_{RK}(s_0) = \sum_{k=0}^p \hat{\beta}_k \cdot q_k(s_0) + \sum_{i=1}^n w_i(s_0) \cdot e(s_1); \quad q_0(s_0) = 1; i = 1, \dots, n$$

Donde, $\hat{\beta}_k$, representa los coeficientes estimados del modelo de deriva, w_i son pesos determinados por la función de semivarianza y e , son los residuales de la regresión. Los coeficientes del modelo de deriva se estiman de forma óptima utilizando los mínimos cuadrados generalizados (GLS), para tener en cuenta la correlación espacial de los residuos y se calculan empleando la siguiente ecuación:

Ecuación 30

$$\hat{\beta}_{gls} = (q^T \cdot C^{-1} \cdot q)^{-1} \cdot q^T \cdot C^{-1} \cdot z$$

Donde C es la matriz de covarianza de residuales, que se estiman conforme a la siguiente matriz:

Ecuación 31

$$C = \begin{bmatrix} C(s_1, s_1) & \cdots & C(s_1, s_n) \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ C(s_n, s_1) & \cdots & C(s_n, s_n) \end{bmatrix}$$

Finalmente, RK se puede representar de manera matricial, de la siguiente manera:

Ecuación 32

$$\hat{z}(s_0) = q_0^T \cdot \hat{\beta} + \lambda_0^T \cdot e$$

Donde $\hat{z}(s_0)$ es el valor predicho, q_0 es el vector de $p + 1$ predictores en una nueva ubicación, $\hat{\beta}$ es vector de $p + 1$ coeficientes estimados del modelo de deriva, λ_0 es un vector de n de pesos de kriging y e es un vector de n residuos.

2.7.5 Interpolación mediante cuadrados mínimos ordinarios (OLS)

OLS es un método en cual se explica la predicción mediante la relación lineal entre variables, ya que resume la dependencia observada de una variable respecto a otra(s) (Draper & Smith, 1998), las predicciones pueden obtenerse resolviendo la siguiente ecuación:

Ecuación 33

$$Z(s) = f\{q_k(s)\} + \varepsilon$$

Donde q_k , son las variables predictoras. Las predicciones se obtienen mediante promedios ponderados, como se muestra en la siguiente ecuación (Hengl, 2009):

Ecuación 34

$$\hat{z}_{OLS}(s_0) = \hat{b}_0 + \hat{b}_1 \cdot q_1(s_0) + \dots + \hat{b}_p \cdot q_p(s_0) = \sum_{k=0}^p \hat{\beta}_k \cdot q_k(s_0); \quad q_0(s_0) \equiv 1$$

Donde $q_k(s_0)$, son los valores de las variables explicativas en la ubicación a predecir, p es el número de predictores o variables explicativas y $\hat{\beta}_k$ son los coeficientes de regresión resueltos utilizando OLS:

Ecuación 35

$$\hat{\beta} = (q^T \cdot q)^{-1} \cdot q^T \cdot z$$

Donde q es la matriz de predictores ($n \times p + 1$) y z es el vector con las observaciones de las muestras (Hengl, 2009), la siguiente ecuación es la expresión de la varianza:

Ecuación 36

$$\hat{\sigma}_{OLS}^2(s_0) = MSE \cdot [1 + q_0^T \cdot (q^T \cdot q)^{-1} \cdot q_0]$$

Si el modelo es lineal, la varianza de predicción disminuye logrando una mayor precisión de predicción. Para la realización del método OLS, no se define un variograma, debido a que se asume que los residuales se distribuyen de manera lineal (Pebesma E. , 2014).

2.7.6 Validación cruzada dejando uno fuera

Una de las características sobresalientes de kriging es que el mismo conjunto de datos se puede usar para modelar, predecir y para evaluar las predicciones (Rossiter, 2017). Un método que resulta atractivo por su sencillez y eficiencia es el de validación cruzada dejando uno fuera (*leave one out cross validation*) el cual consiste en extraer un elemento de la muestra y estimar el valor en ese punto usando kriging con el modelo de variograma obtenido, de forma análoga se actúa para el resto de los elementos de las muestras. De forma tal que, si el modelo del semivariograma refleja adecuadamente la estructura espacial implícita en el conjunto de datos, entonces los valores estimados deben ser cercanos a los valores observados (Díaz-Viera, 2002). Esto es expresado por Hengl (2009), en términos de evaluar la calidad del mapa mediante la comparación de valores estimados ($\hat{z}(s_j)$) con observaciones reales en puntos de validación ($z^*(s_j)$). Las medidas que demuestran una buena predicción son el coeficiente de determinación (R^2), así como el de correlación (r). A través de R^2 se puede describir y explicar que tan satisfactorio es el modelo predictivo (Hengl, 2009). Este mismo autor establece un valor de R^2 superior a 0.5 como correcto (Hengl, 2007).

2.8 Patrones de distribución espacial de peces

En los recientes años se ha dedicado gran atención al estudio espacial y geográfico de los organismos, su variabilidad ambiental y las asociaciones entre esta junto con la biodiversidad. El estudio de la distribución de los seres vivos y sus cambios a través del tiempo y a distintas escalas ha promovido la creación y desarrollo de teorías, conceptos, métodos e infinidad de aplicaciones en biogeografía (Bousquets & Morrone, 2001).

Diversos estudios han documentado los patrones espaciales de riqueza de especies, desde diferentes enfoques y escalas. Al refinar la escala de estudio y pasar de escalas globales a escalas regionales y nacionales, los patrones se vuelven más complejos, por lo que en la literatura existen diversas aplicaciones taxonómicas, relacionadas con la sistemática, biogeografía y conservación, brindando información sobre la riqueza de especies para una determinada región (Kolef et al., 2008).

El patrón de distribución de la riqueza de especies en el POT que consiste, en mayores valores en el ecuador y menores en los trópicos, ha sido corroborado por muchos investigadores de diferentes regiones del mundo (Ruggiero, 2001). Ello se ha efectuado a través de diferentes grupos taxonómicos y bajo diferentes condiciones ambientales. Al respecto, De Anda-Montañez et al. (2004), realizaron un análisis espacio temporal de la tasa de captura del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en relación con los eventos El Niño y La Niña en el POT. Para este estudio, las variaciones en captura por unidad de esfuerzo fueron analizadas bajo condiciones extremas en la temperatura de la superficie del mar durante los años 1982-1989 y las variables ambientales se obtuvieron del portal web de la NASA (<http://podaac.iol.nasa.gov/>). Los cálculos se realizaron como la suma de las capturas de toneladas por días de pesca concentradas en una rejilla de 5x5° lat./long., de resolución e incorporaron KO con un semivariograma lineal para modelar el patrón de distribución de la especie. Los resultados indican que, en 1982, el evento de El Niño trajo consigo un aumento en las capturas de atún, principalmente para la península de Baja California y las costas de América del Sur, mientras que el evento de La Niña benefició en el aumento de captura del atún en las costas del Pacífico mexicano y las costas de Guatemala, Honduras y Nicaragua. En este estudio se identificó que el patrón de distribución de la especie (*Thunnus albacares*) oscila entre los 120° y 150° longitud oeste. Los autores determinaron que el patrón de

distribución de la especie se debe a la gran capacidad de resistencia a los cambios de temperatura.

Por su parte, Mora & Robertson (2005), identificaron los gradientes latitudinales de la riqueza de peces del POT a partir de la base de datos de Robertson & Allen (2002) la cual contaba con 1,195 registros de especies de peces (actualmente esta se encuentra en su versión 2.0, Robertson & Allen, 2015), considerando solo aquellas especies de peces que se distribuyen verticalmente a menos de 100m de profundidad, restringiendo así el análisis a tan solo 736 especies. El patrón de distribución de riqueza de peces se determinó a través de diferentes análisis estadísticos como autocorrelación espacial, efecto de dominio medio y efecto de Rapoport. Los autores conjuntaron análisis de variables ambientales (temperatura media superficial del mar y la productividad primaria) y establecieron gradientes de diversidad latitudinal. En su estudio, la riqueza de especies fue analizada en un grid de $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ lat./long de resolución y en función de la acumulación de la riqueza, el POT fue subdividido latitudinalmente en cuatro regiones que se distribuyen desde los $-6-10^{\circ}$, $11-20^{\circ}$, 21 a 30° y $31-40^{\circ}$ de latitud. Los resultados de esta investigación confirman el efecto de Rapoport, ya que la riqueza de especies alcanza los valores máximos principalmente entre las costas de Panamá y Costa Rica, disminuyendo hacia sus límites latitudinales, con excepción del golfo de California (Mora & Robertson, 2005). Los análisis de correlación espacial indican estar ampliamente relacionados con las variables ambientales (clorofila a $r=0.53$, distancia a la costa $r=0.57$, islas $r=0.60$, temperatura media $r=0.81$, temperatura mínima $r=0.90$ y desviación de la temperatura $r=0.94$), lo cual refleja la magnitud e importancia de las variables ambientales para establecer los gradientes latitudinales. El efecto de dominio medio (que representa un pico de riqueza de especies en el área de estudio, Colwell et al., 2004), y el efecto de Rapoport (la correlación positiva que existe entre el tamaño de las áreas de las

especies y la latitud, Ruggiero, 2001), obtuvieron un $r=0.85$, lo que indica que son relevantes para establecer los gradientes latitudinales de la riqueza de especies de peces someros. Es importante tener en cuenta que el POT tiene condiciones geográficas específicas que pueden facilitar el predominio del efecto del dominio medio. La línea costera de América es simple e ininterrumpida lo que puede hacer que sea relativamente fácil para los peces costeros ampliar sus rangos hacia los límites de la región. Entonces, el efecto de dominio medio debería tener efectos causales más fuertes en otras regiones tropicales con geografías igualmente simples (i.e., la costa este de África) que en áreas geográficamente complejas como el Caribe y el Pacífico Occidental. La heterogeneidad ambiental limita o aumenta el gradiente de diversidad de especies, sin embargo, para aquellas especies que sus rangos de distribución son restringidos, Robertson & Allen (2015) determinaron que las variables ambientales predicen mejor el efecto de dominio medio y Rapoport. Por lo tanto, la diversidad de especies se distribuye principalmente para las regiones de Panamá, Costa Rica y golfo de California, esto es debido a que estas áreas representan "centros de origen" con fragmentación y aislamiento del hábitat. Toda vez que producen altos niveles de especiación y/o fuertes niveles de diferenciación genética entre poblaciones (Robertson & Allen, 2015). Así mismo, Robertson & Allen (2015), determinaron que las áreas pueden representar "centros de acumulación", debido a que representan un nivel de heterogeneidad ambiental alto, lo que les permite sustentar muchas especies, incluidas aquellas que no se originaron allí en las condiciones prevalecientes. Además, Mora & Robertson (2005) recuperan de Chapin et al. (1995) y Petchey et al. (1999), investigaciones relacionadas sobre como los aumentos de temperatura modifican la abundancia de las especies (i.e., incremento, decremento) inclusive vía la exclusión competitiva.

Otro aspecto importante por considerar es la escala, debido a que la apreciación de los patrones y procesos ecológicos depende de las escalas espaciales y temporales en las que se visualizan (Levin 1992). Mientras que, evaluar los mecanismos de las escalas en las que estas operan pueden ser diferentes de aquellos mecanismos en que los patrones son visualizados (Mora & Robertson, 2005).

Por lo anterior, el conocimiento de la riqueza es fundamental para comprender la ecología y evolución de las fuerzas que determinan la estructura, dinámica y persistencia de la flora y fauna de las diferentes regiones biogeográficas y ecosistemas (Brown, 1995; Vermeji, 2001). Los peces, por ejemplo, constituyen un largo grupo de vertebrados con ~26,000 especies descritas, de las cuales el 64% son marinas, por lo que representa un componente principal de los ambientes marinos y un importante recurso para la humanidad (Zapata & Robertson, 2007). Por tal motivo Zapata & Robertson (2007), a través de curvas de acumulación de especies determinaron la posibilidad de predecir la riqueza total de la fauna de peces en el POT. Así mismo, a través de los análisis de correlación y distribución de frecuencia del tamaño corporal de los diferentes grupos taxonómicos, estos autores estimaron la probabilidad de descubrir nuevas especies. Por ello Zapata & Robertson (2007), comentan que en el caso de los ecosistemas que contienen arrecifes y fondos blandos (arenas) se encuentra presente el 77.5% de la fauna y la curva de acumulación de riqueza de especies no tiende a poseer una asíntota, por lo que aún faltaría descubrir nuevas especies para este tipo de ambientes. Por el contrario, las curvas de acumulación para especies pelágicas y de hábitats múltiples (cercaños a la costa), quienes poseen el 22.5% de la fauna de la región, presentan curvas asíntóticas, señalando que la descripción para este tipo de especies está próxima a completarse (Zapata & Robertson, 2007).

Hay varias áreas continentales donde ha habido poca o ninguna identificación de peces someros, inclusive en zonas costeras. Estas incluyen; 1) la mayor parte de la costa central y sur de México, en particular el gran sistema de surgencias en el golfo de Tehuantepec, 2) la costa norte de Colombia, que recibe escorrentía de una gran área con una de las precipitaciones más altas del mundo y tiene el régimen de salinidad más bajo en el POT y 3) Ecuador en general y el gran sistema estuarino del golfo de Guayaquil. En particular este golfo está situado en el extremo sur del Pacífico Oriental, donde hay un fuerte gradiente en condiciones físicas en aguas costeras. Las curvas de acumulación de la descripción de las especies para toda la fauna y sus diversos componentes indican que la fauna de peces costeros del POT es claramente más rica que la fauna conocida. Basándose en la forma de la distribución de frecuencia, tamaño del cuerpo para toda la fauna y en las diferencias en las distribuciones de frecuencia y tamaño de los peces de vida profunda y superficial, Zapata & Robertson (2007) sugieren que debe haber ~150–200 especies actualmente desconocidas, lo que corresponde solo a conocer 12-15% de la fauna del POT. Las tendencias recientes indican que las especies actualmente desconocidas tenderán a ser de una longitud cada vez más pequeña, ubicándose verticalmente en aguas cada vez más profundas y con rangos latitudinales limitados (Zapata & Robertson, 2007).

Así mismo han sido pocos los estudios zoogeográficos que han analizado las relaciones de la fauna entre las cinco islas oceánicas y la zona continental del POT. Sin embargo, existen algunas contribuciones como las de Hastings (2000) sobre el género *Chaenopsis*, así como la de Glynn & Ault (2000) sobre corales a lo largo del POT y en el Pacífico Central. En virtud de lo anterior, Robertson & Cramer (2009), examinaron la distribución geográfica de 1,135 especies de peces costeros pertenecientes a esta región, de las cuales 897 son endémicas del área de estudio con la finalidad de evaluar los niveles de similitud faunística y el endemismo

local entre los diferentes grupos de islas y regiones costeras del POT. La base de datos generada por Robertson & Allen (2006) incluye las especies que se distribuyen verticalmente de 0 a 100 m de profundidad. Por lo anterior, los autores dividieron la costa continental en segmentos de 1° de latitud, junto con la implementación de clusters jerárquicos y análisis de similitud ANOSIM y de esta forma determinaron los diferentes tipos de agrupaciones en cada segmento. Los resultados indican que la mayor concentración de abundancia y endemismos ocurre en la costa continental de Baja California, la cual se encuentra dividida en 2 provincias (golfo de California y Corteziana), y la región Panámica. La segunda subdivisión se localiza en los límites norte y sur del POT cerca de Bahía Magdalena en Baja California (-25° N) y la costa sur del golfo de Guayaquil (-4° S), por último, las islas oceánicas representan colectivamente a la tercera provincia denominada también Islas Oceánicas. También estas áreas reflejan una combinación de niveles de diferencias tanto en la riqueza de especies como en el ensamblaje de especies, así como en la estimación de las contribuciones de la riqueza faunística y en la composición de la fauna. Por lo que, a mayor similitud entre islas, más fácilmente se determina la relación que existe entre la riqueza faunística y el panorama regional (Robertson & Cramer, 2009).

La división generada por Robertson & Cramer (2009) en tres provincias, cada una con una fauna distintiva, refleja la acción de una combinación de procesos (i.e., especiación, diversidad de hábitats, entornos costeros, entre otros.). La especiación dentro de cada provincia siguió a la formación de poblaciones separadas por barreras físicas, como la península de Baja California, el istmo de Panamá y las extensiones de las profundidades del océano entre las islas costeras y el continente. La diversidad de hábitats en el golfo de California y alrededor de Panamá ha fomentado la acumulación de especies y el desarrollo de dos centros continentales de riqueza de especies, uno subtropical y otro ecuatorial. Los

entornos costeros poco profundos del POT son muy variables geográficamente en cuanto a parámetros como precipitación, temperaturas del mar (desde ecuatoriales a templadas) y los sistemas de surgencias estacionales dispersos en toda la región. Tanto el continente como las islas oceánicas experimentan una gran variabilidad ambiental (Robertson & Cramer, 2009).

Otra investigación en la que se relacionan los componentes ambientales para determinar la distribución espacial de peces en el POT es la de Gonzáles-Andrés et al. (2016), quienes realizaron un estudio de la distribución y abundancia de los patrones espaciales de *Thunnus albacares* para la Isla Coco, Costa Rica desde 1993 al 2013 empleando técnicas geoestadísticas. Específicamente evaluaron la relación del área marina protegida con las características del hábitat. La obtención de los datos se obtuvo a partir de censos visuales, incluyendo información disponible en los embarques de atún. Así mismo, los autores conjugaron la información con variables ambientales (temperatura superficial del mar, salinidad, clorofila a, batimetría y distancia a la costa) para determinar las zonas con mayor distribución de la especie. Las variables fueron recuperadas del sitio web de MARSPEC y *World Ocean Database* y cada variable se empleó a una resolución de 1 km. Para la implementación geoestadística los datos fueron estandarizados a través de la correlación espacial en el software estadístico R, ajustando un modelo de semivariograma teórico gaussiano. A través del desarrollo de este método en el marco de kriging bayesiano, predijeron la abundancia de la especie para el resto del área, la evaluación de los modelos obtenidos se realizó a través de una validación cruzada. Los resultados mostraron que la abundancia de la especie se explica principalmente por la batimetría, seguido de la Chl-a y la temperatura superficial del mar. En cuanto a la salinidad y la distancia a la costa fueron variables no muy relevantes, debido a que los modelos anteriores mostraron mayor significancia. Sin embargo, la abundancia del atún aleta amarilla aumentó en aguas más

cálidas con una mayor concentración de Chl-a. Otros factores importantes que, de acuerdo con esta investigación afectan la distribución de la especie fueron la topografía y la estructura de los fondos marinos. En este sentido, el relieve que presenta la isla Coco le permite la agregación de individuos de esta especie, debido a que se encuentra ubicada en la cima de la cordillera volcánica denominada Coco, la cual es una montaña submarina en la costa sur de Costa Rica. Los patrones espaciales de la abundancia del atún aleta amarilla son consistentes con las predicciones del modelo, ya que se pronosticaron mayores abundancias en aguas menos profundas, más cerca de la costa donde la productividad es más alta y donde el fondo del mar muestra cierta estructura. Los mapas predictivos sugieren una tendencia decreciente en la abundancia del atún aleta amarilla entre 1993 y 2013, pero dicha tendencia no mostró ninguna correlación con los eventos ENSO. El modelo seleccionado presentó un buen ajuste, demostrado por valores altos de r para el conjunto de datos original ($r=0.71$, $p = 0.01$) y para la validación cruzada realizada con la mitad del conjunto de datos ($r=0.77$, $p = 0.01$). De acuerdo con los autores del estudio (González-Andrés et al., 2016), las tendencias temporales y espaciales encontradas indican claramente un patrón decreciente en la abundancia de esta especie y los cambios en su distribución geográfica.

