



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE
PECES DE LA ZONA COSTERA DE
NAYARIT, MÉXICO**

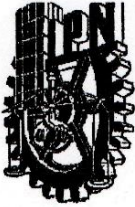
TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN
MANEJO DE RECURSOS MARINOS**

PRESENTA

JORGE FELIX PINTUELES TAMAYO

LA PAZ, B.C.S., JULIO DEL 2019



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 07 del mes de Junio del 2019 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

"ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE PECES
 DE LA ZONA COSTERA DE NAYARIT, MÉXICO"

Presentada por el alumno:

PINTUELES
 Apellido paterno

TAMAYO
 materno

JORGE FÉLIX
 nombre(s)

Con registro:

A	1	7	0	8	3	6
---	---	---	---	---	---	---

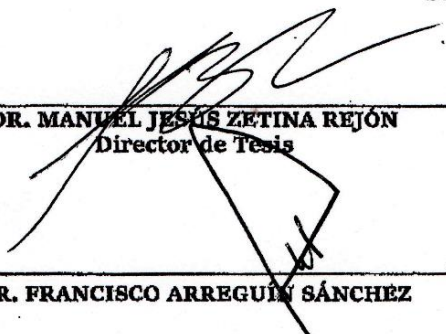
Aspirante de:

MAESTRIA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS


Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA DEFENSA DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA


Directores de Tesis



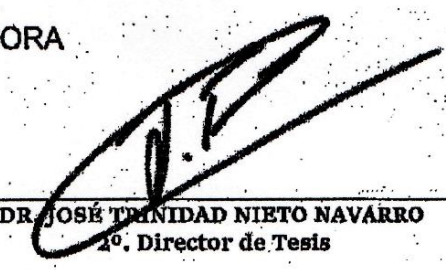
DR. MANUEL JESÚS ZETINA REJÓN
 Director de Tesis




DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ



DR. NORBERTO CAPETILLO PIÑAR

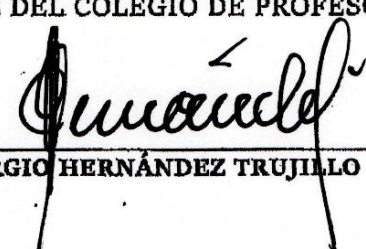


DR. JOSÉ TRINIDAD NIETO NAVARRO
 2º. Director de Tesis



DR. PABLO DEL MONTE LUNA

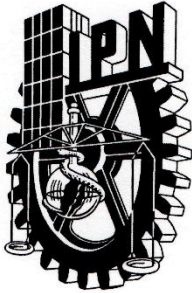
PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES



DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO



I.P.N.
 CICIMAR
 DIRECCIÓN



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 17 del mes de Junio del año 2019

El (la) que suscribe BIÓL. JORGE FÉLIX PINTUELES TAMAYO Alumno (a) del Programa

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro A170836 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. MANUEL JESÚS ZETINA REJÓN Y DR. JOSÉ TRINIDAD NIETO NAVARRO

y cede los derechos del trabajo titulado:

"ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE PECES

DE LA ZONA COSTERA DE NAYARIT, MÉXICO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: jfx282@gmail.com - mjzetina@gmail.com - nietojt@gmail.com

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

BIÓL. JORGE FÉLIX PINTUELES TAMAYO

Nombre y firma del alumno

A mis padres...

Agradecimientos

Agradezco a CICIMAR y a los apoyos económicos referidos al posgrado: las becas CONACYT, BEIFI y COFFAA. De igual manera a los proyectos que colaboraron con mi trabajo de tesis: SIP-20195986, CONACYT 155900 y 221705.

A mis directores Dr. Manuel Zetina Rejón y Dr. José Trinidad Nieto Navarro por brindarme sus oportunos consejos y siempre estar ahí. Al profe Trini, por ofrecerme su hogar en aquellas noches de trabajo durante las breves estancias en Nayarit. A Gladis y Delia por hacerme sentir en familia.

Al comité tutorial integrado por Dr. Pablo Del Monte Luna, Dr. Francisco Arreguín Sánchez y Dr. Norberto Capetillo Piñar por sus acertados comentarios y sugerencias para el desarrollo de mi trabajo de tesis.

Al Dr. Armando Hernández López por su ayuda en el diseño de los mapas de la tesis.

A la Universidad Autónoma de Nayarit en particular al Dr. Carlos Alberto Romero Bañuelos del Laboratorio de Contaminación y Toxicología Ambiental y sus estudiantes. A Noel, Moises, Nely, Cristal y todos los que cooperaron de una forma u otra en el procesamiento de mis muestras y en que tuviera una estancia placentera por Tepic.

A todos los buenos amigos que he ganado en este tiempo y con los que sigo cargando (Olivia, Adrián, Laly, Claudia, Marian, Ailet, Diana, Migue, Isa, Erick, Michelle, Yadian, Grace, Edgar, Jessica, Elena...). En especial a Doña Eva, Harumi y su familia por haberme acogido en su hogar apenas sin conocerme.

A mi familia por el apoyo constante, a pesar de la distancia, y haber confiado en mí cuando decidí venirme a estudiar a este país.

A La Paz....a México.

Tabla de Contenidos

Tabla de Contenidos	i
Resumen	iii
Abstract	iv
Listado de Tablas	v
Listado de Figuras	vi
Listado de Anexos	ix
1. Introducción.....	1
2. Antecedentes.....	4
2.1- Estructura de comunidades de peces	4
2.2- Ecosistemas costeros: peces de fondos blandos.....	5
2.3- Estudios con enfoques de diversidad taxonómica	6
2.4- Estudios con enfoques de diversidad funcional	7
3. Objetivos	10
4. Materiales y Métodos	11
4.1- Área de estudio	11
4.2- Muestreo y estandarización de los datos	12
4.3- Identificación y clasificación de los ejemplares	13
4.4- Análisis de la estructura de la comunidad	13
4.4.1- Abundancia de las especies	14
4.4.2- Diversidad ecológica.....	15
4.4.3- Diversidad taxonómica.....	16
4.4.4- Diversidad funcional.....	17
4.5- Medición de variables ambientales	19
5. Resultados	21
5.1- Composición, abundancia y diversidad ecológica.....	21
5.2- Diversidad taxonómica.....	26

5.3- Diversidad funcional	28
5.4 – Variables ambientales	35
6. Discusión	39
6.1- Composición, abundancia y diversidad ecológica.....	39
6.2- Diversidad taxonómica	46
6.3- Diversidad funcional	48
6.4- Limitaciones e implicaciones del estudio.....	51
7. Conclusiones.....	54
8. Literatura Citada.....	55
9. Anexos	75

Resumen

Aunque la región sureste del Golfo de California tiene una elevada diversidad íctica y una alta productividad biológica, la zona costera de Nayarit cuenta con pocos estudios al respecto. Siendo así, el objetivo de este trabajo es describir la variabilidad de la estructura de la ictiofauna de la zona costera de Nayarit durante un ciclo anual. Para ello, se recolectaron muestras biológicas en 10 estaciones durante los meses de febrero, mayo, julio y diciembre de 2014. También se registró la temperatura, profundidad, salinidad y materia orgánica y carbonatos en sedimentos. El análisis de la diversidad abordó sus tres facetas: ecológica, taxonómica y funcional. Se identificaron un total de 82 especies pertenecientes a 56 géneros, 31 familias, 11 órdenes y dos clases. Las especies más abundantes incluyeron a *Selene peruviana*, *Stellifer wintersteenorum*, *Cathorops* sp. y *Larimus argenteus*. Del total de especies identificadas el 67 % fueron consideradas como raras de acuerdo a su abundancia y frecuencia. Los valores de diversidad ecológica no revelaron un patrón espacio-temporal evidente. Asimismo, la mayoría de los valores de distinción taxonómica promedio presentaron los valores esperados. No obstante, algunos valores mostraron una baja diversidad taxonómica. Los índices de diversidad funcional mostraron una riqueza funcional estable y una redundancia en los atributos de las especies. Las variables ambientales analizadas no tuvieron una influencia marcada en la dinámica anual de la estructura comunitaria. Sin embargo, la presencia del fenómeno El Niño parece ser un factor que contribuyó a mantener constante la diversidad de la comunidad.