En general, el conjunto de especies disponibles para colonizar un área local depende del historial de eventos tales como extinción, extensión y expansión de los rangos geográficos (Fourriére et al., 2014). Por otro lado, el origen, la propagación y la persistencia de las especies en el tiempo y el espacio dependen del efecto de las condiciones ecológicas en la dinámica de las poblaciones locales, así como de la dirección y velocidad del cambio microevolutivo. Los patrones ofrecen información valiosa sobre los procesos evolutivos y en las configuraciones de los rangos geográficos (Brown & Maurer, 1989). Por su parte, Fourriére et al. (2014) señalan que menos del 5% de los océanos del mundo se muestrean lo

suficientemente bien como para tener un inventario tan solo al 80% de la biodiversidad que lo habita. Si bien es cierto que los trópicos albergan una extraordinaria diversidad de taxones, pero los factores que subyacen a la distribución mundial de organismos marinos todavía están bajo escrutinio y todavía no existe un modelo predictivo global preciso (Parravicini et al., 2013).

Por lo anterior, diferentes autores han llevado a cabo investigaciones para determinar los patrones biogeográficos que intervienen en la distribución de especies. Mandrak (1995) realizó un análisis biogeográfico del patrón de distribución de la riqueza de peces para los lagos de Ontario, determinando los factores históricos que influyen en la distribución y relación con los factores ambientales. En este estudio los datos fueron recuperados del sistema de datos de distribución de especies de peces de Ontario, el cual reunió 107,337 registros correspondiente a los años 1990 al 1992. La riqueza se estimó a partir de siete tamaños de celda (15, 30, 60, 90, 120, 150 y 180 km.), sin embargo, aquellos cuadrantes que contenían valores menores al 25% de riqueza, fueron eliminados, para lograr reducir los sesgos en el análisis de la información y así obtener estimaciones más precisas. La resolución de 90 km resultó la mejor debido a que a este tamaño de píxel se minimiza la variabilidad entre cuadrantes, la desviación estándar y el coeficiente de variación. Posteriormente, los patrones de riqueza de especies se estimaron a partir del coeficiente de Moran's, correlogramas y kriging. Este último método, también fue empleado para obtener la precipitación media mensual, la temperatura media anual para áreas donde no se contaba con este registro y la relación que estas variables tienen para estimar la riqueza de peces en la región de estudio. Los resultados mostraron que la riqueza de peces que oscila entre 59 especies por cuadrante para la región sureste de Ontario y 17 para la parte norte del mismo, en donde la región postglacial la cual determina la distribución biogeográfica de la riqueza

de peces. En este sentido, el gradiente latitudinal se distribuye de norte a sur, con orientaciones consistentes noroeste-suroeste, confirmando el patrón presentado en literatura (es decir, aumentando la riqueza de especies hacia las regiones más cálidas) (Mandrak, 1995). De acuerdo con los resultados obtenidos, los cuadrantes con mayor concentración de riqueza se localizan en ambientes cálidos con una precipitación y temperatura estacionalmente variable. Dentro de los análisis estadísticos realizados, se reporta, que la química del lago y morfometría no resultaron ser significativos para determinar el patrón de la riqueza de peces. (Mandrak, 1995).

Para el caso de las comunidades de peces estuarinas, la mayoría de las investigaciones se han desarrollado en regiones templadas, donde se asume que la salinidad es un factor que define la estructura de la comunidad ictiológica (Rueda & Defeo, 2003). En este sentido Rueda & Defeo (2003), investigaron la fauna íctica de Ciénega Grande de Santa Marta, una laguna costera estuarina ubicada en el Mar de Colombia. Dicha investigación comprendió los años 1993-1997 y mediante semivariogramas se demostró que la riqueza de especies está estructurada espacialmente para todas las estaciones y años. A partir de lo anterior, los autores identificaron que la estructuración varía entre la época de estiaje y de lluvias. Además, el mapeo de las especies a través de kriging con deriva externa, permitió definir que el patrón de distribución de la riqueza varía entre estaciones de muestreo. Los autores identificaron que la temporada de lluvias conlleva cambios en la salinidad del mar, lo que genera mayor densidad de especies en las regiones del oeste. Este estudio demostró el potencial de la implementación de las técnicas geoestadísticas en su utilidad para estudiar el ensamblaje de peces tropicales particularmente en la región de la Ciénega Grande, permitiendo caracterizar patrones de similitud en la riqueza y la densidad de especies entre estaciones a través del conjunto de escala espacial y temporal (Rueda & Defeo, 2003).

Respecto a la relación entre la riqueza de especies y variables ambientales, Parravicini et al. (2013), analizaron 6,336 peces de arrecifes de 37 localidades en el Océano Atlántico y 39 en el Océano Índico. La investigación sólo consideró a especies epipelágicas (<200m. de profundidad) y mediante análisis de árboles de regresión reforzados, los cuales relacionan las interacciones entre aquellas variables consideradas como predictoras de las especies, se generaron ciertas combinaciones que optimizan el modelo de predicción. Los resultados indicaron concentraciones mayores de riqueza de peces en las regiones del Indo-Pacífico. El Océano Atlántico y el POT, mostraron una riqueza comparativamente menor en los peces de arrecifales, sin embargo, la zona más rica del POT correspondió a Panamá con 330 especies, mientras que la zona más rica del Océano Atlántico se ubicó entre Cuba y las Islas Vírgenes con 461 especies. En cuanto a la precisión de la predicción, el modelo explicó el 80% de la variación, mientras que, la relación entre la riqueza predicha y observada fue notablemente alta ($R^2=0.95$).

Los impactos ambientales y los cambios en las abundancias de la biota marina fueron motivos para que Rambo et al. (2007) mapearan la biodiversidad de la comunidad de peces, con el fin de establecer medidas de conservación y para evaluar el estado de la biodiversidad de manera espacial, principalmente en aquellas áreas marinas que son cada vez más explotadas. El mapeo de áreas de mayor sensibilidad de los peces a la pesca puede ayudar a enfrentar el desafío de integrar la gestión de pesquerías con los objetivos de conservación de la biodiversidad (Rambo et al., 2017). A través de KU los autores predijeron la distribución de las especies, así como la relación que existen entre la temperatura, salinidad y profundidad, empleando datos de especies pelágicas, recuperados por métodos de arrastre generando datos de captura por unidad de esfuerzo durante los años 2004 hasta 2013, analizados mediante una escala especial de 5×5 km. Los autores indican que la comunidad posee una alta proporción

de peces pequeños, de rápido crecimiento y reproducción rápida, resistentes a la presión de la pesca, mientras que observaron una mayor riqueza de especies al sureste de la bahía alemana y hacia el mar del Norte Central, por lo que esta comunidad de peces se vuelve más vulnerable a la presión ocasionada por la pesca.

Algunas investigaciones han determinado los impactos antropogénicos empleando una escala de análisis regional y global, para así contar con conocimiento que posibilite una planificación sistemática de la conservación. En este sentido, Tittensor et al. (2010), examinaron los patrones globales y los predictores de la riqueza de especies en 13 grupos tan variados como zooplancton (foraminíferos y eufasidios), plantas (manglares y pastos marinos), invertebrados (corales pétreos, calamares y cefalópodos), peces (peces costeros, atunes y tiburones) y mamíferos marinos. El análisis evidenció, que para grupos con distribución costera picos de diversidad en el Pacífico occidental, con claros gradientes latitudinales a lo largo de las costas de los continentes. Además de un incremento en los valores de riqueza de pinnípedos a mayor latitud. En el caso de peces, se presentaron picos de mayor diversidad en las regiones del sudeste asiático, al sudeste de África y el Caribe. Los grupos de especies costeros tendieron a estar concentrados en el sudeste asiático, mientras que la diversidad oceánica mostró bandas consistentes de alta riqueza a $\sim 30^\circ$ latitud norte en todos los océanos. La relación que guarda la riqueza de especies con variables ambientales como la temperatura superficial del mar resultó ser significativa estadísticamente en todos los grupos de especies evaluados, también se observó que los grupos costeros mostraron significancia estadística con la longitud de la línea costera. Lo que significa que la riqueza de especies en el área de estudio se encuentra determinada principalmente por las variables anteriores (temperatura superficial del mar y longitud de la línea costera) (Tittensor et al., 2010).

Las investigaciones que determinan las diferentes causas de los patrones de distribución geográfica, no se hallan exentas de controversias, ya que la diversidad de explicaciones se debe a la gran cantidad de disciplinas que han tratado de señalar las causas de la distribución de las especies, taxones y biotas (Bousquets & Morrone, 2001). Las especies, géneros y familias no tienen una distribución aleatoria, ya que en su mayoría están confinados en un arreglo determinado a un área particular. El área de distribución de una especie puede caracterizarse según su forma, ubicación geográfica, continuidad, tendencias de deformación y el reconocimiento de sus barreras distribucionales (Bousquets & Morrone, 2001).

Los artículos anteriormente referidos muestran la relevancia que han tenido a través del tiempo, la implementación de las técnicas geoestadísticas y sobre todo permiten apreciar como kriging, en combinación con otros análisis e inclusión de variables, posibilitan la estimación en áreas donde por cuestiones de dificultad de muestreo y otras consideraciones, no es posible contar con datos que permitan determinar los factores ecológicos que describan las características de distribución, acumulación y que permitan establecer medidas para su conservación.

Finalmente, la erosión de la biota es una preocupación mundial, mientras que la decisión de “que conservar” se está haciendo por definiciones del espacio geográfico, donde se considera “bajo la interacción con que elementos bióticos y abióticos”, se garantiza su permanencia (Bousquets & Morrone, 2001).

3. Metodología

3.1 Modelo Geoespacial Conceptual

Las diferentes técnicas que son empleadas en los SIG han tenido gran potencial para el análisis de la información geoespacial, resaltando la cualidad de integrar, combinar los datos y después representarlos en conjunto (Olaya, 2011). En muchas ocasiones el disponer de gran cantidad de información georreferenciada da muchas ventajas al momento de realizar una representación, análisis y combinación de está. Por tal motivo, el contar con un Modelo Geoespacial Conceptual (MGC) (Tapia-Silva, 2016) permite darle un marco conceptual al problema de investigación, debido a que se basa en un enfoque holista y conceptual. El MGC parte del proceso de abstracción espacial para la generación de alternativas de solución a la problemática. Tapia-Silva (2016) aconseja seguir los siguientes pasos para la modelación de un MGC:

1. Planteamiento del proyecto: Consiste en conjuntar un conocimiento exhaustivo del tema que se quiere modelar en el contexto de un SIG. Se recomiendan acciones como efectuar una revisión de la literatura del problema a abordar y realizar consultas a expertos y visitas de campo para allegarse de elementos de información respecto a la problemática a abordar, tales como extensión geográfica, temporalidad, así como los componentes de diversa índole (sociales, ambientales, económicos, etc.) e interacciones.
2. Delimitación del sistema (definición de escala espacial y temporal): Consiste en establecer el área o zona que se va a estudiar. En cuanto a la delimitación temporal consiste en elegir la escala temporal más adecuada del estudio (una situación actual,

de monitoreo de cambio en el pasado, reciente o lejano, o a un estudio tendencial o de escenarios en el futuro).

3. Identificación holista de componentes: Métodos como lluvia de ideas o búsqueda de conceptos fundamentales pueden funcionar con la finalidad de identificar componentes del sistema que en consideración de sus interacciones pueden formar subsistemas de acuerdo con el propio arreglo de estos en el entorno espacial y temporal.
4. Identificación de ligar componentes o subsistemas: Se agrupan los componentes del sistema identificados y se establecen ligas entre ellos, los componentes agrupados van formando un esquema de niveles jerárquicos tipo red.
5. Selección de subsistemas: Consiste en seleccionar los subsistemas y las relaciones que se implementarán en el entorno del proyecto para desarrollar en el entorno SIG. Se busca seleccionar los componentes o subsistemas que se van a implementar de acuerdo con las capacidades y recursos disponibles en términos del tiempo, conocimiento y financiamiento.

3.2 Área de estudio

El POT abarca la costa continental que se extiende desde la parte sur de Bahía de Magdalena (~24°N), pasando por todo el golfo de California y continuando hacia el sur hasta aproximadamente Cabo Blanco (4°S) en la parte norte de Perú. El área de estudio también incluye cinco islas oceánicas (Revillagigedo, Clipperton, Coco, Malpelo y Galápagos) (Figura 3). Por su extensión la región se encuentra integrada por 10 países de América; la mayor proporción se encuentra representada por México. Otros países incluidos son Guatemala, El Salvador, Honduras, Nicaragua, Costa Rica, Panamá, Colombia, Ecuador y

Perú, así como una pequeña proporción de la Polinesia francesa que corresponde al Atolón Clipperton (Robertson & Allen, 2015). El área de estudio se extiende hacia el norte hasta los 38°N en San Francisco, California, continuando hacia el sur por la línea de costa hasta San Antonio, Perú (12°S) y hasta los 123° de longitud Oeste, con el fin de capturar la potencial variación en las fronteras de las ecorregiones, provincias y reinos, ante los posibles escenarios de cambio climático propuestos por el IPCC (IPCC, 2014).

De acuerdo con Spalding et al. (2007), el área seleccionada se encuentra dividida jerárquicamente en 15 ecorregiones marinas. Estas son California Sur, Cortesiana, Transición Magdalena, Revillagigedo, Clipperton, Pacífico Tropical Mexicano, Chiapas-Nicaragua, Nicoya, Isla Coco, Ensenada de Panamá, Guayaquil, Perú Central y Norte, Oriente y Occidente de las Islas Galápagos, mismas que se agrupan en cuatro provincias (Clima Cálido Templado del Noreste, Pacífico Oriental Tropical, Galápagos y Clima Cálido Templado del Sudeste) y tres reinos (Templado del Pacífico Norte, Pacífico Oriental Tropical y Templado de América del Sur). La clasificación jerárquica se indica mediante el grosor de la línea, tipos de achurado y tonos grises (Figura 4). En general, cada reino, provincia y ecorregión está definida por la influencia del número y tipo de especies presentes, por el número y tipo de ecosistemas (i.e., sistemas arrecifales, manglares, costas rocosas y arenosas), así como, por características oceanográficas (i.e., aporte de nutrientes, afluencia de agua dulce, regímenes de temperatura, corrientes marinas) y topográficas (i.e., sedimentos, complejidad batimétrica y costera).

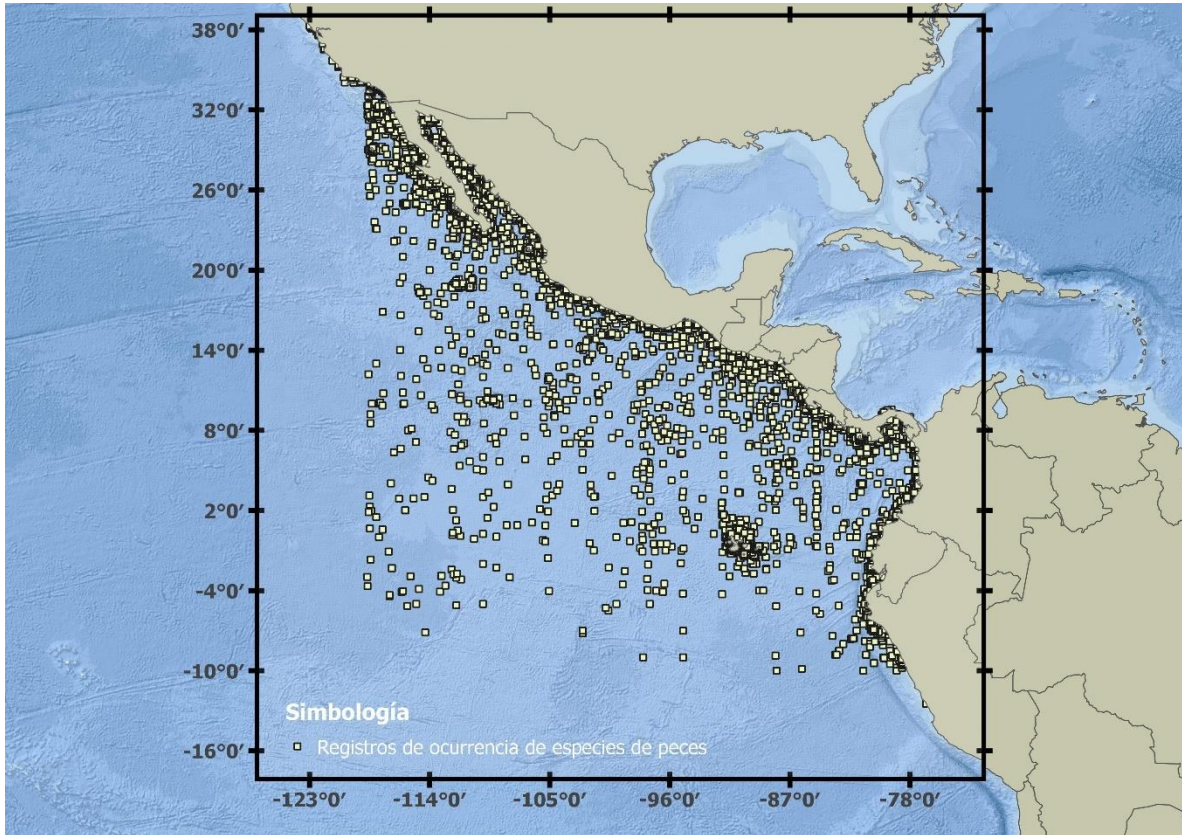


Figura 3. Área de estudio y densidad de registros de ocurrencia de peces someros (< 200 m.) del POT. Fuente: Elaboración propia.

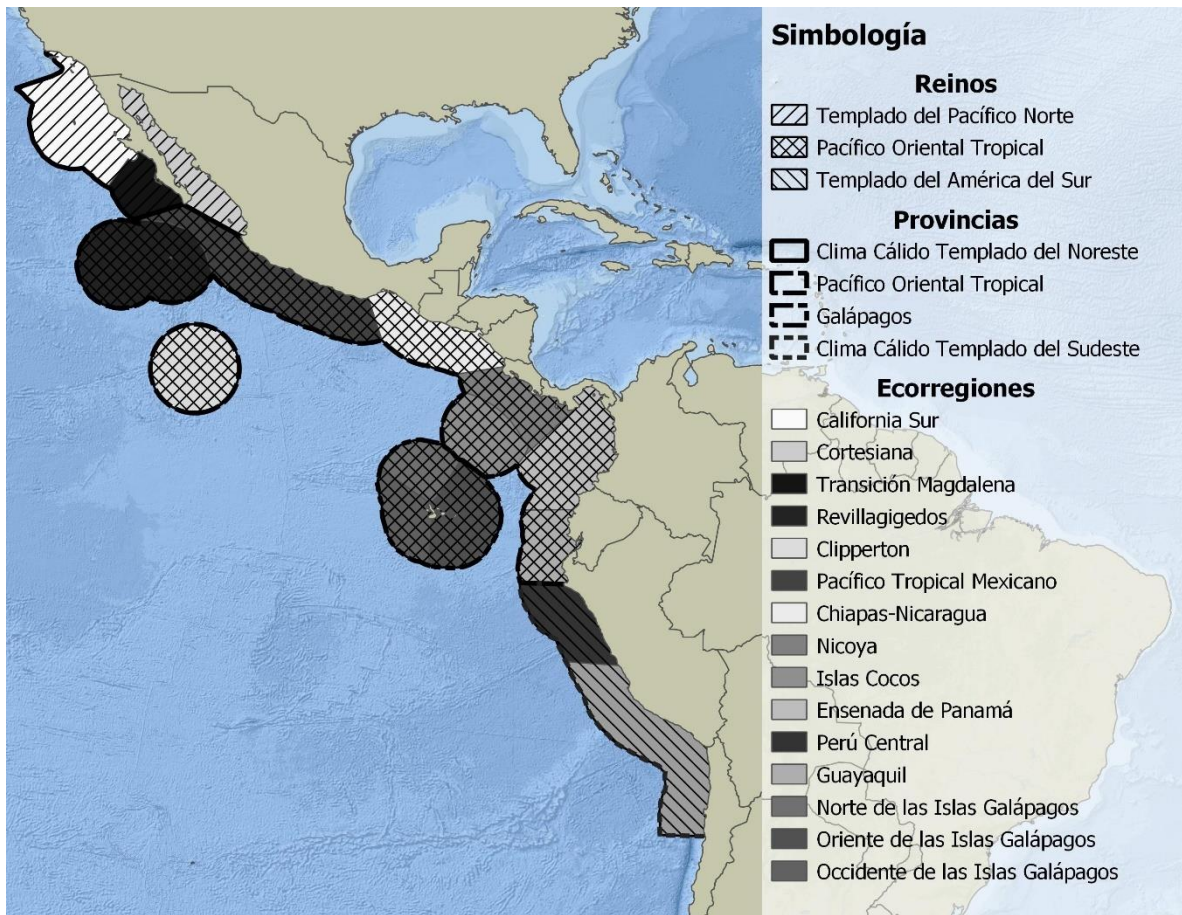


Figura 4. Escalas espaciales que comprenden el área de estudio (reinos, provincias y ecorregiones). Fuente: Elaboración propia, con datos recuperados de Spalding et. al. (2007).

3.3 Registros de especies de peces

Para el área de estudio, se conjuntó una base de datos con 103,587 registros georreferenciados correspondientes a 1,602 especies de peces marinos someros (<200 m de profundidad) del año 2015, obtenidos a partir de las tres fuentes de información siguientes:

- a) Bases de datos de acceso libre (Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical, <http://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/pages> (Robertson & Allen, 2015), la cual considera agregados de las colecciones en línea tal como FISNET, OBIS, GBIF, *FishBase* y *The Gulf Coast Research Laboratory*, así como colecciones en museos como el *Museo Británico de Historia Natural*, el *Museo de Historia Natural Marina de Colombia*, el *Sistema de Información Sobre Biodiversidad de Colombia*, el *Museo de Historia Natural de Florida*, *American Museum of Natural History*, *National Museum of Natural History*, *Los Angeles County Museum* e instituciones de investigación (*Scripps Institution of Oceanography*, *University of Arizona*, *California Academy of Sciences*, *Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, La Universidad del Valle, Cali Colombia e INVEMAR, Colombia).
- b) Listados de peces cartilaginosos y óseos de los arrecifes de zonas cercanas al archipiélago Revillagigedo y al atolón Clipperton (Fourriére et al., 2014, 2016).
- c) Trabajo realizado en campo desde el golfo de California hasta Oaxaca.

3.4 Obtención de variables ambientales

Las variables ambientales temperatura, salinidad, velocidad de la corriente, nitratos, fosfatos, silicatos, oxígeno molecular disuelto, clorofila, metales, fitoplancton, productividad primaria, calcio, pH y radiación fotosintética, así como las Trayectorias de Concentración Representativas (RCP, por sus siglas en inglés) se extrajeron del portal Bio-Oracle

(<http://www.biooracle.org/index.php>). Las cuales a su vez fueron obtenidas a partir de los sensores SeaWiFS (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/>) y MODIS Aqua (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/data/aqua/>) (Tyberghein et al., 2012). Para las variables ambientales, se consideraron los valores máximos, mínimos, promedio, promedio máximo y mínimo, así como, la diferencia entre los valores máximos y mínimos. Las imágenes se obtuvieron a una resolución espacial de 5 arcmin (aprox., 9.2km). Además, a cada variable ambiental se le asignó una proyección conforme cónica de Lambert con una latitud en el primer paralelo a los 5°, 17° en el segundo paralelo de latitud, un meridiano central de -97 y en un Datum NAD83. Este sistema de referencia considera menor distorsión en las áreas de contacto con los paralelos (Trópicos de Cáncer y Capricornio) por lo que, la exactitud tanto de áreas como de distancias son más precisas, volviéndola útil para la representación y análisis de datos (Olaya, 2011).

Las trayectorias caracterizadas por el forzamiento radiativo total para el año 2040-2050 y 2090-2100, fueron generadas por Tyberghein et al. (2012), a partir de las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero (GEI), las cuales consideran el tamaño de la población, la actividad económica, el estilo de vida, el uso de la energía, los diferentes usos de suelo, la tecnología y la política climática. Estas incluyen un escenario de mitigación estricto (RCP2.6), dos escenarios intermedios (RCP4.5 y RCP6.0) y un escenario con un nivel muy alto de emisiones de gases de efecto invernadero (RCP8.5). RCP2.6, representa un escenario en el cual es probable mantener el calentamiento global a menos de 2°C, mientras que para el escenario RCP4.5, la temperatura global en la superficie será superior a 1.5°C. Por su parte, durante los escenarios RCP6.0 y RCP8.5, la temperatura será superior a

los 2°C. Así, el escenario RCP2.6 estima que la temperatura sea de 0.3°-1.7°C, RCP4.5 de 1.1°-2.6°C, RCP6.0 de 1.4-3.1°C y RCP8.5 sea 2.6-4.8°C (IPCC, 2014).

3.5 Análisis de datos

3.5.1 Análisis exploratorio

Al obtener la base de datos de la riqueza de peces, se realizó un análisis exploratorio de los datos para determinar las características de normalidad. Cuando este criterio no se cumplió, se aplicó una transformación cuadrática de los datos para ajustarla lo más próximo a una distribución normal. A partir de esta transformación, se tomaron decisiones sobre el tipo de variograma a elegir considerando el ajuste de los datos y, posteriormente, se seleccionó el mejor método de predicción a elegir, ya sea kriging (i.e., KO, KU o RK) o OLS.

3.5.2 Definición del tamaño de celda

Se aplicó el método de Hengl (2006) para definir la resolución espacial de una capa espacial, en función de las propiedades inherentes de los datos de análisis, los cuales pueden ser producto de muestreos, imágenes satelitales y modelos de elevación digital. De acuerdo con el autor, a mayor número de muestras mayor será la resolución para realizar la predicción, es decir, la escala espacial será mayor o más fina. Estas dos consideraciones permitieron al autor proponer la siguiente ecuación:

Ecuación 41

$$p = 0.0791 \cdot \sqrt{\frac{A}{N}}$$

Donde p , es la escala espacial (resolución) para realizar la interpolación de las muestras; A , representa el área de estudio; N , representa la densidad de muestras en función del área de interés y se calculan como:

Ecuación 42

$$A = ((x_{max} - x_{min}) \cdot (y_{max} - y_{min}))$$

A , x_{max} , x_{min} , corresponden a las coordenadas máximas y mínimas en “ x ” y y_{max} , y_{min} en “ y ”.

Ecuación 43

$$N = \frac{\text{No. muestras}}{A}$$

N , se obtiene del resultado de dividir el número de muestras entre el área de estudio.

Hengl (2006), menciona que el tamaño de píxel también se encuentra relacionado con la geometría de las muestras, particularmente en términos de la correlación espacial o de la distancia entre muestras. Así, Hengl (2006) plantea como objetivo obtener el rango de dependencia espacial y las distancias entre muestras, que son valores posibles de obtener a partir del semivariograma. Es importante considerar que si la variable se encuentra altamente correlacionada a distancias más cortas, el resultado permitirá obtener una resolución alta. Por ello, se implementó el procedimiento propuesto por Hengl (2006) mediante la siguiente ecuación:

Ecuación 44

$$p = h_R \cdot m^{-\frac{1}{3}}$$

Donde h_R , representa el rango de la dependencia espacial; mientras que, m , es la cantidad de pares de puntos correspondientes de las muestras.

A partir de los enfoques anteriores, se considera que el mejor método, será aquel cuyo coeficiente de correlación sea mayor (Hengl, 2006).

3.5.3 Interpolaciones

La información de registros georreferenciados de especies de peces en el POT se concentró en capas en formatos raster con resolución de píxel de 4 km y 5km de resolución, así como 0.5°, 1° y 2° lat/long. Esto permitió determinar la influencia de la escala espacial, para los procedimientos geoestadísticos de predicción de riqueza de peces para toda el área de estudio. Posteriormente, a partir de los análisis de exploración de datos, se determinó realizar una transformación cuadrática, lo que permitió obtener una distribución próxima a su forma gaussiana, para continuar con el análisis mediante técnicas de kriging (KO y KU), adicionalmente, empleando las variables ambientales obtenidas del portal BioOracle, se estableció un modelo de RK, con el cual se consideraron las variables fisicoquímicas estadísticamente más significativas para realizar las predicciones mediante OLS para los escenarios de cambio climático.

3.6 Evaluación de los modelos predictivos

El desempeño de cada una de las técnicas a diferentes resoluciones se evaluó mediante la técnica de “*leave-one-out cross validation*”, la cual refleja la precisión de la predicción, a través del coeficiente de determinación (R^2) y de correlación (r). En este proceso, se calculan por interpolación (i.e., kriging), estimando puntos en cada una de las coordenadas de los datos de muestreo, consecutivamente para cada punto. De esta forma, se obtiene el error de

estimación, es decir, la diferencia entre el valor estimado y el valor real en cada sitio predicho, por medio de un análisis de regresión (Olaya, 2011, Emery, 2013).

Para determinar los efectos del cambio climático, se utilizaron los valores de riqueza promedio estimados por cada biorregionalización (reino, provincia y ecorregión) lo que permitió realizar comparaciones entre escenarios y modelos. No se consideró aplicar una evaluación mediante la técnica de *leave-one-out cross validation*, debido a que su realización requiere muestras medidas para cada horizonte de tiempo y al tratarse de escenarios, se trata de suposiciones, ya que la predicción requiere comparar los valores estimados con las observaciones reales en los puntos de validación y por consiguiente no puede haber datos observados (Hengl, 2009).

Por otra parte, los procedimientos de análisis espacial (análisis de datos, interpolaciones y evaluaciones) fueron llevados a cabo mediante las librerías “rgdal”, “sp” y “gstat” del software estadístico R v3.5.1 (Bivand et al., 2018, Pebesma & Graeler, 2018, Pebesma et al., 2018, R-Core-Team, 2018).

4. Resultados

4.1 MGC

El MGC permitió identificar las variables que influyen en la riqueza de especies de peces y cuáles pueden ser implementadas en un ambiente SIG, así como las posibles rutas de análisis espacial, para implementar las diferentes técnicas de predicción kriging (ordinario, universal y regresión) y OLS (Figura 5). Se identificaron las afectaciones al sistema (rojo) y las características fisicoquímicas del mismo (grises), además en color verde se mencionan algunos procesos biológicos y en combinación con lo anterior se generan diferentes ecosistemas que a su vez determinan la disponibilidad de ciertas especies de peces (Figura 5). En color naranja, se identifican las variables ambientales que pueden incorporarse en un ambiente SIG, a través de las cuales es posible realizar predicciones espaciales con la finalidad de establecer criterios para los tomadores de decisiones; por mencionar algunas, gestionar las áreas de captura, establecer áreas naturales protegidas, entre otras medidas de mitigación relacionadas con las actividades antropogénicas y cambio climático (Figura 5). En el modelo se incluyeron conjuntos de variables ambientales proyectadas a diferentes horizontes de tiempo (2040-2050, 2090-2100), que permitieron observar los cambios en la distribución de la riqueza de especies de peces. Esta información puede ser utilizada para los tomadores de decisiones, estableciendo estrategias para mitigar los impactos negativos esperados a partir del cambio climático.

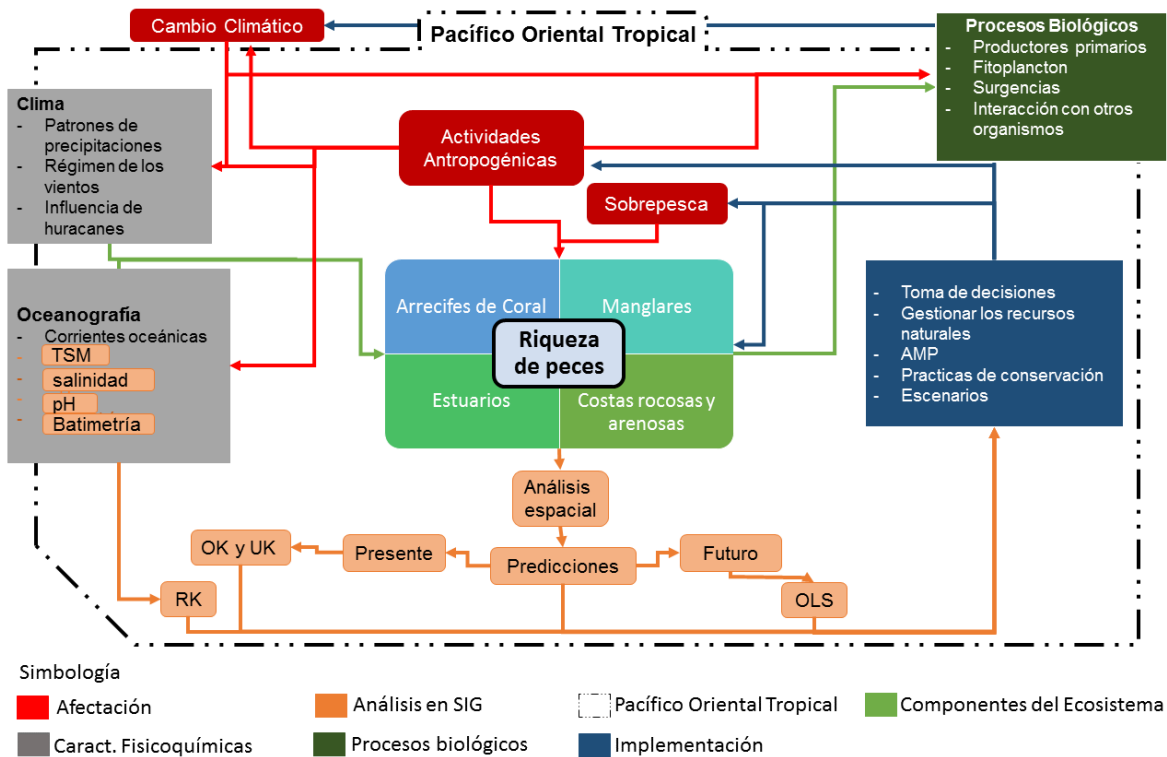


Figura 5. MGC aplicado al análisis espacial de la riqueza de peces del POT. Fuente: Elaboración propia, basado en Tapia-Silva (2016).

4.2 Predicciones

El desempeño de los modelos predictivos de riqueza de peces someros del POT varió ampliamente entre escalas espaciales y técnicas (Tabla 1). Entre escalas los modelos realizados a alta resolución espacial (4 y 5 km) predijeron con baja exactitud ($R^2 < 0.075$) valores marginales de variación de riqueza ~3-7%, mientras que el poder predictivo de los modelos se incrementó fuertemente (hasta $R^2=0.61$) cuando la resolución espacial se redujo. A una escala espacial intermedia (0.5° lat/long) los modelos aumentaron aproximadamente en un orden de magnitud su poder de predicción (R^2 entre 27 y 43%), mientras que se alcanzó el máximo poder predictivo a una escala espacial de 1° (R^2 entre 51 y 61%), a 2° de resolución, la capacidad predictiva de los modelos se redujo en aproximadamente 10% (R^2

de 40 a 54%) (Tabla 1). Respecto a las técnicas de predicción empleadas, KO mostró de manera general, un mejor desempeño, seguido por KU y al final RK, para predecir la riqueza de especies de peces someros del POT a todas las escalas espaciales (Tabla 1). Ello indica que la variable tiene mayor poder predictivo en sí misma en comparación con la inclusión de la influencia de la localización o de variables ambientales externas para definir el valor tendencial de los valores predichos. Por lo anterior, solo se describen los resultados que fueron generados a través de la técnica y escala con el mayor poder de predicción; es decir, a un grado de resolución espacial usando KO con el modelo de semivariograma penta-esférico (Figura 6). Los resultados obtenidos para los otros tamaños de celda pueden ser consultados en la sección de ANEXOS.

Tabla 1. Evaluación de la capacidad de los métodos de predicción espacial de riqueza de especies de peces someros (<200m) considerando resolución espacial y poder de predicción, en términos del R². El número señalado en negrita representa el valor de predicción más alto.

Tamaño del Píxel	Predicción			
	KO	KU	RK	OLS
4 km	0.044	0.045	0.069	0.069
5 km	0.043	0.035	0.075	0.075
0.5°	0.43	0.27	0.36	0.36
1°	0.61	0.6	0.51	0.51
2°	0.54	0.53	0.40	0.35

La técnica KO a una resolución de 1°, explicó el 61% (R²=0.61, Tabla 1) de la variación espacial de riqueza de peces someros del POT, mientras que r entre los valores de riqueza observados y predichos fue relativamente alta y positiva (r=0.78), por lo que se puede considerar como un modelo adecuado para explicar la variación espacial en la riqueza de especies. El modelo espacial generado, proyectó valores de riqueza de peces someros que oscilan entre 1 y 458 especies. En general, se predijeron valores de riqueza elevados para las

áreas cercanas a la costa (>102 spp.), así como para las islas Revillagigedo (>144 spp), Clipperton (>85 spp), Cocos (>179 spp.) y Galápagos (>109<288 spp.). Por su parte, para las regiones oceánicas el número de especies predichas fue menor (>1<52 spp.). En términos latitudinales, el modelo predijo mayor riqueza de peces someros para la porción ubicada entre la parte norte de Costa Rica y el golfo de Panamá (365-458 spp.), seguido del golfo de California (254-453 spp.). Finalmente, para la parte costera que se extiende desde la costa central y sur del Pacífico Mexicano hasta Nicaragua, además de la parte costera de Colombia, Ecuador y Perú, la predicción de la riqueza oscila entre 120-250 especies (Figura 6).

4.3 Escenarios de cambio climático

Los escenarios RCP (Figuras 7-8) predijeron patrones de riqueza de especies de peces someros del POT similares a los generados mediante KO para el periodo actual (i.e., costero>oceánico, Centro América>Golfo de California>costa central y sur del Pacífico Mexicano hasta Nicaragua). No obstante, la riqueza de especies varía ampliamente dependiendo de la escala espacial (i.e., Reino, Provincia, Ecorregión) y el tiempo (i.e., 2040-2050, 2090-2100) (Figuras 9-11). Entre escenarios, para el horizonte de tiempo 2040-2050, RCP2.6 es el escenario que predijo un número de especies mayor (~648 spp.) respecto a la riqueza actual (~458 spp.); por el contrario, RCP8.5 es el escenario que predice valores inferiores a la riqueza actual (~348 spp. Figura 7). En relación con las proyecciones para 2090-2100, el escenario RCP2.6 pronosticó un número de especies mayor (~772 spp.) que las esperadas por el mismo escenario (648 spp.) en el horizonte 2040-2050, por su parte, el escenario RCP6.0 arrojó ~499 especies, lo que representa un 13.52% menor a la riqueza de especies actual (Figura 8).

Considerando la escala espacial, a nivel de Reino, la región Templado del Pacífico Norte bajo el escenario RCP4.5 proyectado para el horizonte de tiempo 2040-2050, concentra la mayor predicción (~61 spp) con un incremento de ~10 especies en relación con la riqueza obtenida por KO (~52 spp.) (Figura 9). Por otro lado, y bajo el mismo escenario, el reino Templado de América del Sur incrementó su riqueza >30 especies respecto a su riqueza actual (~11 spp.), alcanzando una máxima de 47 spp. Por el contrario, se observa una disminución de la riqueza de especies de peces someros en el reino del Pacífico Oriental Tropical (≤ 7 spp.) (Figura 9).

A escala de provincia, para el periodo de tiempo 2040-2050 (Figura 10) mediante el escenario RCP8.5 se predice que, la región Clima Cálido Templado del Noreste tendrá la mayor riqueza de especies (~61 spp.); sin embargo, la provincia ubicada en el extremo latitudinal sur (Clima Cálido Templado del Sudeste) incrementará en ~30 especies su riqueza bajo el escenario RCP4.5, respecto a su riqueza actual (~11 spp.). Bajo el mismo escenario proyectado para 2040-2050, el archipiélago de Galápagos tendrá la mayor pérdida de especies (~27 spp.), mientras que la provincia Pacífico Oriental Tropical tendrá variaciones en riqueza poco perceptibles (1-3 spp.) considerando la trayectoria RCP6.0.

A menor escala espacial considerando el horizonte de tiempo 2040-2050, se observó que la ecorregión Cortesiana concentrará la mayor riqueza de especies (~108 spp.) bajo el escenario RCP8.5; mientras que para el escenario RCP4.5, la ecorregión Perú Central incrementará su riqueza desde ~11 hasta ~57 especies. Por su parte, las regiones (Transición Magdalena y Nicoya) analizadas bajo el escenario RCP6.0, tendrán una pérdida de riqueza entre 13 y 70 especies. Para el resto de las ecorregiones y escenarios, la riqueza de especies variará ligeramente (3-11 spp.) respecto a la riqueza actual (Figura 11).