Palabras claves: Estructura comunitaria; ictiofauna; diversidad ecológica; diversidad taxonómica; diversidad funcional.

Abstract

Although the southeast region of the Gulf of California has a high fish diversity and high biological productivity, the coastal area of Nayarit has few studies in this regard. The main objective of this work is to describe the variability of the structure of the ichthyofauna in the coastal zone of Nayarit during an annual cycle. Biological samples were collected at 10 stations during the months of February, May, July and December 2014. The temperature, depth, salinity and organic material and carbonates in sediments were also recorded. The analysis of diversity included its three facets: ecological, taxonomic and functional. A total of 82 species belonging to 56 genera, 31 families, 11 orders and two classes were identified. The most abundant species included *Selene peruviana*, *Stellifer wintersteenorum*, *Cathorops* sp. and *Larimus argenteus*. Of the total of identified species, 67 % were considered as rare according to their abundance and frequency. The values of diversity did not reveal an evident spatio-temporal pattern. Likewise, most values of average taxonomic distinction presented the expected values. However, some values showed a low taxonomic diversity. The indices of functional diversity showed a stable functional richness and a redundancy in the attributes of the species. The environmental variables analyzed did not have a marked influence on the annual dynamics of the community structure. However, the presence of the El Niño phenomenon seems to be a factor that contributed to maintaining the diversity of the community constant.

Key words: Community structure; fishes; ecological diversity; taxonomic diversity; functional diversity.

Listado de Tablas

Tabla 1. Valores de profundidad media (m), materia orgánica (%) y carbonatos (%) para las 10 estaciones muestreadas en la zona costera de Nayarit durante 2014.....

Listado de Figuras

- Figura 1. Red de estaciones de muestreo de la ictiofauna presente en la zona costera de Nayarit, México durante 2014.....
- Figura 2. Abundancia relativa de las 10 especies más representativas en la zona costera de Nayarit durante 2014.....
- Figura 3. Diagrama Olmstead-Tukey para la ictiofauna de la zona costera de Nayarit durante 2014. Los ejes fueron construidos bajo \log_{10} y las líneas vertical y horizontal que dividen la gráfica en cuatro cuadrantes representan las medias de la abundancia relativa y la frecuencia relativa respectivamente.. ..
- Figura 4. Variación espacio-temporal de la riqueza específica de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante 2014.....
- Figura 5. Acumulación de la riqueza observada (curva de rarefacción con base en las muestras) de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante el 2014. En cada caso se muestra el valor medio acumulado y la desviación estándar (barras de error).....
- Figura 6. Índices de diversidad de Shannon-Wiener (H') (A) y equidad de Pielou (J') (B) de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante el 2014.....
- Figura 7. Intervalos de las disimilitudes entre las diez estaciones muestreadas de febrero, mayo, julio y diciembre de la ictiofauna en la zona costera de Nayarit durante 2014.....
- Figura 8. Índice de distinción taxonómica promedio ($\Delta+$) (A) e Índice de variación taxonómica promedio ($\Lambda+$) (B) de las diez estaciones muestreadas de febrero, mayo, julio y diciembre en la zona costera de Nayarit durante 2014. Se muestra el promedio (línea punteada) y la distribución de probabilidad al 95 % (líneas continuas).

Figura 9. Variación del índice de distinción taxonómica promedio ($\Delta+$) de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante el 2014.

Figura 10. Índices de diversidad funcional de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante el 2014: (A) Riqueza funcional, (B) Equidad funcional, (C) Divergencia funcional, (D) Dispersión funcional.....

Figura 11. Diagrama de radar conformado por 67 ejes que integran los radios del círculo, con una escala porcentual que va desde 0 (en el centro) a 100 (en la periferia). Cada eje representa los rasgos funcionales de la ictiofauna muestreada en la zona costera sur de Nayarit en los meses de (a) febrero, (b) mayo, (c) julio y (d) diciembre durante el 2014: Nivel trófico (NT), Ictio-invertívoros (IctioInv), Invertívoros (Inv), Omnívoros (Omniv), Piscívoros (Pisci), Planctívoros (Planct), Ovíparos con gestación oral (OVGO), Ovíparos con huevos bentónicos sin fase pelágica (OVHB), Ovíparos con huevos bentónicos y fase pelágica (OVHBP), Ovíparos con huevos pelágicos (OVHP), Vivíparos lecitotróficos (VIVLE), Vivíparos matrotroóficos (VIVMA), Arena (Ar), Lodo (Lod), Grava (Gr), Manglar (Man), Arrecifes (Arr), Agua dulce-Anfídromo (AD.A), Marinos (M), Marino-Anfídromo (M.A), Compresiformes (C), Depresiformes A (DA), Depresiformes B (DB), Fusiformes (F), Globiformes (Gl), Sagitififormes (S), Teniformes (T), Demerso-pelágicas (DEPEL), Demersales de fondos blandos (DFB), Demersales de fondos Mixtos (DFM), Pelágicas-neríticas (PENER), Pelágicas-oceánicas (PEOCE), Largo total (LT), Incluida (Incl), Inferior (Inf), Oblicua (Obl), Protráctil (Prot), Proyectante (Proy), Superior (Sup), Terminal (Ter), Tubular (Tub), Ventral (Ven), Anfiamericanas (AA), Circumtropicales (CT), Provincia de San Diego (PS), Provincia de Cortés (PC), Provincia Mexicana (PM), Provincia Panámica (PP), Islas Galápagos (PG), Asimétrica (Asim), Confluente (Conf), Doble emarginada (D.emar), Emarginada (Emar), Furcada (Fur), Sin caudal (No.cau), Punteada (Punt), Redondeada (Red), Truncada (Trun).

- Figura 12. Temperatura superficial del mar ($^{\circ}\text{C}$) (A) y temperatura de fondo del mar ($^{\circ}\text{C}$) (B) correspondiente a las estaciones muestreadas en la zona costera de Nayarit durante el 2014.....
- Figura 13. Salinidad promedio (ppt) correspondientes a las 10 estaciones muestreadas en la zona costera de Nayarit durante el 2014.....
- Figura 14. Distribución de la concentración de materia orgánica (%) correspondiente a las 10 estaciones muestreadas en la zona costera de Nayarit de 2014.....
- Figura 15. Distribución de la concentración de carbonatos (%) correspondiente a las 10 estaciones muestreadas en la zona costera de Nayarit de 2014.....
- Figura 16. Serie temporal de anomalías de la temperatura superficial del mar durante el período 1994 – 2018.....

Listado de Anexos

Anexo 1. Composición y abundancia relativa (AR %) de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante 2014.

Anexo 2. Rasgos funcionales de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante 2014.....

1. Introducción

El estudio de las comunidades de peces en las zonas costeras es útil para comprender su dinámica en tiempo y espacio. Por ejemplo, al analizar un ecosistema que presenta gran heterogeneidad espacial, esto conlleva a encontrar una diversificación de hábitats, lo que permite la existencia de una mayor riqueza y diversidad de peces (Hook, 1991). De esta forma, un mayor número de especies de peces, se traduce en diferentes respuestas biológicas a través de variadas estrategias de historia de vida o habilidades fisiológicas (Ramos-Miranda *et al.*, 2005).