La riqueza proyectada para el horizonte de tiempo 2090-2100 presenta similitudes en relación con el patrón de variación espacial 2040-2050 considerando los cuatro escenarios climáticos RCP. De manera general existirá un incremento de especies en todas las escalas espaciales (i.e., reino, provincia, ecorregión) bajo el escenario RCP2.6, mientras que sucede lo contrario (pérdida de especies) bajo los escenarios RCP6.0 y RCP8.5.

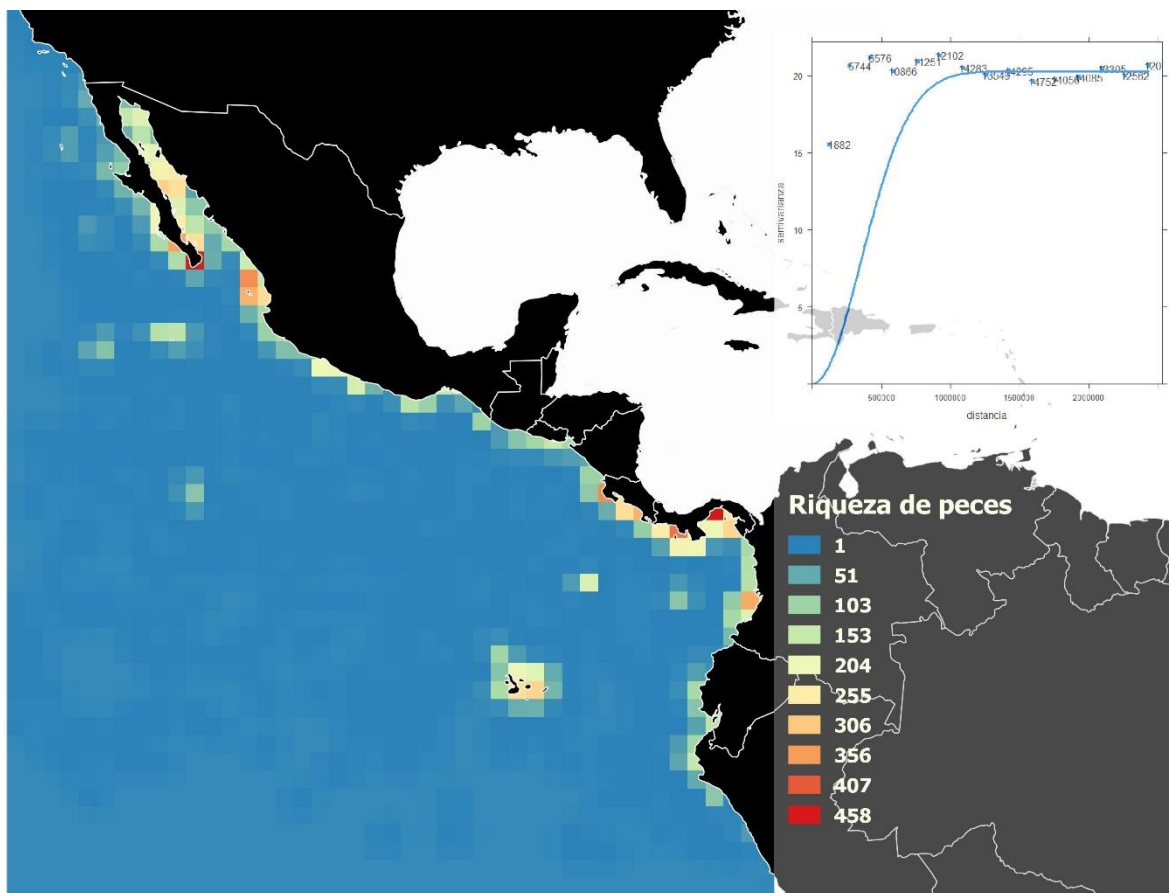
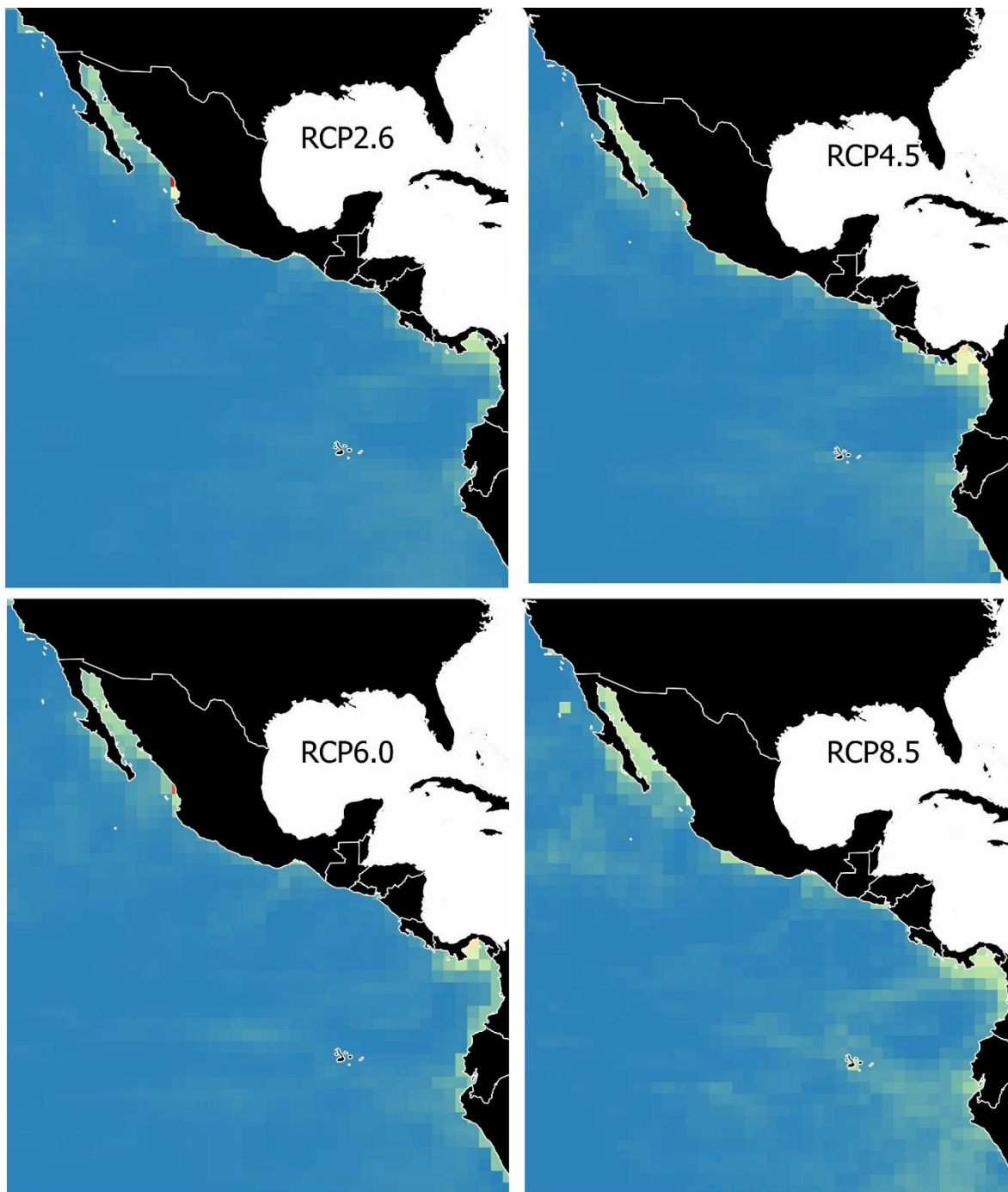


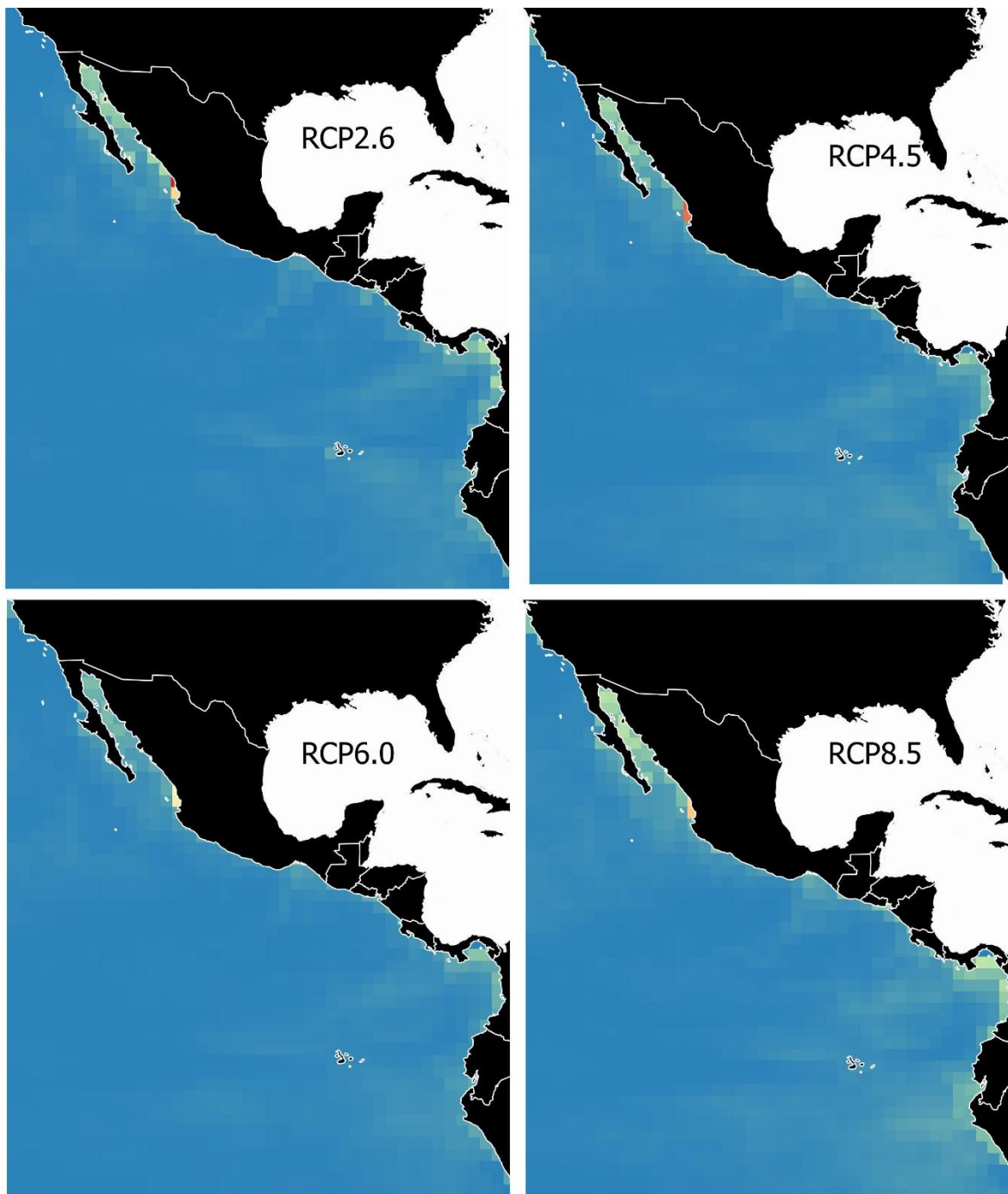
Figura 6. Riqueza actual de especies de peces someros (<200 m.) del POT. La predicción para cada 1° (lat./long.) se obtuvo mediante un modelo de variograma penta-esférico y KO ($R^2=0.61$).



Riqueza de especies



Figura 7. Escenarios de predicción y distribución de riqueza de especies someros (<200 m.) generados por medio de OLS considerando las trayectorias RCP para el periodo 2040-2050.



Riqueza de especies



Figura 8. Escenarios de predicción y distribución de riqueza de especies someros (<200 m.) generados por medio de cuadrados mínimos ordinarios considerando las trayectorias de concentración representativas (RCP), para el periodo 2090-2100.

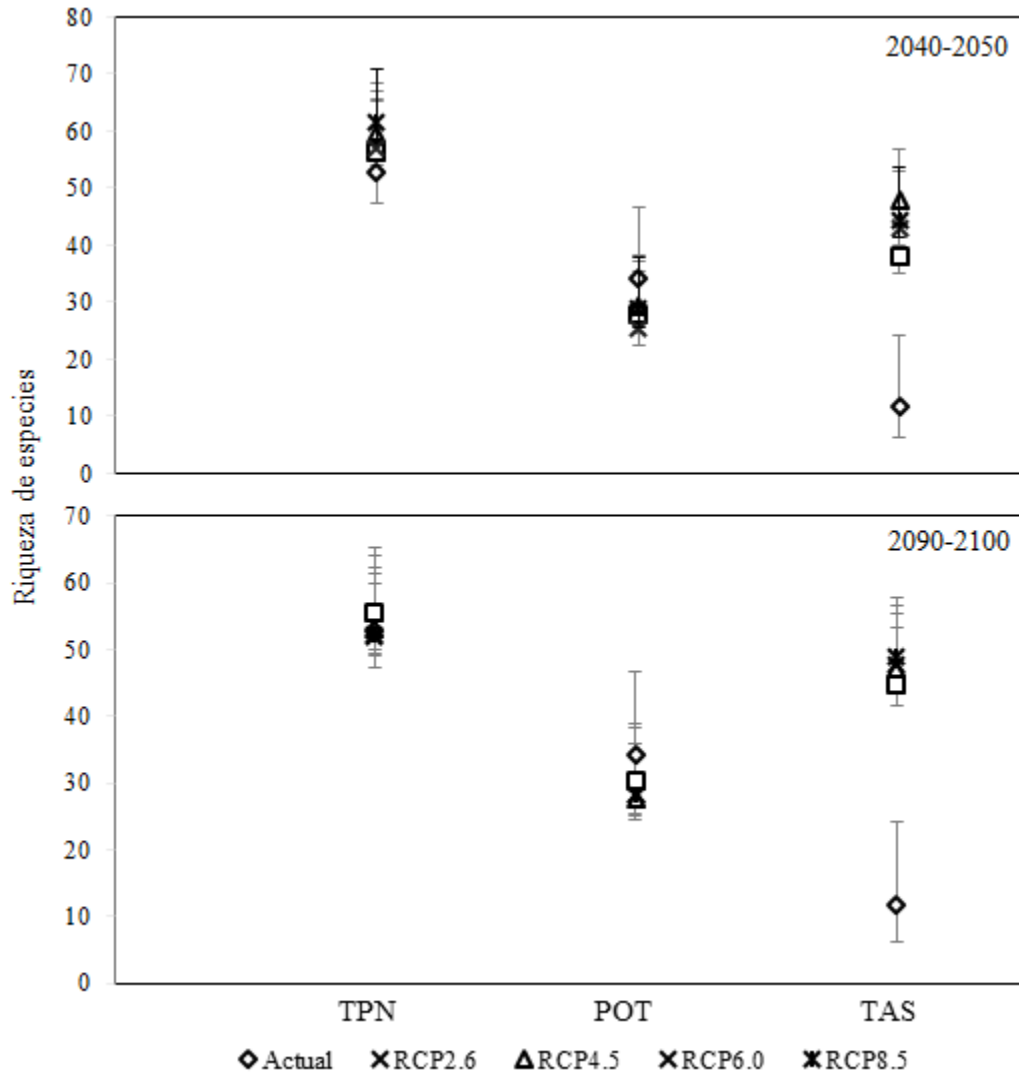


Figura 9. Riqueza de especies de peces someros (<200 m.) actual y esperada por RCP para cada reino propuesto por Spalding et al. (2007), TPN: Templado del Pacífico Norte, POT: Pacífico Oriental Tropical, TAS: Templado de América del Sur. Arriba periodo 2040-2050, debajo, periodo 2090-2100. Los datos están representados por la media \pm I.C.

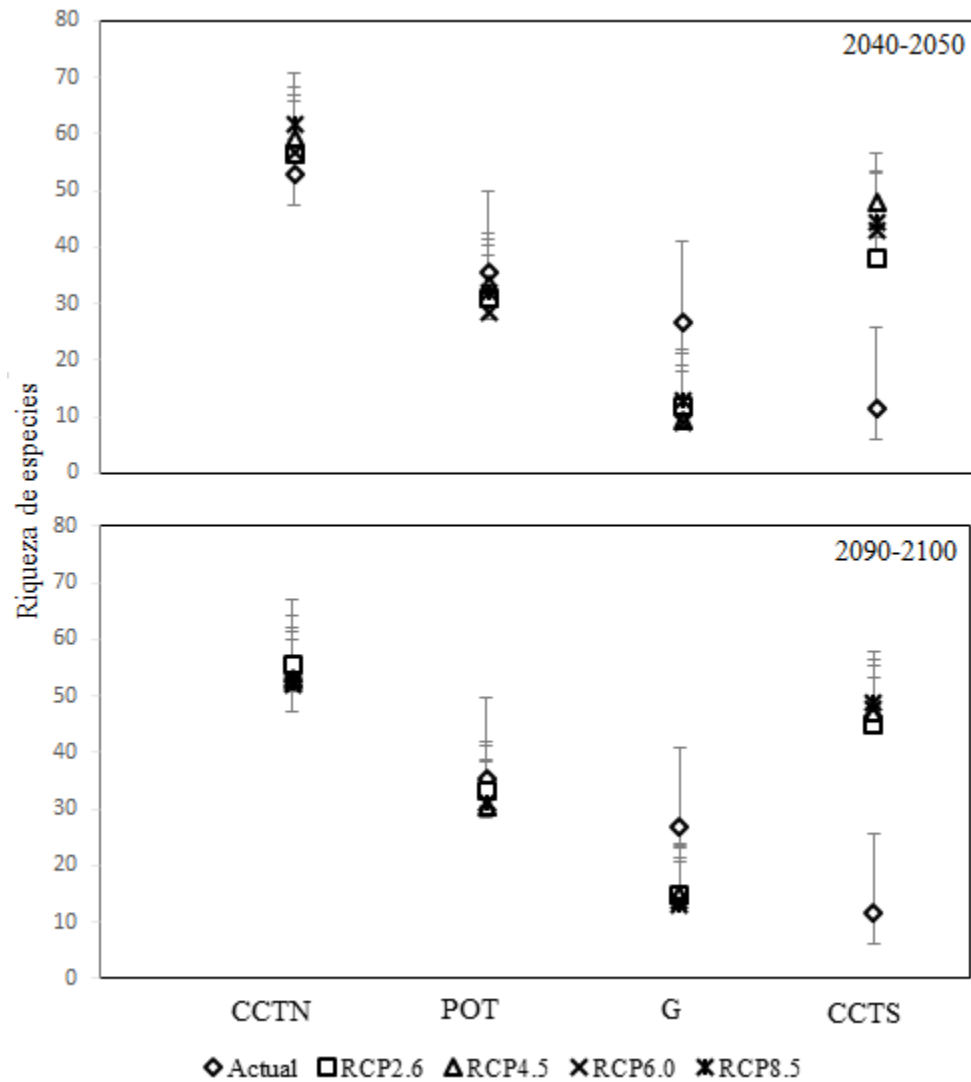


Figura 10. Riqueza de especies de peces someros (<200m.), actual y esperada por RCP para cada provincia propuesto por Spalding et al. (2007), CCTN: Clima Cálido Templado del Noreste, POT: Pacífico Oriental Tropical, G: Galápagos, CCTS: Clima Cálido Templado del Sureste, y escenarios de cambio climático (RCP). Arriba, periodo 2040-2050, debajo, periodo 2090-2100. Los datos están representados por la media \pm I.C.

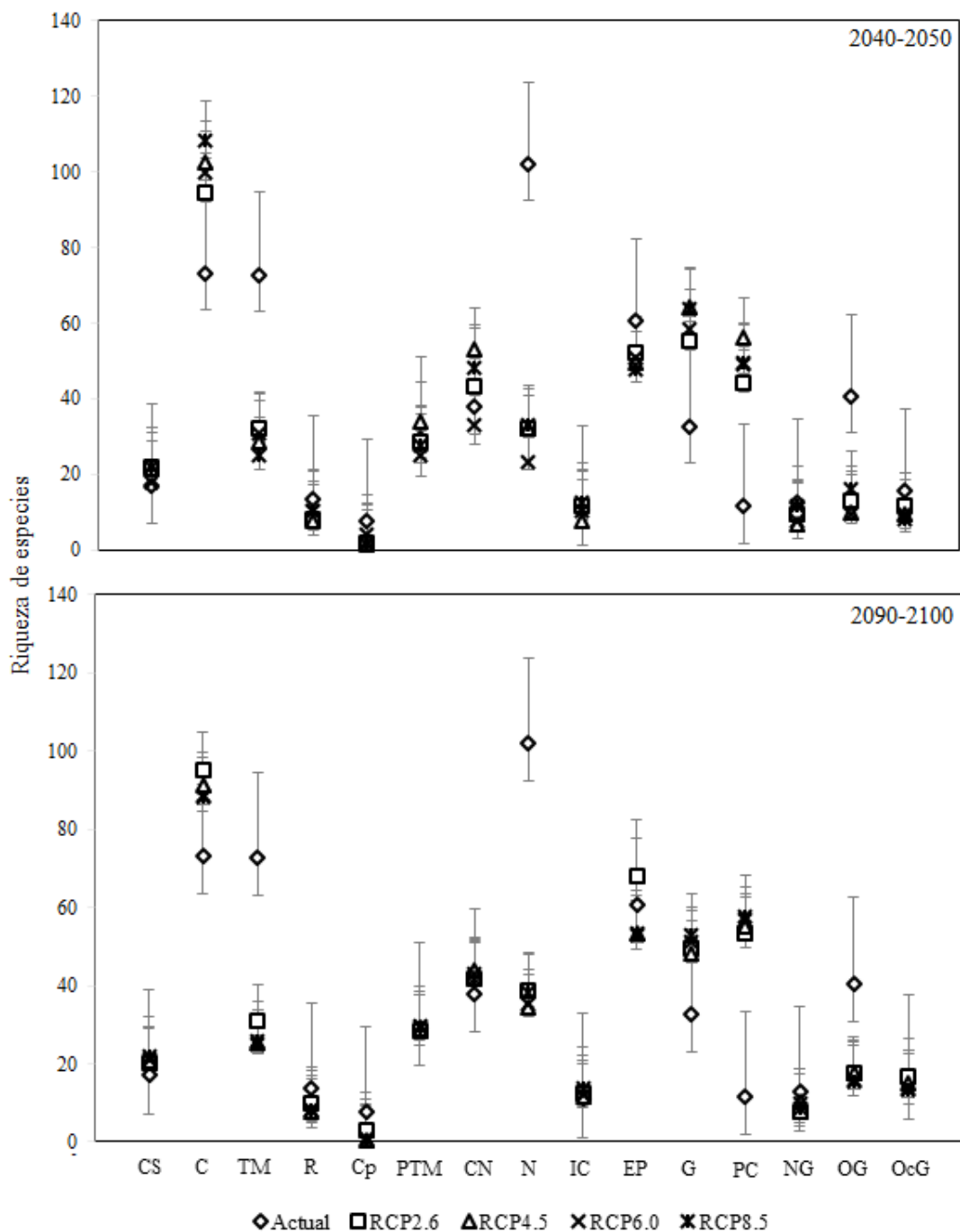


Figura 11. Riqueza de especies de peces someros (<200m.) actual y esperada por RCP para cada ecorregión propuesto por Spalding et al. (2007), CS: California Sur, C: Cortesiana, TM: Transición Magdalena, R: Revillagigedos, Cp: Clipperton, PTM: Pacífico Tropical Mexicano, CN: Chiapas-Nicaragua, N: Nicoya, IC: Isla Cocos, EP: Ensenada de Panamá, G: Guayaquil, PC: Perú Central, NG: Norte de las Islas Galápagos, OG: Oriente de las Islas Galápagos y OcG: Occidente de las Islas Galápagos. Arriba, periodo 2040-2050, debajo, periodo 2090-2100. Los datos están representados por la media \pm I.C.

5. Discusión

Los resultados de los modelos predictivos a diferentes escalas espaciales, en conjunto con los escenarios climáticos RCP aportan información relevante respecto a los patrones espacio-temporales de la riqueza de peces someros del POT, en particular, de patrones que resultan de relaciones complejas en una región marina relativamente poco estudiada.

Respecto a los modelos de predicción espacial, KU y RK, son métodos que efectúan la estimación de manera similar debido a que modelan la tendencia de la riqueza de especies, a partir de características auxiliares (i.e., coordenadas o variables ambientales), sin embargo, difieren en la estimación de los residuos para el modelado del variograma (Hengl et al. 2007).

Por su parte, OLS modela la correlación entre la riqueza y las variables ambientales y expresa la relación respecto a los coeficientes de regresión, lo cual permite modelar el patrón de variación en relación con las variables ambientales (Draper & Smith., 1998). De los modelos kriging empleados para modelar la riqueza de especies, KO obtuvo el mayor valor de R^2 del ejercicio de validación cruzada. Esto indica que, un modelo de media constante en el dominio bajo estudio; fue el más adecuado dadas las condiciones de modelaje consideradas en este análisis (tamaño de píxel, escala espacial y tipo de variable). Este resultado coincide con otros estudios en los que KO ha sido empleado de manera exitosa para la modelación de la riqueza de especies de peces en el mar de Colombia y en la zona económica exclusiva de la parte norte del mar de Alemania (Rueda & Defeo, 2003, Rambo et al. 2017).

En general, los datos empleados poseen características que resulta importante considerar. Por ejemplo, existen especies que solo aparecen estacionalmente, de manera ocasional o en micrositios ocultos y difíciles de localizar (Rapoport & Monjeau, 2001). Además, la exploración de los datos reveló que existe un sesgo en los registros de ocurrencia para los

cuales el esfuerzo de muestreo no es homogéneo entre las celdas, por tal motivo existen áreas con mayor concentración de riqueza que no necesariamente representan valores de riqueza reales sino que podrían resultar de un mayor esfuerzo de muestreo; en conjunto, dichos procesos podrían influenciar los resultados de la predicción y reducir la certeza de la misma (Elith et al. 2006, Gotelli & Colwell, 2011). Fourriére et al. (2014) señalan que menos del 5% de los océanos del mundo se muestrean lo suficientemente bien como para tener un inventario de 80% de la biodiversidad presente. Este hecho es un obstáculo importante para un funcionamiento óptimo de los métodos de predicción espacial. Por ello, durante el análisis de la riqueza de especies de peces, el sesgo se disminuyó aplicando una transformación raíz cuadrada a los valores de riqueza y en combinación con el modelado del variograma (cuya finalidad es cuantificar la autocorrelación espacial) se logró estimar coeficientes de ponderación variables para cada muestra, otorgándole mayor precisión a la predicción (Gallardo & Maestre, 2008). También es importante considerar que los variogramas ajustados fueron isotrópicos (unidireccionales), por lo que evaluar si hay variaciones direccionales de la autocorrelación espacial es uno de los puntos previstos para trabajos posteriores.

De entre los modelos evaluados, los mejores resultados se obtuvieron a una escala espacial de 1° de resolución, mientras que para el resto de las resoluciones exploradas (4 y 5 km, 0.5° y 2° lat./long.), se obtuvieron valores que disminuyeron su poder predictivo expresado en términos de R^2 , de manera inversamente proporcional al tamaño de la celda. Ello puede indicar que 1° de resolución, es la escala espacial de agregación que captura la movilidad de los organismos de forma tal que la riqueza de especies puede entonces considerarse una variable estática a esa escala. En otros estudios esta escala ha resultado adecuada para describir los diferentes atributos ambientales y ecológicos de cada celda (García, 2008). Así

también, dicha resolución ha sido empleada en estudios a escala continental y para diferentes estudios macroecológicos (Rahbek, 2005). Por ejemplo, Mora & Robertson (2005), emplearon esta resolución para representar de manera idónea el patrón de distribución de la riqueza de especies de peces para el POT.

El modelo con el mejor desempeño (KO, 1° lat./long.) predijo que la riqueza oscila entre 1 y 458 especies (Figura 6). Latitudinalmente, la riqueza predicha en esta tesis para la región del golfo de California oscila en ~254-453 especies, lo cual se asemeja a las ~400 spp., que reportan Mora & Robertson (2005) y Robertson & Cramer (2009) para la región. Para el resto de las costas del Pacífico Mexicano, se ha reportado en la literatura una riqueza observada que varía entre 30-292 especies (Díaz-Ruiz et al. 2004, 2006, López-Pérez et al. 2008, 2010, 2013, 2014), lo cual se asemeja a lo predicho mediante el modelo (>20<220 spp.). Existen pocos estudios relacionados con la riqueza de especies de peces someros presentes en la Costa Central y Sur del Pacífico Mexicano hasta Costa Rica, además de la parte costera de Colombia, Ecuador y Perú. Entre estos, están los de Castellanos-Galindo et al., (2013) y Fuentes et al., (2015), quienes reportan 50-178 especies de peces someros para esta región, lo que se encuentra dentro de lo estimado por el modelo (~120-250 spp.). Finalmente, para el golfo de Panamá el modelo predice ~458 especies, lo que supera ampliamente lo reportado por Mora & Robertson (2005) y Parravicini et al. (2013). Además, existe un amplio número de áreas (i.e. Guatemala, Honduras y Nicaragua) en donde se ha aplicado un escaso o nulo esfuerzo de muestreo, por lo que las predicciones evidenciaron el potencial que tienen esas áreas para albergar riqueza, aunque serán necesarios estudios posteriores para corroborarlas. De acuerdo con el modelo, existe un patrón de riqueza costa-océano (Figura 6), que evidencia una riqueza de peces menor en las regiones oceánicas, respecto aquellas zonas cercanas a la costa, lo que es similar al patrón observado mediante datos empíricos (Robertson & Cramer,

2009). Lo anterior es debido a que alrededor del 90.3% de la riqueza de peces del POT, se encuentran restringidos a ambientes costeros, incluidos los ecosistemas arrecifales (rocosos y coralinos), así como fondos blandos (fangos y arenas), estuarios y playas (Robertson & Allen, 2015). Si bien, las regiones oceánicas representan zonas ecológicas y económicas importantes, en particular en aquellas localizadas en latitudes intermedias (15°N a 30°S), el patrón de riqueza de peces someros costa-océano podría reflejar una relativa ausencia de censos en la comunidad ictiofaunística, así como parte de las consecuencias de las condiciones climáticas y de sobrepesca en la zona oceánica (Worm et al., 2005). Por su parte, la riqueza de la zona costera pudiera estar influenciada por un importante esfuerzo de muestreo, superior al de zonas más alejadas, además de resultar con un mayor número de hábitats y amplia variación ambiental lo que redundaría en un mayor número de especies (Worm et al., 2005). El grupo de islas oceánicas (Revillagigedo, Clipperton, Coco, Malpelo y Galápagos) han sido fuertemente prospectadas. Para estas, se presentan mayores divergencias respecto a los resultados del mejor modelo predictivo (combinación modelo y resolución) de esta investigación. Para Revillagigedo se han reportado 389 especies (Fourriére et al., 2016), mientras que el modelo solo estimó 144 spp., para el atolón Clipperton se han reportado alrededor de 197 especies (Fourriére et al., 2014), mientras que nuestro mejor modelo predice la existencia de 89 spp.; Isla Coco, tiene un registro de ~259-354 especies de peces, mientras que para Malpelo se tiene un estimado de 203 spp. (Cortés, 2012, Fourriére et al. 2014), para el archipiélago de Galápagos el modelo predijo 521 spp., superando lo reportado por Fourriére et al. (2014) con 363 especies de peces. En general, para lo anterior, el modelo predice alrededor del 45% de especies para cada caso, por lo que en estos casos existe una diferencia sustancial entre lo observado y lo predicho por el modelo. Básicamente, el mejor modelo predictivo de esta investigación estaría subestimando

mayormente la riqueza y, en muy pocas regiones, sobreestima las especies presentes. La diferencia, puede ser atribuida a la forma en que la base de datos y la predicción son construidas. Para la Isla Coco e Islas Revillagigedo, Fuentes et al. (2015) y Fourrière et al. (2016), señalan que el inventario faunístico incluye datos de 1994-2013 para especies someras y profundas, mientras que las predicciones del mejor modelo se enfocan en la riqueza de especies de peces someros.

Por otro lado, a una resolución espacial menor (2° lat./long.), la información contenida en cada una de las celdas acumula una gran cantidad de variación espacial y, por consiguiente, de riqueza de especies, provocando que el patrón de riqueza sobreestime el número de especies contenida en cada celda (Rahbek, 2005). Para escalas espaciales de mayor resolución (4-5km y 0.5° lat./long.) a pesar de haber obtenido en esta tesis un valor de R bajo, las predicciones pueden ser empleadas para analizar el patrón de distribución de varios taxa para áreas relativamente pequeñas (i.e. islas, bahías, etc.), debido a que describen el patrón con mayor detalle (Pearson & Carroll, 2001; Berry et al., 2002; Pittman & Brown 2011; Gonzales-Andrés et al. 2016). A este respecto, Field et al. (2009), han determinado que a escalas finas y para extensiones pequeñas (i.e., islas), la heterogeneidad ambiental presenta variaciones mínimas lo que se traduce en pequeñas variaciones en riqueza de especies. Adicionalmente, se ha encontrado que las relaciones negativas con la heterogeneidad ambiental ocurren al considerar escalas espaciales pequeñas (Tamme et al., 2010).

Respecto a los modelos que consideran los posibles efectos del cambio climático en el POT, se estima una mayor predicción de especies en regiones cercanas a la costa respecto a las zonas oceánicas, en concordancia con la predicción para el periodo actual mediante KO (Figura 6) y de acuerdo con los datos empíricos para el área de estudio (Mora & Robertson 2005, Robertson & Cramer, 2009). Adicionalmente, los modelos coinciden en sugerir una

mayor riqueza de especies de peces someros en latitudes relativamente altas. El incremento en la riqueza en regiones extremas (i.e. trópicos de Cáncer y Capricornio), coincide con los posibles cambios en riqueza y distribución predichos para otros grupos taxonómicos (i.e. tiburones no oceánicos, cefalópodos, pinnípedos y corales) para todos los océanos del mundo incluido el Pacífico Oriental (Harley et al. 2006, Titterson et al. 2010, Stranges et al. 2019). Los incrementos en riqueza predichos por los modelos ante escenarios de cambio climático demuestran características ambientales cercanas a aquellas observadas en los trópicos a lo largo de las costas de los continentes (Afonso et al. 2013). Adicionalmente, los cambios en el área oceánica también reflejan la tropicalización de las condiciones ambientales alterando, por consiguiente, los patrones de distribución de las especies pelágicas y, por consiguiente, la riqueza de especies (Stranges et al. 2019).

En términos generales, independiente de la escala espacial (i.e., Reino, Provincia, Ecorregión), el principal patrón asociado con los escenarios RCP refleja la tropicalización de las latitudes medias y altas, tanto oceánicas como costeras del Pacífico Oriental (Figs. 9-11). Tales resultados están en sintonía con resultados esperados para varios grupos marinos y para todos los océanos del mundo (Harley et al. 2006, Titterson et al. 2010, Stranges et al. 2019). No obstante, dichos patrones son ampliamente variables entre escalas de estudio (i.e., Reino, Provincia, Ecorregión), áreas geográficas y horizontes de tiempo (Figuras 9-11). Por ejemplo, a nivel de reino (Figura 9) para el horizonte de tiempo 2040-2050, se puede observar un incremento estimado de la riqueza en los reinos Templado del Pacífico Norte y Templado de América del Sur (TPN, TAS, Figura.4), probablemente asociado al incremento de la temperatura del océano en el reino del POT causando impactos negativos en los arrecifes rocosos y coralinos, así como en las pesquerías regionales, lo que provocará desplazamientos de los bancos de peces, principalmente hacia el Pacífico Sur (Conde-Álvarez & Saldaña-

Zorrilla, 2007). Mientras que para el horizonte 2090-2100 (Figura 9), el patrón de tropicalización de la riqueza de especies muestra similitudes con lo que ocurrirá en el horizonte 2040-2050, aunque no se observa un incremento sustancial probablemente como consecuencia de que las condiciones sean relativamente estables, mientras que para el reino del POT la riqueza continuará disminuyendo ligeramente. Se estima que este tipo de patrones serán similares a lo ocurrido en los mares del atlántico, durante incrementos en la temperatura del agua, durante los cuales las especies que migren hacia esas latitudes serán de hábitos pelágicos o bentopelágicos tropicales y subtropicales capaces de atravesar aguas abiertas (Afonso et al. 2013). De manera similar, a nivel de provincia para ambos horizontes de tiempo (2040-2050 y 2090-2100), el mayor incremento estimado en la riqueza de especies puede ocurrir en la porción que corresponde a CCTS y posteriormente CCTN (Figura 10), correspondientes al golfo de California y Panamá. Así, las áreas que albergan una alta riqueza de especies en la actualidad (golfo de California, Panamá-Costa Rica) (Mora & Robertson, 2005), pueden ver incrementada la riqueza de especies de peces someros. Por el contrario, en provincias como Galápagos (Figura 10) y ecorregiones como Transición Magdalena, Nicoya y Oriente de Galápagos (Figura 11) para todos los escenarios y horizontes de tiempo, se prevén disminuciones sustanciales en la riqueza de especies someras. Lo anterior pone de manifiesto que la fauna de peces someros del Pacífico Oriental experimentará de manera diferencial los escenarios de cambio climático previstos por el IPCC para la región (Stranges et al. 2019), o que los efectos de los escenarios serán diferenciales en tiempo y espacio en la región (Bell et al. 2013). Por ejemplo, como consecuencia del calentamiento del océano, se prevén cambios en la distribución del fitoplancton en aguas subtropicales y templadas lo que generará cambios en la red trófica del atún, lo que a su vez alterará sus patrones de distribución debido al cambio de nicho de los productores primarios (Parrish et al. 2015). De

igual forma, Gutiérrez et al. (2011) atribuyen para las regiones costeras de la parte sur del Pacífico Oriental una limitada distribución de la riqueza de especies por causa de la disponibilidad del plancton. Además, se estima que habrá modificaciones en el patrón preponderante de circulación oceánica en el POT (corriente de Humboldt, Ecuatorial del Pacífico Sur, Contracorriente Ecuatorial, Ecuatorial del Pacífico Norte y la Corriente de California) debido a cambios en la circulación termohalina y en el patrón de vientos predominante (Bell et al. 2013), lo que indudablemente modificará el patrón de distribución de las especies marinas y, por consiguiente, la riqueza espacial de las mismas en el Pacífico Oriental.

De manera destacada, las ecorregiones con los mayores incrementos de riqueza corresponden a la porción Cortesiana, Perú Central y Guayaquil en ambos horizontes de tiempo (2040-2050 y 2090-2100, Figura 11), mientras que las ecorregiones Transición Magdalena y Nicoya representan el mayor número de pérdida de la riqueza de especies de peces. Para las ecorregiones extremas al norte se prevé que sufran cambios drásticos reduciendo los aportes de nutrientes y la productividad primaria a medida que la termoclina se profundiza y la estratificación se intensifica, ya que esta fluye cerca a la costa de manera somera (0-300 m.) (Lynn & Simpson, 1987, Doney et al. 2012). En cuanto a aquellas regiones que consideran el grupo de islas oceánicas (Revillagigedo, Clipperton, Isla Coco, Malpelo y Galápagos, Figura 11) se prevé una pérdida de riqueza mayor al 50% para ambos horizontes de tiempo (2040-2050 y 2090-2100), debido a las alteraciones e incrementos en las anomalías. Igualmente se pronostican severas alteraciones en la vida marina provocadas por El Niño, tales como extinción y migración de especies, así como blanqueamientos coralinos (Cai et al., 2014).