Generalmente, para el análisis de la composición de una comunidad se utilizan índices de diversidad ecológica los cuales son expresados en términos de número de especies presentes (riqueza específica) y distribución de las abundancias (equidad) (Ramos-Miranda *et al.*, 2005; Somerfield *et al.*, 2008; Escobar, 2012). Estos índices resumen información en un solo valor y permiten hacer comparaciones rápidas y sujetas a pruebas estadísticas entre la diversidad de hábitats o la diversidad de un mismo hábitat a través del tiempo (Magurran, 1988). Así mismo, ofrecen una vista incompleta de la biodiversidad (Villéger *et al.*, 2010), pues no tienen en cuenta las diferencias taxonómicas y atributos funcionales que existen entre las especies (Ramos-Miranda *et al.*, 2005; Somerfield *et al.*, 2008; Villéger *et al.*, 2010). En este sentido, la diversidad taxonómica analiza la variabilidad en el grado de parentesco taxonómico que tienen las especies en una comunidad (Ramos-Miranda *et al.*, 2005; Abellán *et al.*, 2006). Por su parte la diversidad funcional puede medirse como la heterogeneidad y rango de los rasgos funcionales que posee la biota de un ecosistema (Wright *et al.*, 2006).

En México se conoce un total aproximado de 2 763 especies ícticas, lo que representa un 10% de las especies de peces descritas en el mundo (Espinosa-Pérez, 2014). Dicha diversidad está en correspondencia con la gran variedad de ambientes presentes y zonas biogeográficas (Castro-Aguirre *et al.*, 2006; Nieto, 2010; Palacios-Salgado, 2011). Este territorio está incluido entre dos regiones biogeográficas: la neártica y la neotropical. Particularmente para el Pacífico mexicano están definidas 4 provincias biogeográficas: la San Dieguina

o Califórica, la Cortesiana (sinuscaliforniana), la Mexicana y la Panámica (Briggs, 1974; González-Acosta *et al.*, 2018). Dentro de estas regiones se estiman alrededor de 1121 especies conocidas, siendo el Golfo de California la zona con mayor diversidad y número de endemismos (Espinosa-Pérez, 2014).

Por su parte, la región centro occidental del Pacífico mexicano es un área muy dinámica, influida por varias masas de aguas (corriente de California, Golfo de California y Pacífico Tropical) (Lavin & Marinone, 2003). Estas condiciones favorecen la presencia de especies de peces de afinidad tropical, templada y especies transicionales templado-cálidas (Gutiérrez-Sánchez *et al.*, 2007).

El litoral del estado de Nayarit alberga una gran diversidad de especies de interés científico, recreativo y comercial (ballena jorobada, tortugas marinas, peces de pico, pelágicos menores, cabrillas, pargos etc.) (Sánchez-González, 2000). Cuenta con hábitats de zonas someras de playas arenosas, manglares, áreas de litoral pedregoso, acantilados, zonas con arrecifes coralinos y aguas abiertas (Moncayo-Estrada *et al.*, 2006). Además presenta abundantes ríos con cuencas de drenaje pequeñas que afectan considerablemente los procesos del litoral aportando sedimentos, materia orgánica y nutrientes (Amezcu-Linares, 1996; Lluch-Cota *et al.*, 2007).

En esta zona se practica la pesca por arrastre de camarón, siendo Nayarit uno de los estados que mayores volúmenes de captura aportan al país (CONAPESCA, 2011). Se ha propuesto que esta actividad industrial genera impactos negativos sobre el ecosistema marino (Gillett, 2010; Foster & Vincent, 2010) causando alteración en la estructura de las comunidades de fondos blandos y pérdida de diversidad (McConnaughey *et al.*, 2000). Dicha pesquería es generalmente referida como una de las menos selectivas, provocando la mortalidad de especies que son capturadas incidentalmente (García & Gómez, 2005). Autores como Lewison *et al.* (2004) y Madrid-Vera *et al.* (2007) han estimado que por cada kilogramo de camarón, se capturan y descartan entre diez y veinticinco kilogramos de fauna de acompañamiento, la cual está constituida básicamente por peces (Rábago-Quiroz *et al.*, 2008, Rodríguez-Romero *et al.*, 2009). Herrera-Valdivia *et al.* (2016) analizaron las capturas en dos temporadas de pesca en el Golfo de California y encontraron que 70.7% del total pertenecía a ictiofauna.

Siendo así, son numerosos los trabajos donde se analiza la fauna de acompañamiento a partir de los datos de capturas durante las temporadas regulares de pesca. Sin embargo, son pocos los estudios en Nayarit que parten de muestreos sistemáticos de ictiofauna y que toman en cuenta, además, la heterogeneidad del ambiente. Teniendo en cuenta estos elementos y que la ictiofauna de la zona costera de Nayarit no ha sido evaluada en términos taxonómicos y funcionales, este estudio busca identificar posibles escenarios de pérdida de biodiversidad; o simplemente mantener actualizados los inventarios ictiofaunísticos.

2. Antecedentes

2.1- Estructura de comunidades de peces

La ictiofauna marina ha sido abordada desde diferentes enfoques, siendo muchos de estos dirigidos al análisis ecológico de las comunidades. Dentro de los estudios comunitarios, la diversidad ecológica y su cuantificación han sido clave para comprender la dinámica de los ecosistemas. Tal es el caso de patrones de variación espacio-temporal y el hecho que las medidas de la diversidad sean frecuentemente consideradas como indicadores del bienestar de los sistemas ecológicos (Magurran, 1988; Castro-Aguirre *et al.*, 1999).

Uno de los componentes de la diversidad es el número de especies presentes en una comunidad. Este va a depender de las características del sitio donde se desarrollan, o sea, van a estar aquellas especies cuyos requerimientos en cuanto a condiciones y acceso a los recursos sean posibles (Aguilera & Silva, 1997). A su vez, unas especies pueden impedir que otras similares coexistan (principio de exclusión competitiva), o la presencia de un depredador puede hacer que dos competidoras se mantengan en baja densidad y por lo tanto no haya exclusión (Ruocco *et al.*, 2012). De esta forma, el ambiente determina qué especies pueden estar potencialmente en un sitio, mientras que las interacciones determinan cuáles especies de ese conjunto van a formar parte de la comunidad (Moreno, 2001).

Otro componente de la diversidad es la equitatividad, que se refiere a cómo la abundancia (número de individuos o biomasa) se distribuye entre las especies de la comunidad (Krebs, 1999). La abundancia puede mostrar patrones bien marcados de especies dominantes, comunes, ocasionales y raras. De ahí que se presenten especies que pueden ser abundantes en peso, pero diferir sustancialmente en número de individuos (Moreno, 2001).

La estructura de las comunidades ícticas en hábitats costeros, también puede ser explicada por la variabilidad ambiental a escala estacional. La variabilidad estacional está condicionada por la temporalidad climática y la geomorfología local. Se ha determinado que los factores físico-químicos del medio como temperatura, salinidad, corrientes, mareas, frecuencia e intensidad de vientos y volumen de descarga de ríos determinan la estructura y función de

la comunidad de peces (Ramos-Miranda *et al.*, 2006). Varios estudios realizados en otras partes del mundo muestran que se presentan variaciones en la estructura de las comunidades de peces, principalmente en su composición y abundancia relativa, por cambios en las fluctuaciones de estos parámetros (Amezcu-Linares, 1977; Quinn, 1980 y Mendoza *et al.*, 2009).