En general, los aumentos/disminuciones en temperatura generarán cambios en aquellos nichos térmicos, por lo que el aumento/disminución de la riqueza de especies de peces puede explicarse por la inmigración de especies de peces costeros y oceánicos que rastrean sus nichos climáticos (Albouy et al., 2012). De manera adicional, la heterogeneidad ambiental en respuesta a los cambios propuestos por el IPCC, podrían afectar las relaciones interespecíficas y la estabilidad de los ecosistemas. Las consecuencias ecológicas y económicas de esta situación deben ser valoradas con mayor precisión, pensando en la necesidad del manejo ecosistémico para conservar los servicios ambientales que gozamos en la actualidad (Reyes-Bonilla et al., 2013).

6. Conclusión

A la fecha han sido muy pocas las investigaciones que han considerado el enfoque de análisis espacial para tratar la diversidad biológica y los procesos ecológicos, desde una visión espacio-temporal, no solo para comprender sus patrones de variación, sino incluso para desarrollar modelos predictivos en un mundo en constante cambio (Moreno, 2019).

Esta investigación se centró en determinar los patrones de variación de la riqueza de especies de peces someros del POT, desde una perspectiva geoespacial, considerando los impactos que el cambio climático ocasionará sobre la ictiofauna marina. En este sentido, los análisis geoestadísticos determinaron que la mejor representación de la variabilidad espacial de la riqueza de especies de peces se logra con un semivariograma penta-esférico en combinación con el método predictivo de KO a 1° de resolución espacial, coincidiendo estos dos últimos aspectos con estudios previos. A su vez, por medio de la técnica OLS y bajo los escenarios

de cambio climático, se identificó el posible patrón de distribución que experimentará la riqueza de peces.

En lo que respecta a los análisis de resolución espacial (4 y 5 km., 0.5°, 1° y 2°), se determinó que 1° es la mejor resolución para representar de manera idónea este patrón, ya que relaciona de manera adecuada la heterogeneidad ambiental y la relación con la riqueza de peces, tanto para la actualidad como para diferentes horizontes de tiempo. Por otra parte, el patrón espacial de distribución de riqueza consiste en una mayor concentración en las regiones cercanas a la costa, así como en el golfo de California y golfo de Panamá, ya que acumulan la mayor riqueza de especies de peces someros; mientras que, en los escenarios de cambio climático, se identificó que las mayores concentraciones de riqueza se ubicarán en las latitudes extremas del POT, además estos escenarios reflejan similitudes respecto a los pronósticos proyectados de tropicalización para otros grupos taxonómicos.

Por lo anterior, se concluye que las herramientas geoestadísticas permiten reproducir con niveles aceptables de exactitud el patrón de distribución espacial de la riqueza de especies de peces someros del POT. Lo que demuestra el potencial con el que cuentan las herramientas de análisis espacial para modelar y estimar diferentes patrones para diferentes grupos taxonómicos, así para analizar temáticas oceanográficas e inclusive climáticas. Este tipo de información permite ser de gran ayuda para los tomadores de decisiones y así emitir recomendaciones, tal es el caso de esta tesis, que busca apoyar a conservar y monitorear el efecto de las perturbaciones en el ambiente y su relación con la ictiofauna.

7. Bibliografía

- Afonso, P., Porteiro, F. M., Fontes, J., Tempera, F., Morato, T., Cardigos, F., & Santos, R. S. . (2013). New and rare coastal fishes in the azores islands: Occasional events or tropicalization process? *Journal of Fish Biology*, 83(2), 272-294.
- Albouy, C., Guilhaumon, F., Araújo, M., Mouillot, D., & Leprieur, F. (2012). Combining projected changes in species richness and composition reveals climate change impacts on coastal Mediterranean fish assemblages. *Global Change Biology*, 18(10), 2995-3003.
- Arntz, W., & Fahrbach, E. (1996). *El Niño, Experimento Climático de la Naturaleza*. D.F., México: Fondo de Cultura Económica.
- Beaugrand, G., Edwards, M., Raybaud, V., & Goberville, E. (2015). Future vulnerability of marine biodiversity compared with contemporary and past changes. *Nature Climate Change*, 5(7), 695-701.
- Bell, J., Ganachaud, A., Gehrke, P., Griffiths, S., Hobday, A., Hoegh-Guldberg, O., . . . Waycott, M. (2013). Mixed responses of tropical Pacific fisheries and aquaculture to climate change. *Nature Climate Change*, 3(6), 591-599.
- Berry, P., Dawson, T., Harrison, P., & Pearson, R. (2002). Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global ecology and biogeography*, 11(6), 453-462.
- Bivand, R., Keitt , T., Rowlingson, B., Pebesma, E., Sumner, M., Hijmans, R., . . . Rundel, C. (2018). rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library.
- Bousquets, J., & Morrone, J. (2001). *Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. México: Facultad de Ciencias, UNAM.
- Brown, J., & Maurer, B. (1989). Macroecology: The Division of Food and Space Among Species on Continents. *Science*, 243(4895), 1145-1150.
- Cai, W., Borlance, S., Lengaigne, M., van Rensch, P., Collins, M., Vecchi, G., . . . Jin, F.-F. (2014). Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature climate change*, 4(2), 111.
- Características químicas y físicas del agua de mar y del mundo oceánico. (2007). En P. Castro, & M. Huber, *Biología marina* (pág. 44). España: McGraw-Hill.
- Castellanos-Galindo, G. A, Krumme, U., Rubio, E. A., & Saint-Paul, U. (2013). Spatial variability of mangrove fish assemblage composition in the tropical eastern pacific ocean. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1(23), 69-86. doi:10.1007/s11160-012-9276-4

- CBD. (1992). *Sobre la Diversidad Biológica, Cumbre de la Tierra*. Río de Janeiro, Brasil.
- Cervigón, F. (1967). *Ecología Marina*. Caracas: Fundación La Salle deficiencias naturales.
- CNPE. (Junio de 2012). *Colección Nacional de Peces*. Obtenido de UNAM: <http://www.ib.unam.mx/cnpe/>
- Colwell, R., Rahbek, C., & Gotelli, N. (2004). The mid-domain effect and species richness patterns: What have we learned so far? *The American Naturalist*, 163(3), 1-23.
- Conde-Álvarez, C., & Saldaña-Zorrilla, S. O. (2007). Cambio climático en América Latina y el Caribe: Impactos, vulnerabilidad y adaptación. *Ambiente y desarrollo*, 23(2), 23-30.
- Cortés, J. (2012). Marine biodiversity of an Eastern Tropical Pacific oceanic island, Isla del Coco, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 60, 131-185.
- Davis, J. C. (1973). *Statistics and Data Analysis in Geology*. New York: John Wiley and Sons.
- De Anda-Montañez, J. A., Amador-Buenrostro, A., Martínez-Aguilar, S., & Muhlia-Almazán, A. (2004). Spatial analysis of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) catch rate and its relation to El Niño and La Niña events in the eastern tropical Pacific. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51(6-9), 575-586.
- Díaz Coutiño, R., & Escárcega Castellanos, S. (2009). *Desarrollo sustentable. Una oportunidad para la vida*. México, D.F.: McGraw-Hill Interamericana Editores.
- Díaz-Ruiz, S., Aguirre-León, A., & Cano-Quiroga, E. (2006). Evaluación ecológica de las comunidades de peces en dos sistemas lagunares estuarinos del sur de Chiapas, México. *Hidrobiológica*, 16(2), 197-210.
- Díaz-Ruiz, S., Cano-Quiroga, E., Aguirre-León, A., & Ortega-Bernal, R. (2004). Diversidad, abundancia y conjuntos ictiofaunísticos del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 52(1), 187-199.
- Díaz-Viera, M. (2002). *Geoestadística Aplicada*. México: UNAM.
- Doney, S., Ruckelshaus, M., Duffy, J., Barry, J., Chan, F., English, C., . . . Talley, L. (2012). Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 4, 11-37.
- Draper, N., & Smith., H. (1998). *Applied Regression Analysis*. Canada: John Wiley & Sons.
- Elith, J., Graham, C., Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., . . . Zimmermann, N. (2006). Novel Methods Improve Prediction of Species' Distributions from Occurrence Data. *Ecography*, 29(2), 129-151.
- Emery, X. (2013). *Geoestadística*. Chile: Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile.

- Espinoza-Pérez, H. (2014). Biodiversidad de peces en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 450-459.
- Field, R., Hawkins, B., Cornell, H., Currie, D., Diniz-Filho, J., Guégan, J.-F., . . . Turner, J. (2009). Spatial species-richness gradients across scales: a meta-analysis. *Journal of Biogeography*, 36(1), 132–147.
- Fourriére, M., Reyes-Bonilla, H., Ayala-Bocos, A., Ketchum, J., & Chávez-Comparan, J. (2016). Checklist and analysis of completeness of the reef fish fauna of the Revillagigedo Archipelago, México. *Zootaxa*, 4150(4), 436-466.
- Fourriére, M., Reyes-Bonilla, H., Rodríguez-Zaragoza, F., & Crane, N. (2014). Fishes of Clipperton Atoll, Eastern Pacific: Checklist, Endemism, and Analysis of Completeness of the Inventory. *Pacific science*, 68(3), 375-395.
- Fuentes, C. I., Acuña, E., & Hernández, N. R. (2015). Biogeography of continental shelf and upper slope fishes off El Salvador, Central America. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(3), 611-622.
- Gallardo, A., & Maestre, F. (2008). Métodos geoestadísticos para el análisis de datos ecológicos espacialmente explícitos. En F. Maestre, A. Escudero, & A. Bonet, *Introducción al Análisis Espacial de Datos en Ecología y Ciencias Ambientales: Métodos y Aplicaciones* (págs. 216-272). Madrid: Dykinson, S.L.
- García, D. (2008). El concepto de escala y su importancia en el análisis espacial. En F. Maestre, A. Escudero, & A. Bonet, *Introducción al Análisis Espacial de Datos en Ecología y Ciencias Ambientales: Métodos y Aplicaciones* (págs. 35-73). Madrid: DYKINSON, S.L.
- García-De León, A., & Humacata, L. (2019). Clasificación Espacial Exploratoria y Multivariada con Sistemas de Información Geográfica. En G. Buzai, L. Humacata, S. Lanzelotti, E. Montes-Galbán, & N. Principi, *Teoría y métodos de la Geografía Cuantitativa. Libro 2: Por una Geografía empírica* (págs. 39-58). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: INIGEO.
- Gaston, K., & Spicer, J. (2007). ¿Que es la biodiversidad? En K. J. Gaston, & J. I. Spicer, *Biodiversidad. Introducción* (págs. 1-16). Zaragoza, España: Acribia.
- Georgakarakos, S., & Kitsiou, D. (2008). Mapping abundance distribution of small pelagic species applying hydroacoustics and Co-Kriging techniques. *Essential Fish Habitat Mapping in the Mediterranean*, 155-169.
- González-Andrés, Cristina, Priscila FM Lopes, Jorge Cortés, José Luis Sánchez-Lizaso, & Maria Grazia Pennino. (2016). Abundance and Distribution Patterns of Thunnus albacares in Isla del Coco National Park through Predictive Habitat Suitability Models. *PloS one*.

- Goovaerts, P. (1997). *Geostatistics for natural resources evaluation*. Oxford University Press on Demand.
- Gotelli, N., & Colwell, R. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379-391.
- Grant-Gross, M. (1976). *Oceanography*. University of Wisconsin: Merrill Publishing Company.
- Gutiérrez, D., Bertrand, A., Wosnitza-Mendo, C., Dewitte, B., Purca, S., Peña, C., . . . Guevara-Carrasco, R. (2011). Climate change sensitivity of the Peruvian upwelling system and ecological implications. *Revista Peruana Geo-Atmosférica*, 3, 1-24.
- Halfpter , G., & Moreno, C. (2005). Significado Biológico de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. En Halfpter, G., J. Soberón, P. Koleff, & E. Melic, *El significado de las diversidades* (Vol. 4, págs. 5-18). Zaragoza, España: Monografías Tercer Milenio.
- Harley, C., Hughes, A., Hultgren, K., Miner, B., Sorte, C., Thornber, C., . . . Williams, S. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9, 228-241.
- Hengl, T. (2006). Finding the right pixel size. *Computers & Geosciences*(32), 1283-1298.
- Hengl, T. (2009). *A Practical Guide to Geo-statistical Mapping* (Segunda ed.). Amsterdam: University of Amsterdam.
- Hengl, T., Heuvelink, G., & Rossiter, D. (2007). About regression-kriging: From equations to case studies. *Computers & Geosciences*, 33(10), 1301-1315. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cageo.2007.05.001>
- Hengl, T., Heuvelink, G., & Stein, A. (2003). Comparison of kriging with external drift and regression kriging. *Technical note, ITC*, 2-17.
- Impacto humano sobre el medio ambiente marino. (2007). En P. Castro, & M. Huber, *Biología marina* (pág. 402). España: McGraw-Hill.
- IPCC. (2014). *Cambio Climático 2014 informe de síntesis*. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Kolef, P., Soberón, J., Arita, H., Dávila, P., Flores-Villela , Ó., Golubov, J., . . . Rodríguez, P. (2008). Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies. En *Capital natural de México* (Vol. 1, págs. 323-634). México: Conabio.
- Krebs, C. (1985). Factores que limitan la distribución: Relaciones con otros organismos. En *Ecología. Estudio de la distribución y la abundancia* (Segunda ed.). Nueva York: Harla Harper & Row Lationamericana.
- Krige, D. G. (1951). A Statistical approach to some basic mine valuation problems on the witwatersrand. *Journal of the Chemical Metallurgical & Mining Society of South Africa*, 52(6), 119-139.

- Kumar, V. (2007). Optimal contour mapping of groundwater, a case study. *Hydrological Sciences Journal*, 52(5), 1038-1050.
- Lessios, H., & Baums, I. (2017). Gene Flow in Coral Reef Organisms of the Tropical Eastern Pacific. En D. P. Peter W. Glynn, *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific* (págs. 817-859). USA: Springer .
- López-Pérez, A., Granja-Fernández, R., Aparicio-Cid, C., Zepeta-Vilchis, R., Torres-Huerta, A., Benítez-Villalobos, F., . . . Valencia-Méndez, O. (2014). Corales pétreos, equinodermos y peces asociados a comunidades y arrecifes coralinos del Parque Nacional Huatulco, Pacífico sur mexicano. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85(4), 1145-1159.
- López-Pérez, R. A., Pérez-Maldonado, I. L., López-Ortiz, A. M., Barranco-Servin, L. M., & Barrientos, J. (2010). Reef fishes of the Mazunte-bahías de Huatulco reef track, Oaxaca, Mexican Pacific. *Zootaxa*, 2422(1), 53-62.
- López-Pérez, R., Benítez-Villalobos, F., López-Ortiz, A., Pérez-Maldonado, I., Granja-Fernández, M., & Domínguez y Gómez, M. (2008). La comunidad arrecifal en isla Cacaluta, Oaxaca. *Diagnóstico de los recursos naturales de la bahía y micro-cuenca de Cacaluta*, 243-256.
- López-Pérez, R., Calderon-Aguilera, L., Zepeta-Vilchis, R., López Pérez Maldonado, I., & López Ortiz, A. (2013). Species composition, habitat configuration and seasonal changes of coral reef fish assemblages in western México. *Journal of Applied Ichthyology*, 29(2), 437-448.
- Lynn, R., & Simpson, J. (1987). The California Current System: The Seasonal Variability of its Physical Characteristics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 92(C12), 12947-12966.
- Maciel-Mata, C., Manríquez-Morán, N., Octavio-Aguilar, P., & Sánchez-Rojas, G. (2015). El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta universitaria*, 25(2), 3-19.
- Mandrak, N. E. (1995). Biogeographic patterns of fish species richness in Ontario lakes in relation to historical and environmental factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(7), 1462-1474.
- Margalef, R. (1967). Luz y Temperatura. En J. Castellví, F. Cervigón, M. Díaz Piferrer, F. Fraga, J. Fukuoka, M. Gómez Larrañeta, . . . F. Vives, *Ecología Marina* (págs. 100-129). Caracas: Fundación La Salle de Ciencias Naturales.
- Marini L., Bona, E., Kunin, W. E., & Gaston, K. J. (2011). Exploring anthropogenic and natural processes shaping fern species richness along elevational gradients. *Journal of Biogeography*, 38(1), 78-88.

- Mateo, R., Felicísimo, Á., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 217-240.
- Matheron, G. (1962). *Traité de géostatistique appliquée* (Vol. 14 of Mémoires du Bureau de Recherches Géologiques et Minières). Paris: Editions Technip.
- Mora, C., & Robertson, D. R. (2005). Causes of latitudinal gradients in species richness: A test with fishes of the Tropical Eastern Pacific. *Ecology*, 86(7), 1771-1782.
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Moreno, C. (2019). Estudiar la biodiversidad en un mundo cambiante. En C. Moreno, *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. (págs. 11-18). Ciudad de México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Mouillot, D., Villéger, S., Parravicini, V., Kulbicki, M., Arias-González, J., Bender, M., . . . Bellwood, D. (2014). Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), 13757-13762.
- Nelson, J., Grande, T., & Wilson, M. (2016). *Fishes of the World* (5th ed.). Wiley.
- Olaya, V. (2011). *Sistemas de Información Geográfica*. Creative Common Atribución.
- Oliver, M., & Webster, R. (1990). Kriging: a method of interpolation for geographical information systems. *International Journal of Geographical Information Systems*, 313-332.
- Parravicini, V., Kulbicki, M., Bellwood, D., Friedlander, A., Arias-Gonzalez, J., Chabanet, P., . . . Mouillot, D. (2013). Global patterns and predictors of tropical reef fish species richness. *Ecography*, 36(12), 1254-1262.
- Parrish, C., Pethybridge, H., Young, J., & Nichols, P. (2015). Spatial variation in fatty acid trophic markers in albacore tuna from the southwestern pacific Ocean—A potential "tropicalization" signal. *Deep-Sea Research Part II*, 113, 199-207. doi:doi:10.1016/j.dsr2.2013.12.003
- Pearson, D. L., & Carroll, S. S. (2001). The influence of spatial scale on cross-taxon congruence patterns and prediction accuracy of species richness. *Journal of Biogeography*, 26(5), 1079-1090.
- Pebesma, E. (2014). *gstat user's manual*. Netherlands: Utrecht University.
- Pebesma, E., & Graeler, B. (2018). *gstat: Spatial and Spatio-Temporal Geostatistical Modelling, Prediction and Simulation*.
- Pebesma, E., Bivand, R., Rowlingson, B., Gomez-Rubio, V., Hijmans, R., Sumner, M., . . . O'Rourke, J. (2018). *sp: Classes and Methods for Spatial Data*.

- Pittman S. J., & Brown K. A. (2011). Multi-Scale Approach for Predicting Fish Species Distributions across Coral Reef Seascapes. *PLOS ONE*, 6(5). doi:<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0020583>
- Rahbek, C. (2005). The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology letters*, 8(2), 224-239.
- Rambo, H., Stelzenmüller, V., Greenstreet, S., Möllmann, C., Handling, & Browman, H. (2017). Mapping fish community biodiversity for European marine policy requirements. *ICES Journal of Marine Science*, 74(8), 2223-2238.
- Rapoport, E., & Monjeau, J. (2001). Areografía. En J. Llorente Bousquets, & J. Morrone, *Introducción a la Biogeografía en Latinoamérica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones* (págs. 23-30). México: UNAM.
- R-Core-Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*. Obtenido de <https://www.R-project.org/>
- Reyes-Bonilla, H., Lluch-Cota, S., Aranceta-Garza, F., Rojero-León, S., & Walther-Mendoza, M. (2013). La biodiversidad marina ante el cambio climático en Baja California Sur. En A. Ivanova, & A. Gamez, *Baja California Sur ante el cambio climático: vulnerabilidad, adaptación y mitigación* (págs. 185-205). UABCS-Gobierno del Estado de BCS. México.
- Rivoirard, J., & Wieland, K. (2001). Correcting for the effect of daylight in abundance estimation of juvenile haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) in the North Sea: an application of kriging with external drift. *Journal of Marine Science*, 58, 1272-1285.
- Robertson, D., & Allen, G. (2015). *Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de Información en línea*. Balboa, Panamá: Versión 2.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales. Obtenido de Versión 2.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones, Balboa, República de Panamá.: <https://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/pages>
- Robertson, D., & Cramer, K. (2009). Shore fishes and biogeographic subdivisions of the Tropical Eastern Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 380, 1-17.
- Rossiter, D. (2017). *An introduction to geostatics with R/gstat*. Ithaca, Nueva York: Cornell University.
- Rueda, M., & Defeo, O. (2003). Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 296(1), 93-112.
- Ruggiero, A. (2001). Interacciones entre la biogeografía ecológica y la macroecología: Aportes para comprender los patrones espaciales en la diversidad biológica. En J. Bousquets-Llorente, & J. Morrone, *Introducción a la Biogeografía en*

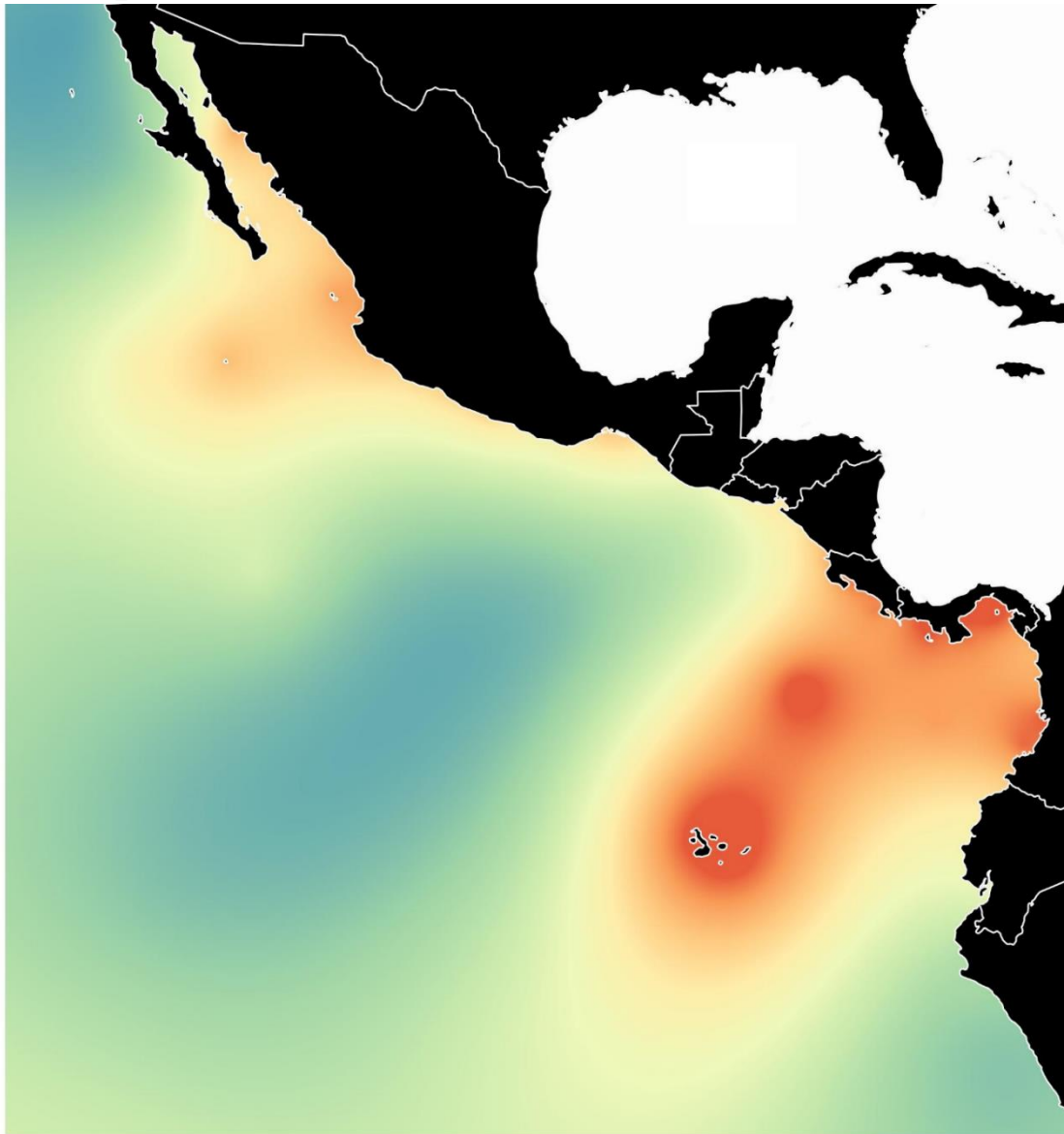
Latinoamerica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones (págs. 81-94). México: UNAM.

- Spalding, M., Helen, E., Allen, G., Davidson, N., Ferdaña, Z., Finlayson, M., . . . Robertson, J. (2007). Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, 573–583.
- Stranges, S., Cuervo-Robayo, A., Martínez-Meyer, E., Morzaria-Luna, H., & Reyes-Bonilla, H. (2019). Distribución potencial bajo escenarios de cambio climático de corales del género *Pocillopora* (Anthozoa: Scleractinia) en el Pacífico oriental tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90, 1-16.
- Tamme, R., Hiiesalu, I., Laanisto, L., Szava-Kovats, R., & Pärtel, M. (2010). Environmental heterogeneity, species diversity and co-existence at different spatial scales. *Journal of Vegetation Science*, 21(4), 796-801.
- Tapia-Silva, F. (2016). Modelado Geoespacial Conceptual aplicado a definición del. *Ciudad de México, Memorias. Primer Congreso Nacional de Ciencias Geoespaciales IEEE-CNCGI*.
- Tittensor, D., Mora, C., Jetz, W., Lotze, H., Ricard, D., Vanden-Berghe, E., & Worm, B. (2010). Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*, 466(7310), 1098-1103. doi:10.1038/nature09329
- Tyberghein L., Verbruggen H., Pauly K., Troupin C., Mineur F., & De Clerck O. (2012). A global environmental dataset for marine species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 272-281.
- Wackernagel, H. (2003). *Multivariate Geostatistics* (third ed.). Berlin: Springer-Verlag.
- Wootton, R. J. (1992). *Fish Ecology*. New York: University College of Wales.
- Worm, B., Sandow, M., Oschlies, A., Lotze, H., & Myers, R. (2005). Global patterns of predator diversity in the open oceans. *Science*, 309(5739), 1365-1369.
- Zapata, F., & Robertson, D. (2007). How many species of shore fishes are there in the tropical eastern pacific? *Journal of Biogeography*, 34(1), 32-51. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01586.x

8. Anexos

En esta sección se presentan los resultados obtenidos a diferentes escalas espaciales obtenidos para el POT.

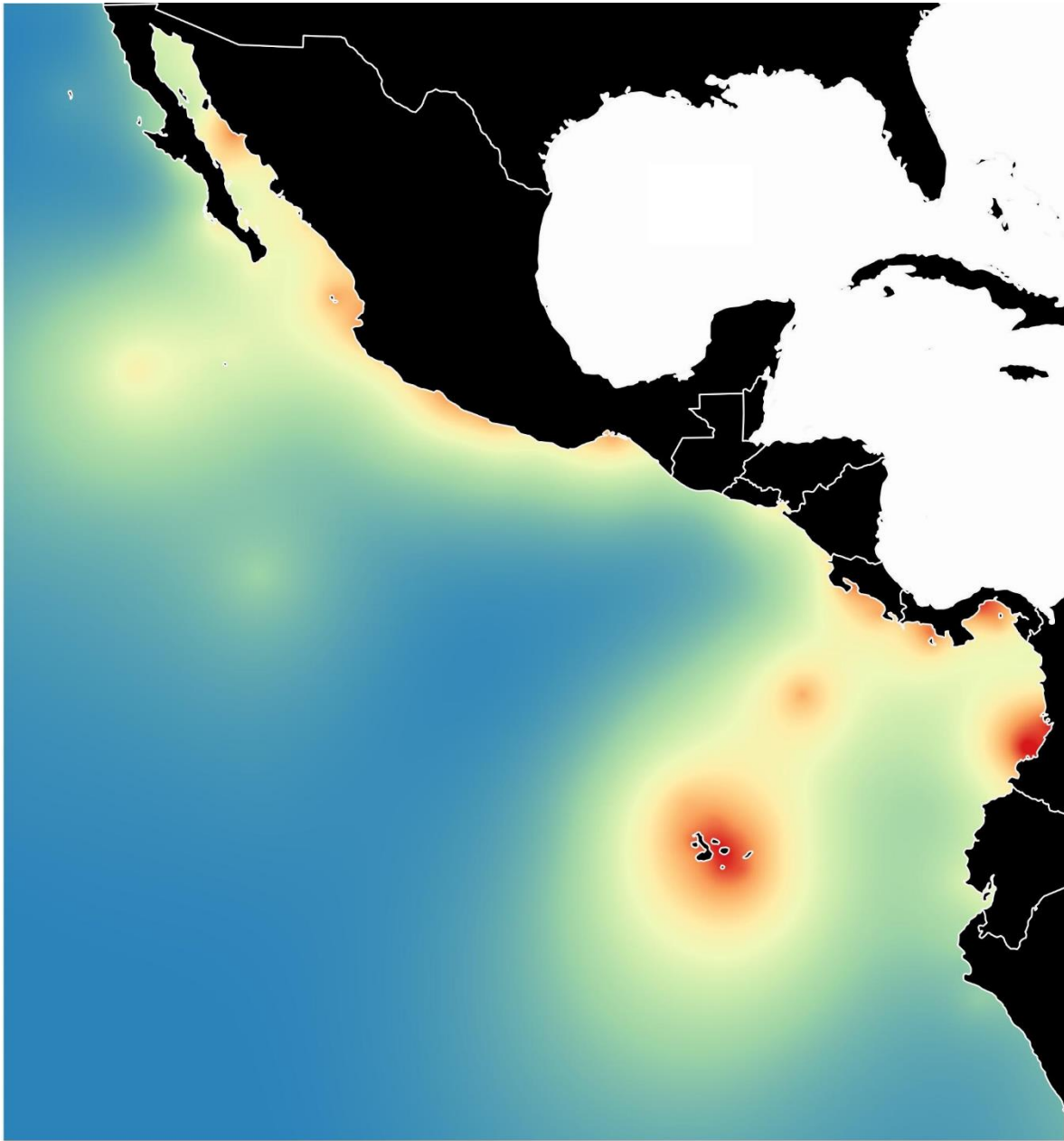
8.1 Riqueza predicha a 4 km



Riqueza de peces



Riqueza de especies de peces someros (<200 m.) del POT. La predicción para cada 4 km (lat./long.), se obtuvo mediante un modelo de variograma penta-esférico y KO ($R^2=0.044$).

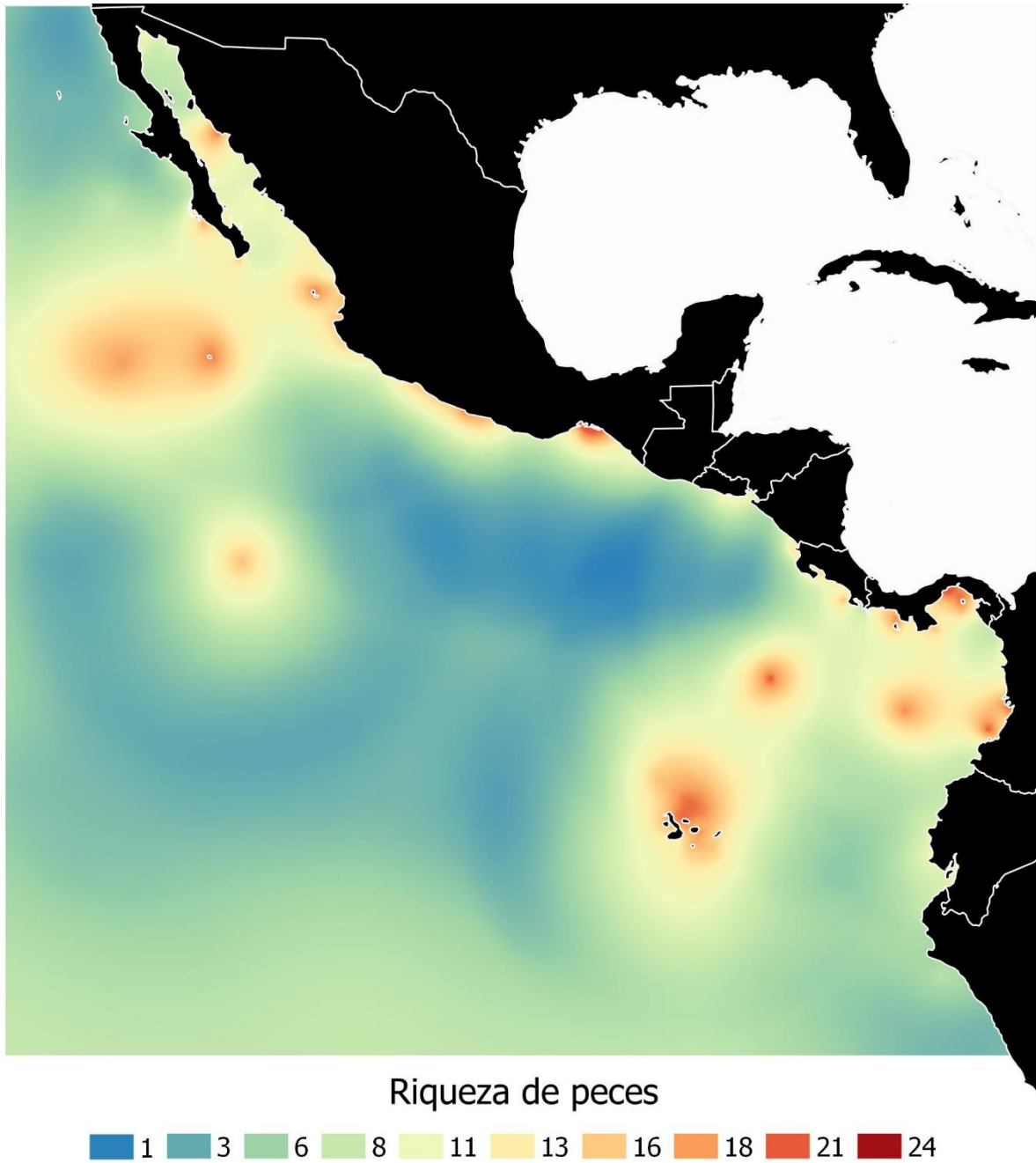


Riqueza de peces

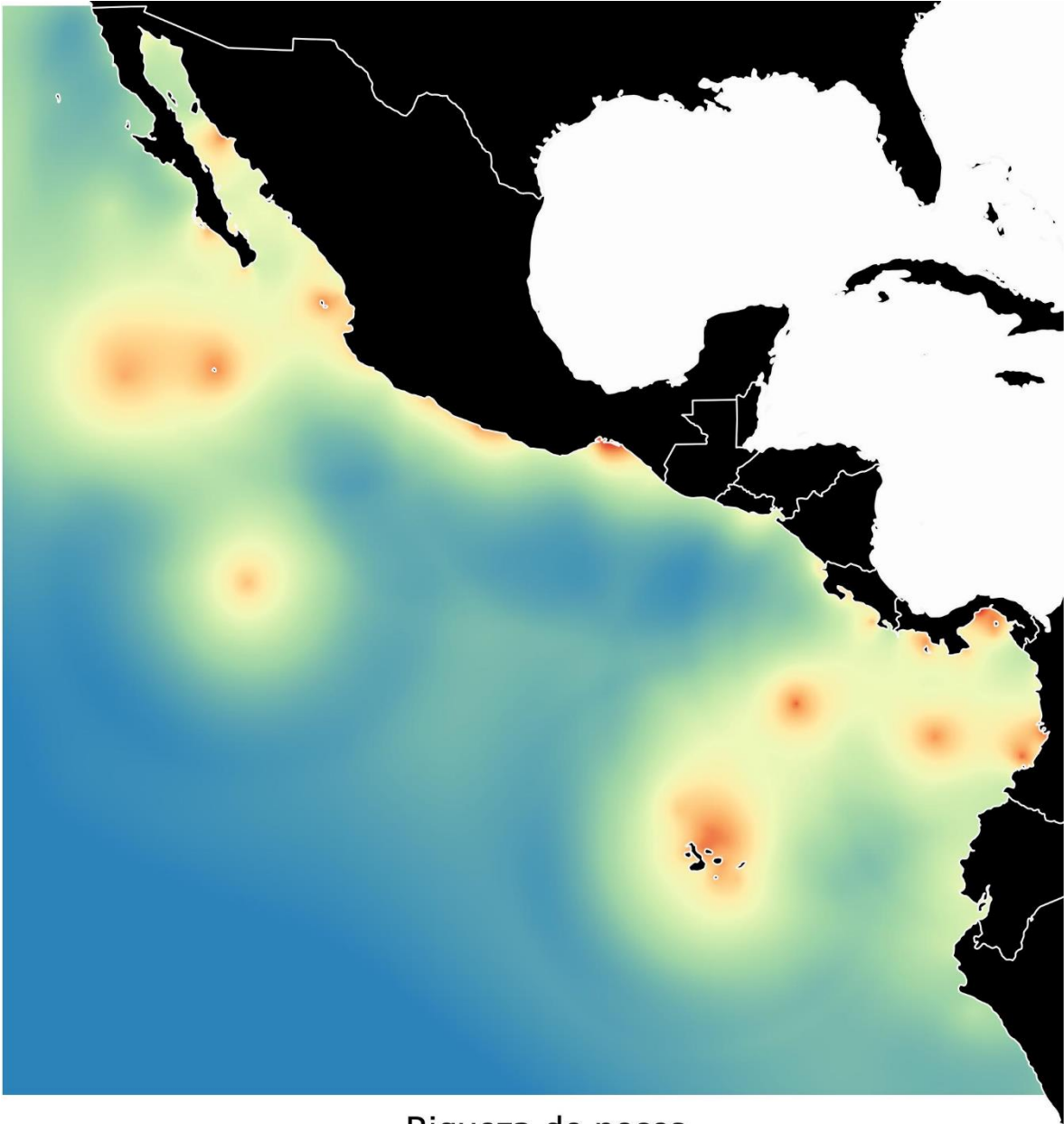


Riqueza de especies de peces someros (<200 m.) del POT. La predicción para cada 4 km (lat./long.), se obtuvo mediante un modelo de variograma penta-esférico y KU ($R^2=0.045$).

8.2 Riqueza predicha a 5 km



Riqueza de especies de peces someros (<200 m.) del POT. La predicción para cada 5 km (lat./long.), se obtuvo mediante un modelo de variograma penta-esférico y KO ($R^2=0.043$).