2.2- Ecosistemas costeros: peces de fondos blandos

Se denominan peces bentónicos y demersales a los que viven asociados al fondo marino, cerca de este o temporalmente en contacto con él, y llegan hasta profundidades de aproximadamente 500 metros (Lalli & Parsons, 1993). Según Amezcu-Linares *et al.* (2009) en el litoral occidental de México se estiman alrededor de 1 500 especies ícticas demersales. Además del valor ecológico inherente de estas especies (Soberón-Chávez, 1984), muchas de ellas son consideradas recursos pesqueros con alto valor en el mercado (Ulloa-Ramírez *et al.*, 2008). Tanto a escala nacional como en particular para el estado de Nayarit, la pesca de escama tiene una mayor incidencia sobre algunos grupos, principalmente pargos, lenguados, sierras, corvinas y mojarras. El resto de las especies son consideradas de menor categoría, sin embargo, son relevantes en el comercio local y doméstico por ser el sustento para las comunidades pesqueras (Ulloa *et al.*, 2008). La alta diversidad íctica presente en estos ambientes es el reflejo de un sistema dinámico, donde las especies han desarrollado adaptaciones fisiológicas y conductuales (Yáñez-Arancibia, 1986). Estos elementos ligados con la importancia económica de muchos peces, hacen que sean uno de los grupos biológicos más estudiados en los ambientes costeros (Unsworth *et al.*, 2009).

Numerosos estudios de comunidades de peces de fondos blandos se han enfocado al análisis de diversidad a lo largo de la costa del Pacífico mexicano (Rodríguez-Romero *et al.*, 1998; Barjau-González, 2012; Juaristi, 2014). Los estudios de la estructura de comunidades de peces más próximos a la zona del presente estudio son los realizados por Carlos *et al.* (2007) quienes determinan la diversidad y abundancia de la comunidad de peces del sistema estuarino-lagunar “El Custodio” en Nayarit. Estos autores encontraron una elevada diversidad de especies de acuerdo al tamaño del área analizada. Además, las abundancias de las especies presentaron un gradiente en el tiempo, al

distinguirse la influencia del verano y del invierno. Con respecto al gradiente espacial, este se relacionó con la influencia marina, el tipo de fondo y la profundidad. Nieto-Navarro *et al.* (2013) analizaron la estructura y organización de la ictiofauna de fondos blandos al sur de Sinaloa y norte de Nayarit. Aquí se encontraron diferencias entre épocas climáticas y las variables con la correlación más fuerte con la abundancia de especies de peces fueron la temperatura del fondo del mar, en combinación con la profundidad y la latitud. Por otro lado, Palacios-Salgado (2011) caracterizó la composición y diversidad funcional de peces asociados a la pesca de camarón en cinco regiones del Pacífico mexicano. En este estudio, los atributos ecológicos y morfológicos analizados, indicaron una similitud en la estructura funcional de las asociaciones de peces demersales, a pesar de las diferencias halladas en riqueza y composición taxonómica.

2.3- Estudios con enfoques de diversidad taxonómica

Por mucho tiempo la riqueza de especies y su abundancia fueron los elementos fundamentales de los análisis ecológicos; sin embargo, las especies por si solas no son suficientes para realizar un análisis completo de la comunidad (Clarke & Warwick, 2001). Debido a esto, se propusieron diferentes alternativas con el fin de superar los alcances convencionales. Se consideró que existía una relación entre las especies y los niveles taxonómicos superiores a los que pertenecen, debido a que algunas respuestas en las comunidades son más fácilmente detectadas a nivel de Género, Familia, Orden, Clase y Phylum (Warwick & Clarke, 1995).

Warwick & Clarke (1995) introdujeron el concepto de la distintividad o distinción taxonómica, como la medida en que los individuos están relacionados o emparentados unos con otros en un ensamblaje. Varios autores han propuesto que una comunidad compuesta por especies cuyas relaciones filogenéticas sean más lejanas, puede considerarse más diversa que una comunidad cuya relación filogenética entre sus especies sea más cercana (Hall & Greenstreet, 1998).

Estos índices tienen varias ventajas como herramienta de medición de la biodiversidad en contexto con el impacto ambiental. Tales propiedades incluyen una independencia relativa al esfuerzo de muestreo, ya que permiten comparar

entre estudios donde este difiere (Abellán *et al.*, 2006) y se pueden relacionar con la diversidad funcional (Warwick & Light, 2002; Sathianandan, 2011).

Según varios autores, el grupo de índices de distinción taxonómica ha sido útil para medir perturbaciones en la biodiversidad por factores naturales y antropogénicos en los ecosistemas marinos (Warwick & Clarke, 1998; Warwick & Light, 2002; Leonard *et al.*, 2006). Por ejemplo, algunas especies de diferentes grupos taxonómicos han respondido a variaciones climáticas modificando sus rangos de distribución (Parmesan & Yohe, 2003; Hickling *et al.*, 2006). Por otro lado, estudios con datos de peces de fondo para áreas marinas alrededor de Gran Bretaña han revelado claras diferencias en la distinción taxonómica, lo cual puede estar relacionado con el esfuerzo de arrastre (Leonard *et al.*, 2006). No obstante, Bevilacqua *et al.* (2011) plantean que estos índices no han sido precisos para distinguir entre sitios perturbados y no perturbados, indicando baja sensibilidad al detectar variaciones en las comunidades debido a disturbios humanos.

2.4- Estudios con enfoques de diversidad funcional

Los rasgos ecomorfológicos se han utilizado durante varias décadas para evaluar nichos ecológicos de peces y luego buscar reglas de ensamblaje en sus comunidades (Bellwood *et al.*, 2002; Mason *et al.*, 2008a; Mason *et al.*, 2008b) y relaciones entre los rasgos de los peces y los ambientes (Wainwright & Bellwood, 2002). En los últimos años se ha comprobado que el enfoque de la diversidad de la comunidad con base en rasgos funcionales, tiene mayor representatividad ecológica que otras metodologías diseñadas en función de la composición y/o riqueza de especies (Escobar-Toledo *et al.*, 2013; Payan, 2015). Por ello, algunos autores plantean que el análisis funcional constituye posiblemente el componente más relevante en los estudios comunitarios (Sommerfield *et al.*, 2008).

En el contexto de la diversidad funcional, se reconoce que uno de los roles ecológicos principales que desempeñan los peces en los ecosistemas marinos es el control del número de especies y abundancia de los consumidores por medio de la competencia y la depredación (Bonaviri *et al.*, 2009). Además, transforman la energía a través del consumo directo de productos primarios,

detritus entre otras materias y hacen disponible esta energía a niveles tróficos superiores (Ramírez-Villarreal, 1994). Simultáneamente contribuyen al transporte y flujo energético entre un sitio y áreas circundantes, debido a los procesos de migración (Yagi *et al.*, 2011; Barneche *et al.*, 2014).

Por otra parte, los estuarios tropicales producen una gran diversidad de hábitats como manglares, lechos de pastos marinos, sedimentos lodosos o arenosos. Por tanto, se puede esperar que estos hábitats y sus comunidades asociadas respondan de diferentes maneras frente a posibles disturbios (Villegger *et al.*, 2010). Por ejemplo, varios estudios han informado pérdida de pastos marinos a raíz de cambios ambientales drásticos inducidos por la influencia humana, como la eutrofización (Lotze *et al.*, 2006). Estas alteraciones pueden traer consigo un efecto negativo o, peor aún, la desaparición de poblaciones y como consecuencia, la pérdida de algunas funciones del ecosistema y una disminución de la productividad secundaria (Micheli & Halpern, 2005).

Según Blondel (2003) al conocer los grupos funcionales de un sitio se puede determinar la resiliencia de la comunidad en el ecosistema. Esto debido a que, al encontrar la similitud de los atributos funcionales entre las especies de una comunidad, se puede tener una aproximación del grado de “equivalencia ecológica” (Krebs, 2008). En otro sentido esto pudiera entenderse como una desventaja para la viabilidad del ecosistema. Aquellas comunidades de peces con un alto nivel de especies redundantes donde pocas de ellas complementan los roles funcionales necesarios, podrían ser las menos capaces de resistir a cambios dentro de la comunidad (Jennings & Kaiser, 1998). Esto se debe a que las perturbaciones tienden a afectar a las especies de manera diferencial según sus características biológicas y fisiológicas (Mouillot *et al.*, 2013). Por el contrario, la singularidad funcional se ha demostrado que es un factor determinante en la estabilidad de los ecosistemas (Naeem, 1998). Una única especie que realice una de las funciones en el ecosistema puede resultar la más afectada ante cambios ambientales, pues se supone que esté fuertemente asociada a nichos particulares (Fonseca & Ganade, 2001).