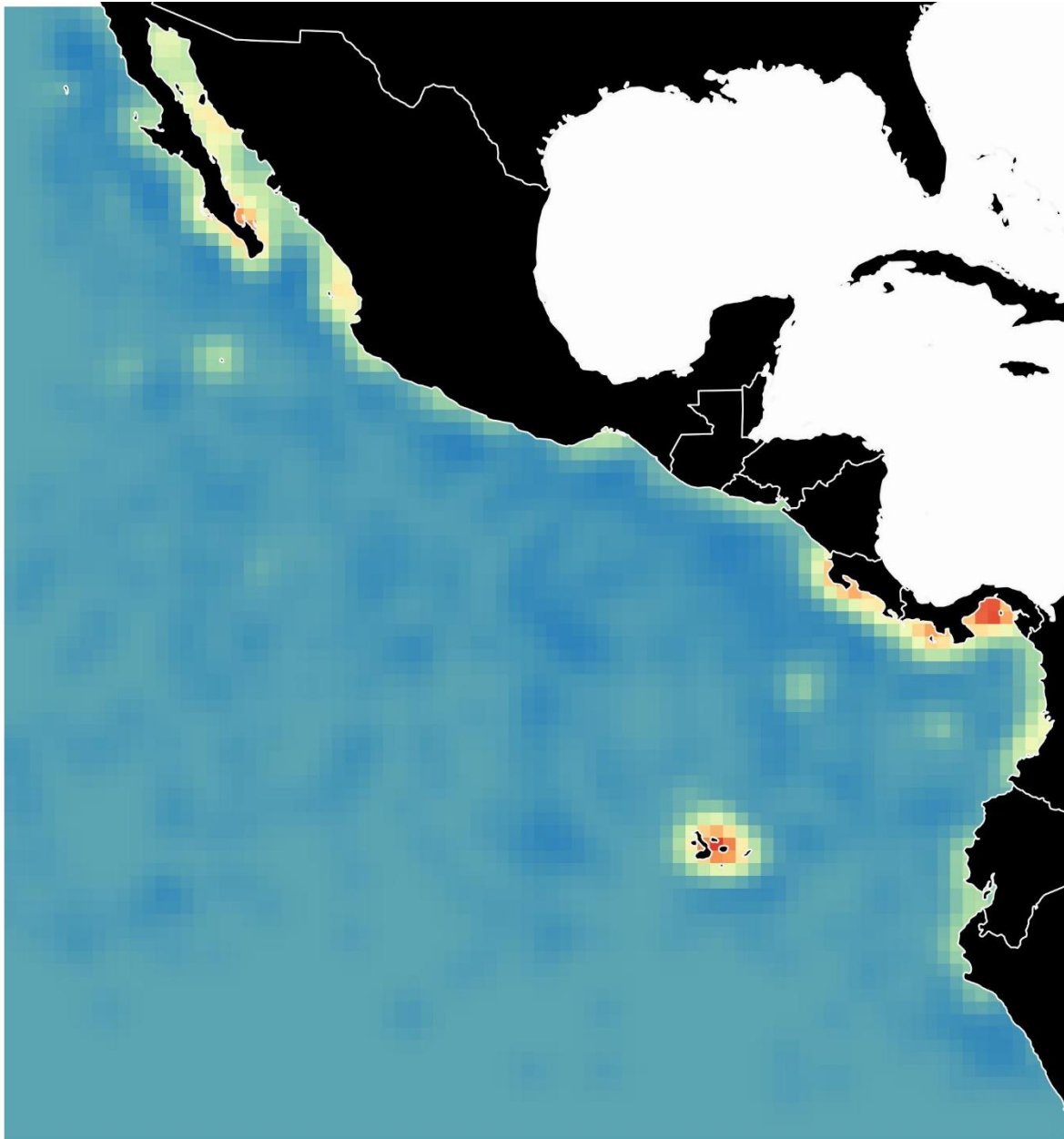


Riqueza de peces



Riqueza de especies de peces someros (<200 m.) del POT. La predicción para cada 5 km (lat./long.), se obtuvo mediante un modelo de variograma penta-esférico y KU ($R^2=0.035$).

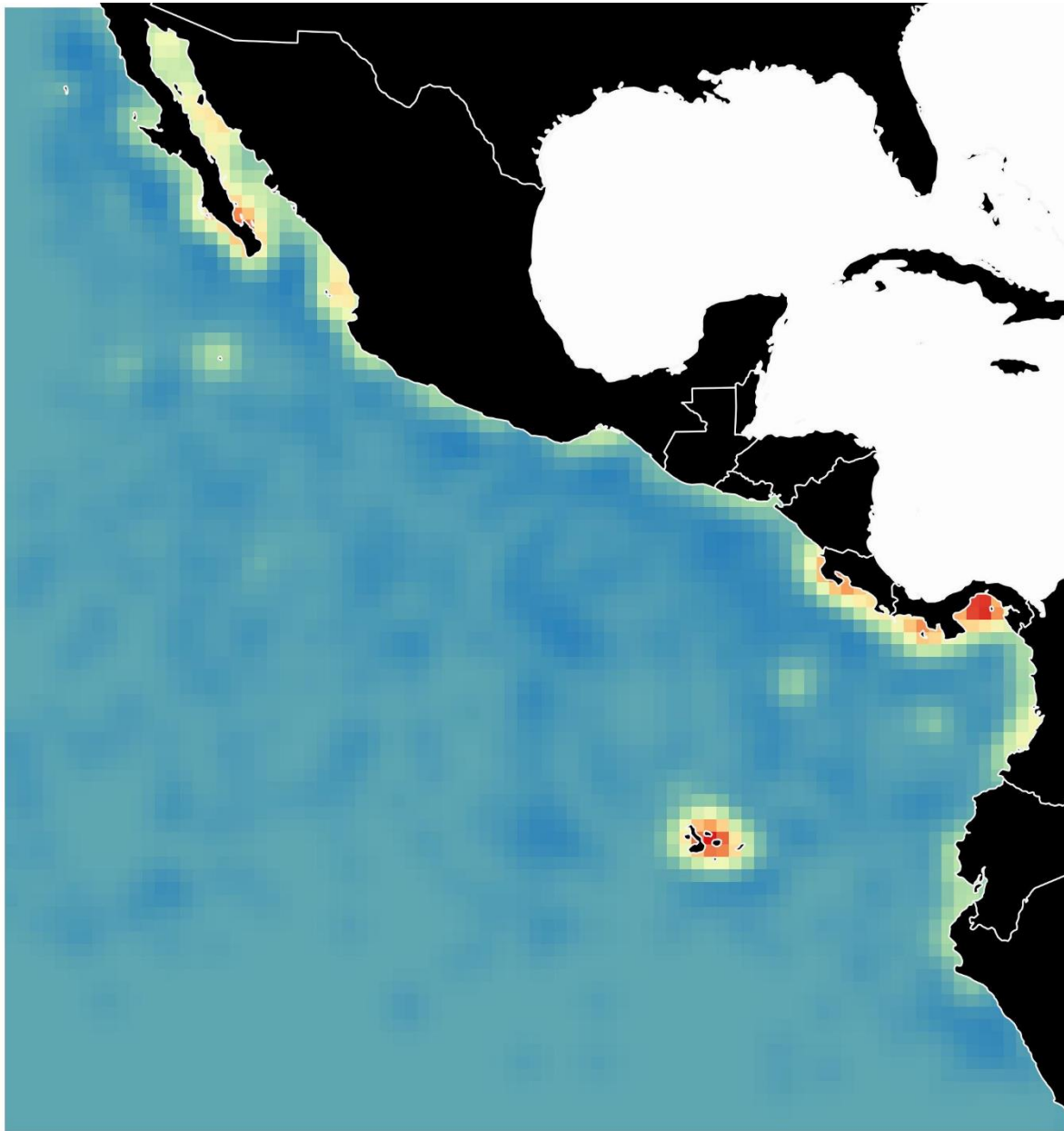
8.3 Riqueza predicha a 0.5°



Riqueza de peces



Riqueza de especies de peces someros (<200 m.) del POT. La predicción para cada 0.5° (lat./long.), se obtuvo mediante un modelo de variograma penta-esférico y KO ($R^2=0.43$).

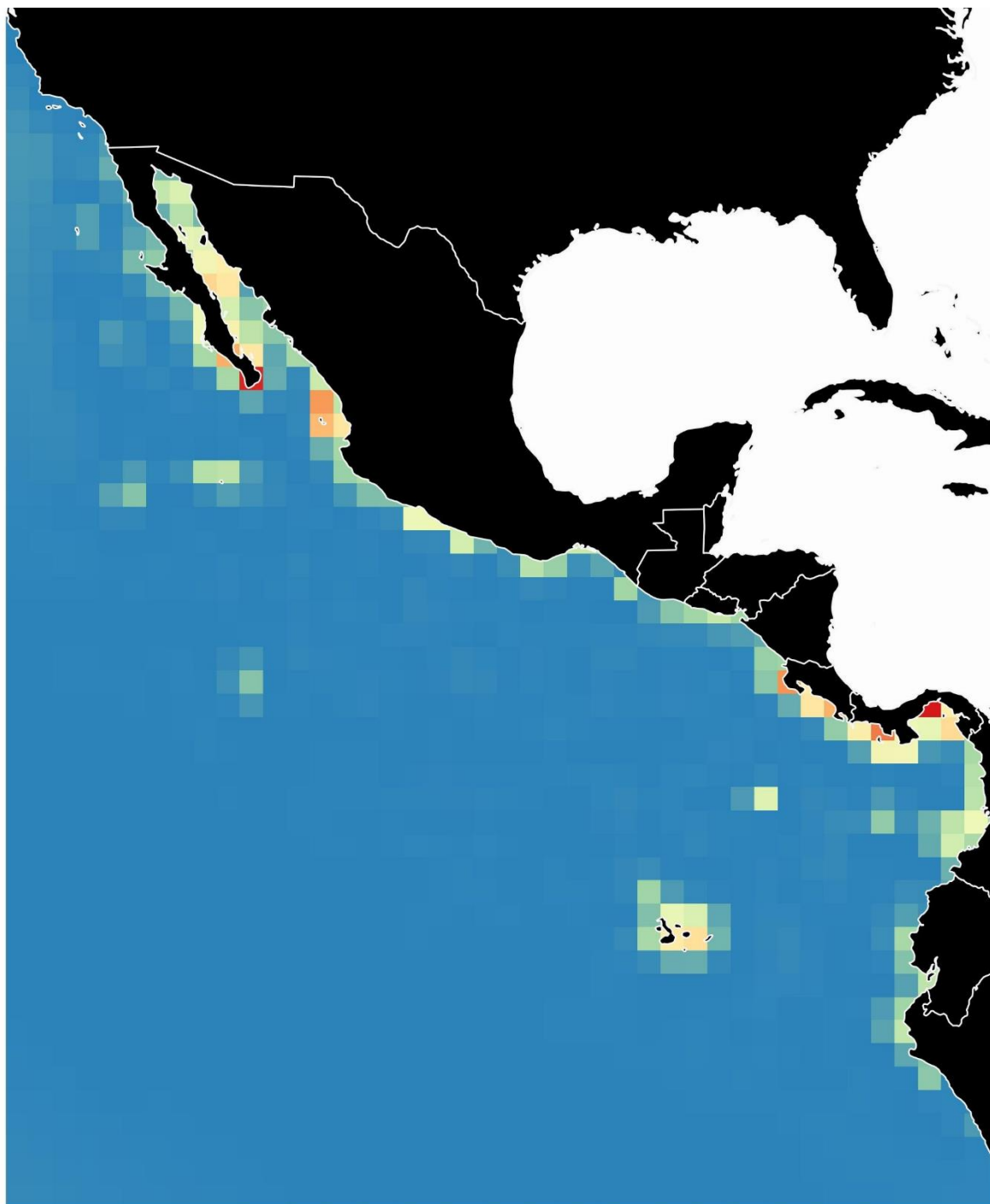


Riqueza de peces



Riqueza de especies de peces someros (<math><200\text{ m}</math>) del POT. La predicción para cada 0.5° (lat./long.), se obtuvo mediante un modelo de variograma penta-esférico y KU ($R^2=0.27$).

8.4 Riqueza predicha a 1°

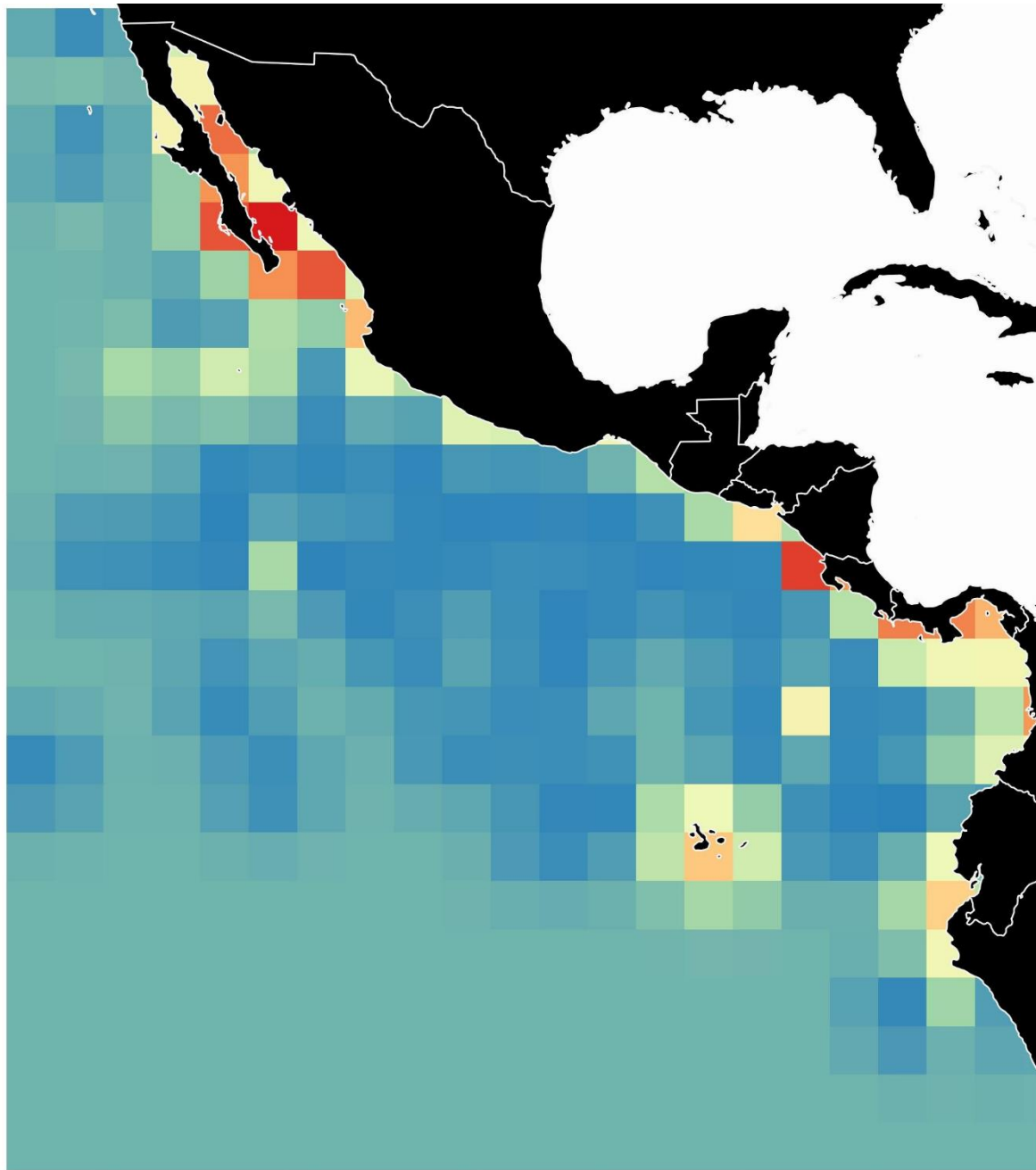


Riqueza de peces



Riqueza de especies de peces someros (<200 m.) del POT. La predicción para cada 1° (lat./long.), se obtuvo mediante un modelo de variograma penta-esférico y KU ($R^2=0.6$).

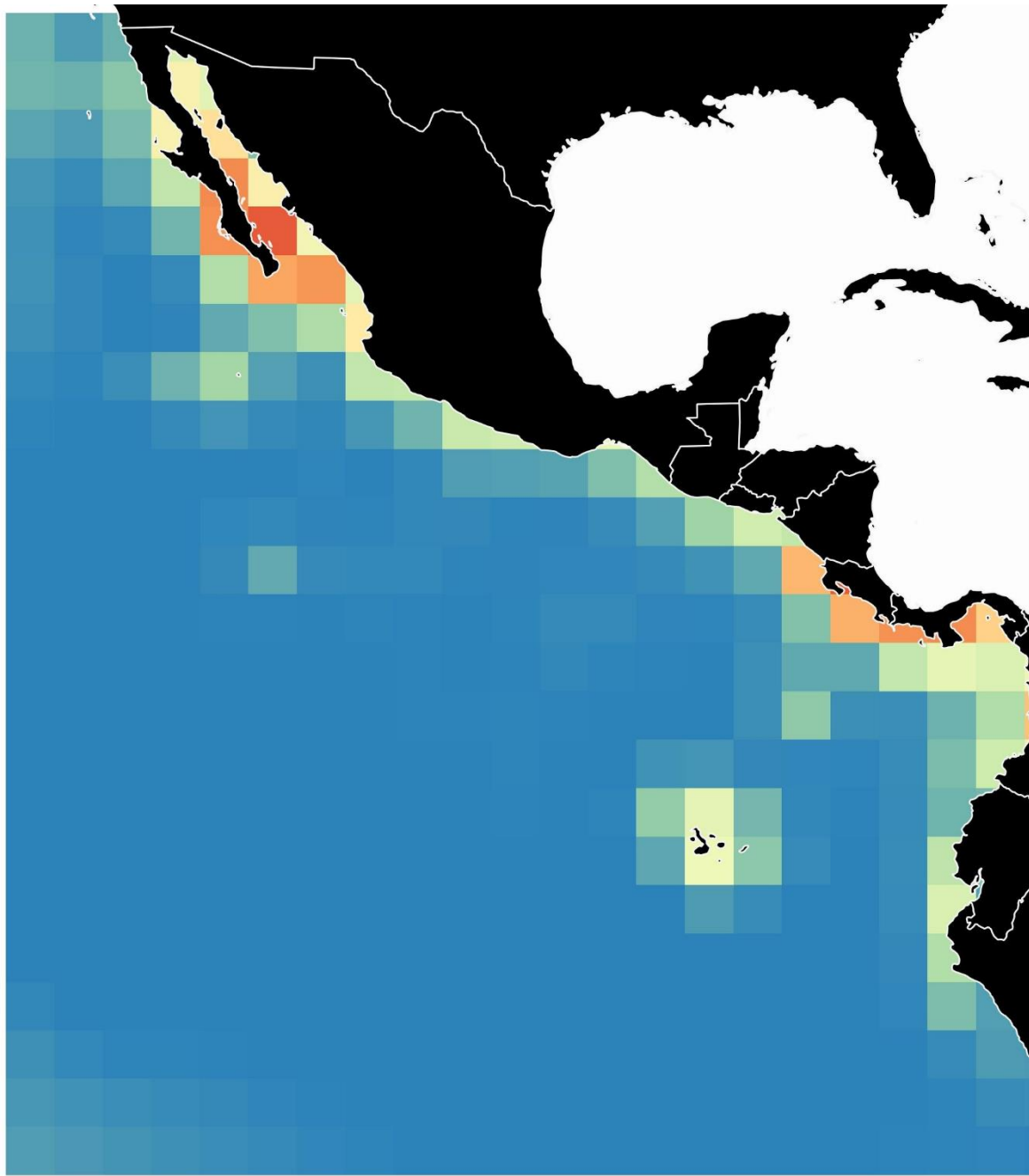
8.5 Riqueza predicha a 2°



Riqueza de peces

■ 4 ■ 56 ■ 109 ■ 162 ■ 214 ■ 266 ■ 319 ■ 371 ■ 423 ■ 476

Riqueza de especies de peces someros (<200 m.) del POT. La predicción para cada 2° (lat./long.), se obtuvo mediante un modelo de variograma penta-esférico y KO ($R^2=0.54$).



Riqueza de peces



Riqueza de especies de peces someros (<200 m.) del POT. La predicción para cada 2° (lat./long.), se obtuvo mediante un modelo de variograma penta-esférico y KU ($R^2=0.53$).



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE EXAMEN DE GRADO

No. 00066

Matricula: 2171802478

Análisis espacial de la riqueza de peces del Pacífico Oriental Tropical.



JAVIER ROSAS LOPEZ
ALUMNO

REVISÓ

MTRA. ROSALIA SERRANO DE LA PAZ
DIRECTORA DE SISTEMAS ESCOLARES

Con base en la Legislación de la Universidad Autónoma Metropolitana en la Ciudad de México, se presentaron a las 17:00 horas del día 13 del mes de julio del año 2020 POR VÍA REMOTA ELECTRÓNICA, los suscritos miembros del jurado designado por la Comisión del Posgrado:

DR. JOSE LUIS SILVAN CARDENAS
DR. OMAR VALENCIA MENDEZ
DR. AMILCAR LEVI CUPUL MAGAÑA

Bajo la Presidencia del primero y con carácter de Secretario el último, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS (ENERGIA Y MEDIO AMBIENTE)

DE: JAVIER ROSAS LOPEZ

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

Aprobar

Acto continuo, el presidente del jurado comunicó al interesado el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.

DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CBI

DR. JESUS ALBERTO OCHOA TAPIA

PRESIDENTE

DR. JOSE LUIS SILVAN CARDENAS

VOCAL

DR. OMAR VALENCIA MENDEZ

SECRETARIO

DR. AMILCAR LEVI CUPUL MAGAÑA