La diversidad funcional se reconoce cada vez más en el ámbito ecológico como un enfoque importante para comprender los mecanismos de convivencia de las especies y los ensamblajes comunitarios (Mouchet *et al.*, 2010). Sin

embargo, su cuantificación es a menudo difícil de entender debido al análisis de grupos funcionales. De cierta forma, esto trae consigo una pérdida de información pues hace ambigua la interpretación de especies a grupos (Villéger *et al.*, 2008).

3. Objetivos

Objetivo general

Describir la variabilidad de la estructura de la ictiofauna de la zona costera de Nayarit durante un ciclo anual.

Objetivos específicos

- Describir la variabilidad espacio-temporal de la composición y abundancia de la ictiofauna de la zona costera de Nayarit durante un ciclo anual.
- Analizar la variabilidad espacio-temporal de la diversidad ecológica, taxonómica y funcional de la ictiofauna en la región durante un ciclo anual.
- Relacionar la variabilidad de la estructura de la ictiofauna con la variabilidad ambiental.

4. Materiales y Métodos

4.1- Área de estudio

La zona costera de Nayarit tiene una extensión de 289 km de longitud y se localiza en la región occidental del territorio mexicano entre los 20.5°-22.2°N y los 105.3°-105.5°W (Figura 1). Alrededor de toda su franja costera se ubican 66 977 ha de ambientes estuarinos y bahías lodosas con amplias extensiones de manglares (Conabio, 2008). En esta región se concentran alrededor del 20% de los manglares del país. Tales humedales se conocen como “Marismas Nacionales” y son los más extensos sobre el Pacífico, siendo uno de los humedales más importantes de América (Martínez *et al.*, 2014).

Esta región se caracteriza además por la presencia de varias desembocaduras de ríos entre los que resalta el río Santiago, también conocido como río Grande o Tololotán con su cabecera en el Lago Chapala. Este recorre 412 km y luego de recibir varios afluentes o tributarios, desemboca en el Océano Pacífico al norte de la Bahía de San Blas (Valencia Huerta, 1980).

Aunque la vegetación predominante es el mangle también existen plantas adaptadas a vivir en dunas o zonas de alta concentración salina; transportando así, aguas ricas en nutrientes que promueven la productividad biológica en la región. De tal forma, estos ecosistemas costeros brindan las condiciones de crianza necesarias para una gran variedad de especies (Ortiz-Pérez *et al.*, 2006).

Esta región tiene la influencia principalmente de los vientos del oeste que se generan en el océano Pacífico y en menor medida por los vientos alisios, que se originan en el océano Atlántico (Sánchez-Santilla & De la Lanza-Espino, 1994). De manera general, la plataforma continental en esta zona es estrecha a lo largo de la línea de costa y se ensancha frente a las Islas Marías (Reguero & García-Cubas, 1989). El clima de la región costera es subtropical-tropical con una temperatura media anual de 25°C. La época de secas va de noviembre a abril y la época de lluvias de mayo a octubre (Carlos *et al.*, 2007).

4.2- Muestreo y estandarización de los datos

Las muestras fueron recolectadas en diez estaciones durante los meses de febrero y diciembre (época de secas) y mayo y julio (época de lluvias) de 2014 (Fig. 1). Como excepción, durante el mes de mayo, la estación diez no fue posible de muestrear debido a marejada de fondo. Se utilizó una red camaronera de prueba ENIP55, construida en monofilamento de nylon de 0.55 de diámetro del hilo con tamaño de malla de 1 $\frac{3}{4}$ pulgadas en el cuerpo y 1 pulgada en el copo.

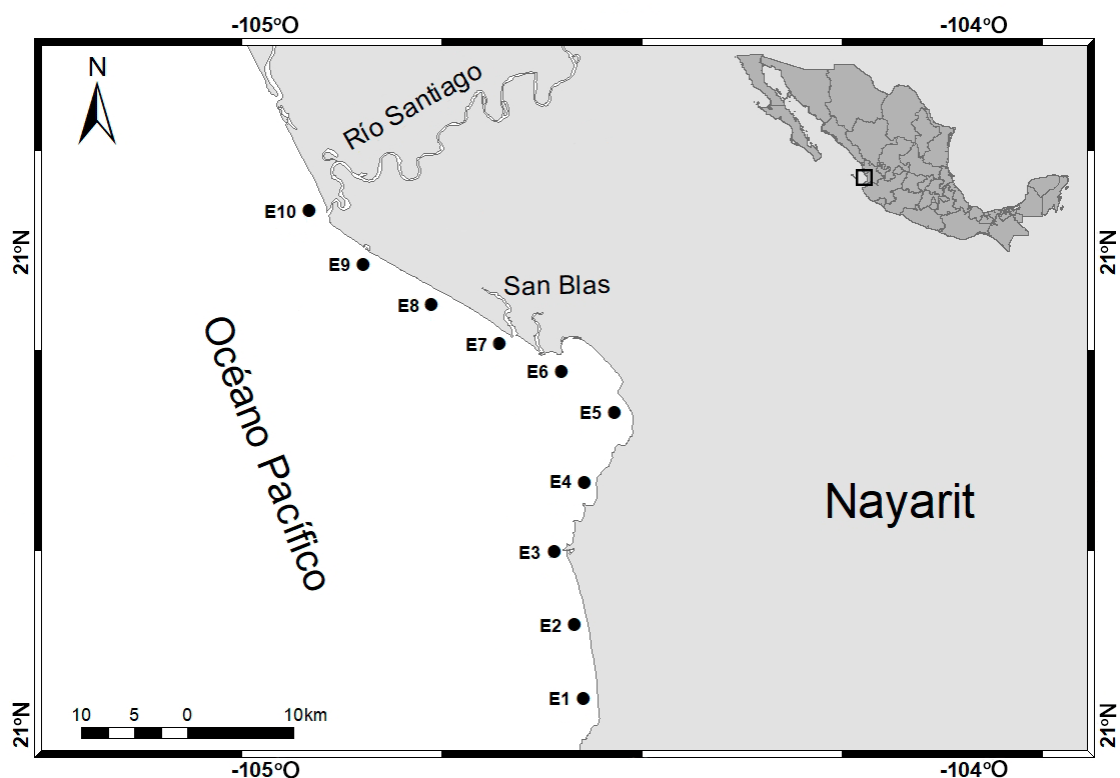


Figura 1. Red de estaciones de muestreo de la ictiofauna presente en la zona costera sur de Nayarit durante 2014.

Los peces fueron capturados a bordo de una embarcación menor de fibra de vidrio (23 ft de eslora), propulsada con un motor fuera de borda de 75 hp. Para ello, se realizaron arrastres diurnos de 15 minutos de duración con una abertura de red de 10 m a una velocidad de 2 nudos. La distancia de arrastre se determinó con un GPS (Garmin 60 CSx), marcando el inicio y final del arrastre.

La captura obtenida se estandarizó por unidad de área (km²). Se estimó el área barrida por la red de arrastre, con el método descrito por Sparre &

Venema (1997), que consiste en multiplicar la distancia recorrida y la separación entre las alas de la red de arrastre:

$$a = V * t * A_R$$

donde V es la velocidad de desplazamiento de la red sobre el fondo, t es el tiempo de duración del arrastre y A_R es la abertura de la red.

Debido a que el volumen de la captura total por lance fue variable, cuando esta excedía los 20 kg se tomó una muestra no mayor a este peso. Una vez obtenida la muestra, los peces se congelaron y fueron trasladados al laboratorio de la Escuela de Ingeniería Pesquera de la Universidad Autónoma de Nayarit. El procesamiento de la muestra consistió en separar el material biológico por especie y contabilizar el número de individuos por especie.

4.3- Identificación y clasificación de los ejemplares

Los peces fueron identificados utilizando las claves y descripciones taxonómicas de Miller & Lea (1976), Eschmeyer *et al.* (1983), Bussing & López (1993), Fischer *et al.* (1995) y Robertson & Allen (2002). Adicionalmente, se usó bibliografía especializada para algunos grupos: Castro-Aguirre & Espinosa-Pérez (1996) para rayas, Rosenblatt & Johnson (1974) y Bortone (1977) para el género *Diplectrum*, López (1981) para *Haemulopsis*, Bussing (1993) para *Pomadasy*, Chao (2001) para *Stellifer* y Van der Heiden & Plascencia-González (2005) para *Etropus*. Para verificar la validez de los géneros y especies, se consultaron fuentes de información electrónica como “The Catalog of Fishes” (researcharchive.calacademy.org) y FishBase (Froese & Pauly, 2018).

4.4- Análisis de la estructura de la comunidad

La estructura de la comunidad de peces fue analizada en escalas temporales (meses de muestreo) y espaciales (diez estaciones) a partir de matrices de abundancia numérica, e información taxonómica y de atributos funcionales de cada especie.

4.4.1- Abundancia de las especies

Se llevó a cabo la prueba no paramétrica de Olmstead-Tukey (Sokal & Rohlf, 1969). También ha sido nombrada como prueba de la suma del cuadrante (Steel & Torrie, 1985) ya que permite construir un diagrama categorizando las especies a partir de los datos de abundancia y frecuencia de aparición. Para el análisis se calculó la media de la abundancia relativa de cada taxón (eje X) y de la frecuencia relativa (eje Y) y se empleó una escala logarítmica (10) en ambos ejes para una mejor apreciación de la dispersión de los datos. El criterio para establecer la clasificación fue el siguiente, tomado de González-Acosta *et al.*, (2005):

- a) Especie dominante: valores de abundancia relativa y frecuencia relativa superior a la media para ambos parámetros.
- b) Especie común: frecuencia relativa mayor que la media correspondiente.
- c) Especie ocasional: abundancia relativa mayor que la media correspondiente.
- d) Especie rara: abundancia relativa y frecuencia relativa menor que sus respectivas medias.

Para estimar el posible número de especies a encontrar en la comunidad de forma mensual para cada sitio de muestreo, se construyó una curva de acumulación de especies a partir de dos métodos. El método exacto encuentra la curva de acumulación esperada utilizando un método de rarefacción basado en muestras que se ha desarrollado de forma independiente (Chiarucci *et al.*, 2008; Colwell *et al.*, 2012). El aleatorio encuentra la curva de acumulación media y su desviación estándar a partir de 100 permutaciones aleatorias de los datos (Gotelli & Colwell, 2001).

Se realizó un análisis de ordenación a partir del método escalamiento multidimensional no métrico (NMDS: non-metric multidimensional scaling) para determinar diferencias entre los meses analizados. Esta técnica de gradiente indirecto produce una ordenación basada en una matriz de distancia o disimilitud, donde los datos de distancia originales se sustituyen por rangos (Clarke, 1993). Tal método minimiza la varianza entre objetos de dos dimensiones, arrojando un

valor de estrés que mide la distorsión de la representación de la matriz de similitud. La calidad del ordenamiento de los datos, se puede verificar a través de una medida llamadas estrés. Valores de estrés menores a 0.1 muestran una ordenación menos distorsionada lo cual permite realizar interpretaciones más confiables del análisis (Clarke & Warwick, 1994).

4.4.2- Diversidad ecológica

Para el análisis ecológico se calcularon los descriptores clásicos de la comunidad como el número de especies, abundancia relativa, diversidad de especies y equidad.

- *Riqueza específica (S)*

Fue considerada como la cantidad de especies registradas en cada muestra. La riqueza específica es un concepto simple de interpretar ya que se relaciona con el número de especies presentes en la comunidad, sin considerar la estructura numérica (Moreno, 2001, Smith & Smith, 2006).

- *Abundancia relativa (AR)*

Representa el porcentaje correspondiente de una especie sobre el total de la comunidad, en número de individuos.

$$AR = \frac{N_i}{N_t} 100$$

donde N_i es el número de individuos de una especie i y N_t es el número total de individuos de todas las especies.

- *Diversidad de Shannon-Weiner (H')*

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

donde S es el número de especies y p_i es la proporción de individuos de la especie i respecto al total de organismos.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1949) mide el grado de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo seleccionado al azar en la comunidad. El supuesto es que mientras mayor es la incertidumbre, mayor es la diversidad de especies. Adquiere valores entre 0, cuando hay una sola especie, y su valor máximo ocurre cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos es igual al logaritmo de S (Moreno, 2001).

- *Equidad (J')*

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} = \frac{H'}{\log_2 S}$$

donde H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener y H'_{max} es el valor máximo posible del índice. Se alcanza cuando la abundancia es igual para todas las especies.

Este índice (Magurran, 1988) mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. De esta forma, evalúa el grado de homogeneidad en la distribución de la abundancia entre las especies (Magurran, 2004). Sus valores se ubican entre 0 y 1, donde el valor máximo indica que la repartición de las abundancias entre las especies es homogénea. Por el contrario, mientras los valores sean más cercanos a 0, indicará patrones evidentes de dominancia por una o pocas especies (Pielou, 1975; Magurran, 1998, 2004).

4.4.3- Diversidad taxonómica

En un árbol taxonómico, la diversidad taxonómica es la distancia promedio que hay entre cada par de especies que se comparan, ponderada por la abundancia, considerando el número de categorías taxonómicas (Warwick &

Clarke, 1995). A partir de esta idea, la distinción taxonómica promedio (Δ^+) es la distancia entre cada una de las especies considerando solamente la presencia y ausencia de éstas en la muestra (Clarke & Warwick, 1999). Para la estimación de este índice, las especies se agrupan en un árbol taxonómico construido a partir de los criterios de la clasificación Linneana. Las jerarquías taxonómicas que se emplearon para la construcción de este árbol serán phylum, clase, orden, familia, género y especie siguiendo la clasificación propuesta por Nelson (2006). En este estudio se utilizarán los índices propuestos por Warwick & Clarke (1995, 1998a, 1998b) y Clarke & Warwick (2001).

- *Distinción taxonómica promedio (Δ^+)*

$$\Delta^+ = 2 \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{S(S - 1)}$$

donde S es el número de especies en la muestra, ω_{ij} es la distancia taxonómica entre la especie *i* y *j* en la clasificación jerárquica.

- *Variación de la distinción taxonómica (Λ^+)*

$$\Lambda^+ = 2 \frac{\sum \sum_{i \neq j} (\omega_{ij} - \bar{\omega})^2}{S(S - 1)}$$

donde $\bar{\omega} = \Delta^+$, la variación de la distinción taxonómica constituye matemáticamente la varianza de la Δ^+ considerando la equidad de la distribución del nivel taxonómico. Este índice refleja la heterogeneidad del árbol taxonómico, siendo una medida de su asimetría (Clarke y Warwick, 2001).

4.4.4- Diversidad funcional

Para determinar los grupos funcionales de la comunidad fue necesario compilar datos sobre diferentes atributos funcionales (ecológicos y morfológicos) de cada especie (Sommerfield *et al.*, 2008). La información fue obtenida a partir de la búsqueda bibliográfica en catálogos de especies, libros y estudios publicados

para la región del Pacífico Oriental Tropical y en particular del área de estudio. Estos documentos incluyen: Castro-Aguirre (1999), Love *et al.* (2005), Palacios-Salgado (2011), Last *et al.* (2016) la lista roja de especies amenazadas de la IUCN (2018), Fishbase (www.fishbase.org, Froese & Pauly, 2018) y Robertson & Allen (versión 2016). Los atributos funcionales utilizados fueron:

- Nivel trófico
- Gremio trófico
- Gremio reproductivo
- Afinidad ictiogeográfica
- Posición en la columna de agua
- Sustrato o hábitat esencial
- Uso de estuarios

Los caracteres morfológicos considerados fueron:

- Tamaño máximo
- Forma del cuerpo
- Posición y tipo de boca
- Forma de la aleta caudal

Una vez reunida la información de los atributos funcionales de cada especie, se construyó una matriz de datos numéricos y nominales con los rasgos funcionales de todas las especies. Conformada la matriz, se calcularon los índices de riqueza funcional, equidad funcional, divergencia funcional y dispersión funcional. Estos índices se calculan considerando el espacio multidimensional formado por los atributos funcionales de cada especie. Así, si se cuentan con T número de atributos funcionales para cada especie, el espacio multidimensional se define por T ejes (nicho funcional). En la construcción del espacio multidimensional, debido a la diferente naturaleza de cada atributo funcional, todos ellos se estandarizan con media cero y varianza uno (Villéger *et al.*, 2008).

La riqueza funcional es el volumen del espacio multidimensional formado por los atributos funcionales de las especies de una comunidad, y es independiente de la abundancia. La equidad funcional es la uniformidad en la distribución de las abundancias de las especies en el espacio multidimensional

(Villéger *et al.*, 2010). El índice de divergencia funcional cuantifica qué tanto las especies divergen en sus distancias al centroide del espacio multidimensional, definido por los valores de los atributos funcionales dentro de la comunidad. Dichas distancias están ponderadas por la abundancia de cada especie. Representa la probabilidad de que dos especies escogidas al azar tengan el mismo valor del atributo funcional (Lavorel *et al.*, 2008). La divergencia funcional es baja cuando las especies más abundantes poseen atributos funcionales cercanos al centroide, y es alta cuando estas especies poseen atributos funciones muy extremos.

Por último, se estimó la dispersión funcional como un indicador de la disimilitud funcional. Este índice combina la distribución de la abundancia en el espacio funcional y la divergencia funcional, y es la distancia media de las especies al centroide del espacio multidimensional. Es independiente del número de especies y se puede hacer uso de cualquier medida de distancia o disimilitud, cualquier número y tipo de atributos funcionales (Laliberté & Legendre, 2010). Los cuatro índices usados presentan valores positivos, la equidad y la divergencia funcional tienen rangos de cero a uno, en tanto que la riqueza y la dispersión funcional no tienen límite superior.

4.5- Medición de variables ambientales

La temperatura (superficial y de fondo) y salinidad fueron medidas en cada estación de muestreo mediante un sensor HOBO Data Logger (OnsetComputerCorporation©) que fue colocado en la parte superior del copo de la red de arrastre antes de ser lanzada al agua. La batimetría, los datos de profundidad y posición geográfica, se registraron con una videosonda y un GPS durante los recorridos a través de las estaciones de muestreo.

Las muestras para la caracterización del sedimento, se recolectaron con una draga tipo Smith-Grad. De cada muestra, se tomaron submuestras de los primeros 2 cm de espesor del sedimento, de las cuales se realizó el análisis del contenido de materia orgánica y carbonatos. El contenido de materia orgánica en sedimentos se estimó por el método de ignición según Dean (1974), donde las muestras fueron calcinadas a 300°C durante 3 horas en una mufla. Luego fueron colocadas en un desecador y pesadas con intervalos de 20 minutos.

Para la obtención de carbonato de calcio (CaCO_3) se procedió de forma similar, solo que las muestras se colocaron en la mufla a 950°C durante 2 horas (Heiri *et al.*, 2001). Todo este procedimiento se llevó a cabo en el Laboratorio de Contaminación y Toxicología de la Universidad Autónoma de Nayarit campus Tepic. El porcentaje final de ambas variables se analizó a escala espacial, de manera visual, mediante graficas construidas en el programa Sistema de Información Geográfica Qgis 2.18.9.

Los análisis fueron procesados en la plataforma estadística R (versión 3.4.1), utilizando el paquete "FD" para el cálculo de los índices funcionales. Adicionalmente se aplicó la prueba de hipótesis Kruskal-Wallis para evaluar la existencia de diferencias espacio-temporales en todos los análisis. En caso de encontrar diferencias se aplicó la prueba Post hoc de Dunn para indicar que grupos de datos son diferentes entre sí.

5. Resultados

5.1- Composición, abundancia y diversidad ecológica

Se identificaron un total de 3 858 ejemplares pertenecientes a 82 especies, 56 géneros, 31 familias, 11 órdenes y dos clases (Anexo 1). La composición de la comunidad presentó 8.5% de la clase Chondrichthyes y 91.5% de la clase Actinopterygii. La clase Chondrichthyes estuvo integrada solo por dos órdenes: Myliobatiformes y Rajiformes. Dentro de los peces óseos el orden mejor representado fue Perciformes con 14 familias, 31 géneros y 50 especies. En cambio, los órdenes Albuliformes, Aulopiformes, Elopiformes, Mugiliformes y Rajiformes presentaron una sola especie.

Las familias más abundantes en cuanto a número de especies fueron Sciaenidae (12), Haemulidae (8) y Gerreidae (6). Los géneros mejor representados fueron *Stellifer* con cuatro especies y *Cathorops*, *Eucinostomus*, *Haemulopsis*, *Cynoscion* y *Larimus* con tres especies cada uno. Las especies más abundantes incluyeron a *Selene peruviana*, *Stellifer wintersteenorum*, *Cathorops* sp. y *Larimus argenteus*.

Del total de ejemplares capturados el valor máximo (1801) se obtuvo en julio y el mínimo (534) en diciembre. Los cuatro meses analizados tuvieron en común 11 especies: *Stellifer wintersteenorum*, *Larimus argenteus*, *Selene peruviana*, *Diapterus brevirostris*, *Pomadasys panamensis*, *Centropomus robalito*, *Chloroscombrus orqueta*, *Opisthonema libertate*, *Opisthopterus dovii*, *Polydactylus approximans* y *Sphyraena ensis*.

Las diez especies con mayor valor de abundancia relativa mostraron una alternancia en los patrones de dominancia durante todo el período. Dentro de este rango *Stellifer wintersteenorum* y *Diapterus brevirostris* fueron las únicas especies que se encontraron constantes en todos los meses (Fig. 2). A pesar de tener una elevada abundancia durante casi todo el período analizado, *Selene peruviana* y *Anchovia macrolepidota* no entraron en esta categoría para el mes de diciembre; presentando menor cantidad de individuos. En igual condiciones se encontraron *Larimus argenteus*, *Pomadasys panamensis* y *Opisthopterus dovii* pero en este caso faltando en el mes de julio. Es válido destacar que varias especies como *Rhinoptera steindachneri*, *Cathorops liropus*, *Cathorops*

raredonae, *Lutjanus guttatus*, *Larimus effulgens* y *Stellifer illecebrosus* presentaron una elevada abundancia en un mes en particular.

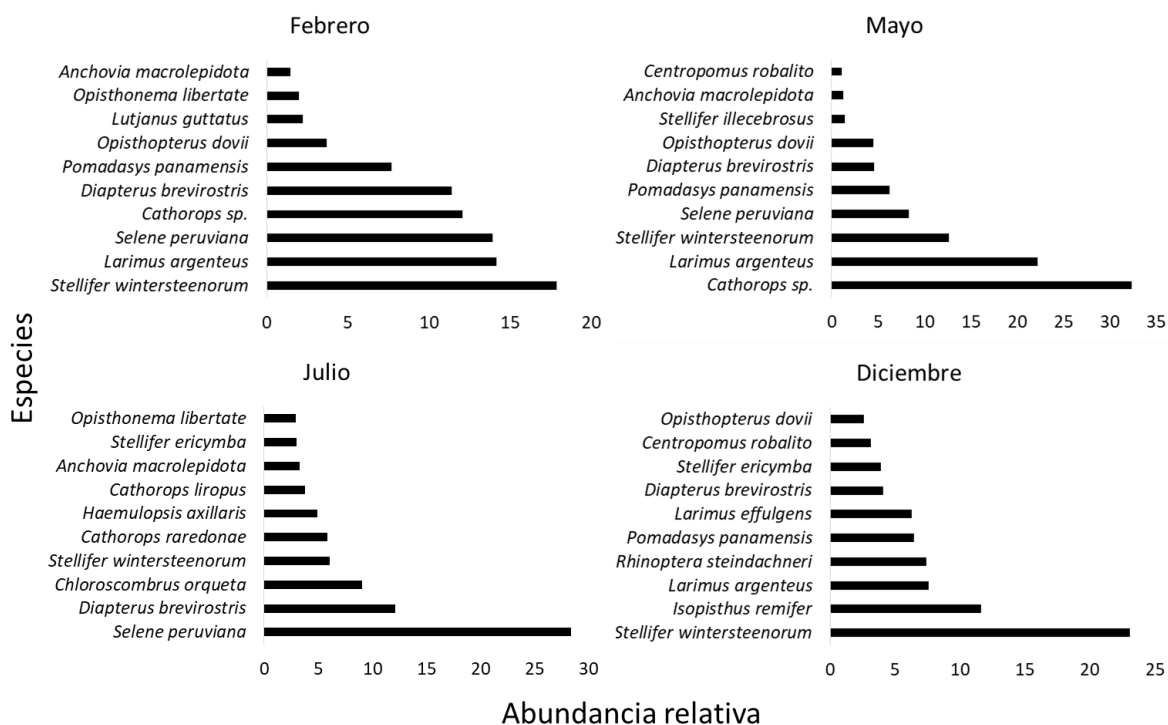


Figura 2. Abundancia relativa de las diez especies más representativas en la zona costera de Nayarit durante 2014.

La prueba de Olmstead-Tukey identificó como especies dominantes a *Selene peruviana*, *Stellifer wintersteenorum*, *Cathorops sp.*, *Larimus argenteus*, *Diapterus brevirostris*, *Chloroscombrus orqueta*, *Pomadasys panamensis*, *Opisthopecterus dovii*, *Isopisthus remifer*, *Anchovia macrolepidota*, *Stellifer ericymba*, *Opisthonema libertate* y *Centropomus robalito*. Las especies comunes estuvieron representadas por *Rhinoptera steindachneri*, *Lutjanus guttatus*, *Sphyrna ensis*, *Pseudupeneus grandisquamis*, *Paralonchurus goodei*, *Selene brevoortii*, *Polydactylus approximans*, *Diodon hystrix*, *Sphoeroides annulatus* y *Scomberomorus sierra*. Solo *Deckertichthys aureolus*, *Cathorops raredonae*, *Cathorops liropus* y *Haemulopsis axillaris* clasificaron como especies ocasionales. El resto fueron consideradas como raras representando un 67 % del total de especies (Fig. 3).

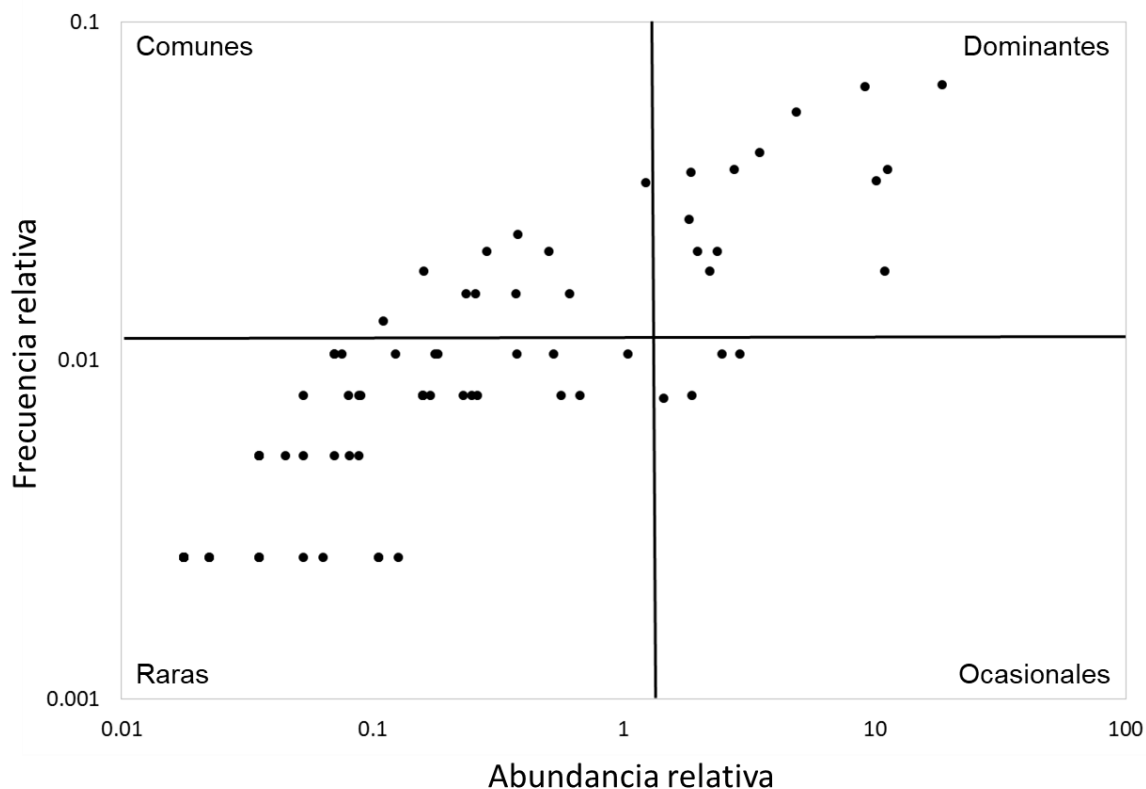


Figura 3. Diagrama Olmstead-Tukey para la ictiofauna de la zona costera de Nayarit durante 2014. Los ejes fueron construidos bajo \log_{10} y las líneas vertical y horizontal que dividen la gráfica en cuatro cuadrantes representan las medias de la abundancia relativa y la frecuencia relativa respectivamente.

De manera general la riqueza específica mostró un comportamiento similar en los meses de febrero (45 especies), julio (45 especies) y diciembre (44 especies). En contraste, mayo solo presentó 29 especies. En la escala espacial febrero mantuvo una tendencia homogénea con un número de especies que osciló entre 10 y 14 especies, excepto la estación 8 que solo presentó 5 especies. Durante el mes de mayo se observaron variaciones espaciales más marcadas y en general valores bajos de riqueza, excepto las estaciones 3 y 5 con 14 especies cada una. En los períodos de julio y diciembre se identificó un patrón espacial irregular. Particularmente en el mes de julio coincidieron las dos estaciones (7 y 8) con los valores máximos de riqueza (21 y 24 especies respectivamente). La baja riqueza de especies encontrada en diciembre excluye las estaciones 4 y 5 con 16 y 21 especies respectivamente (Fig. 4).

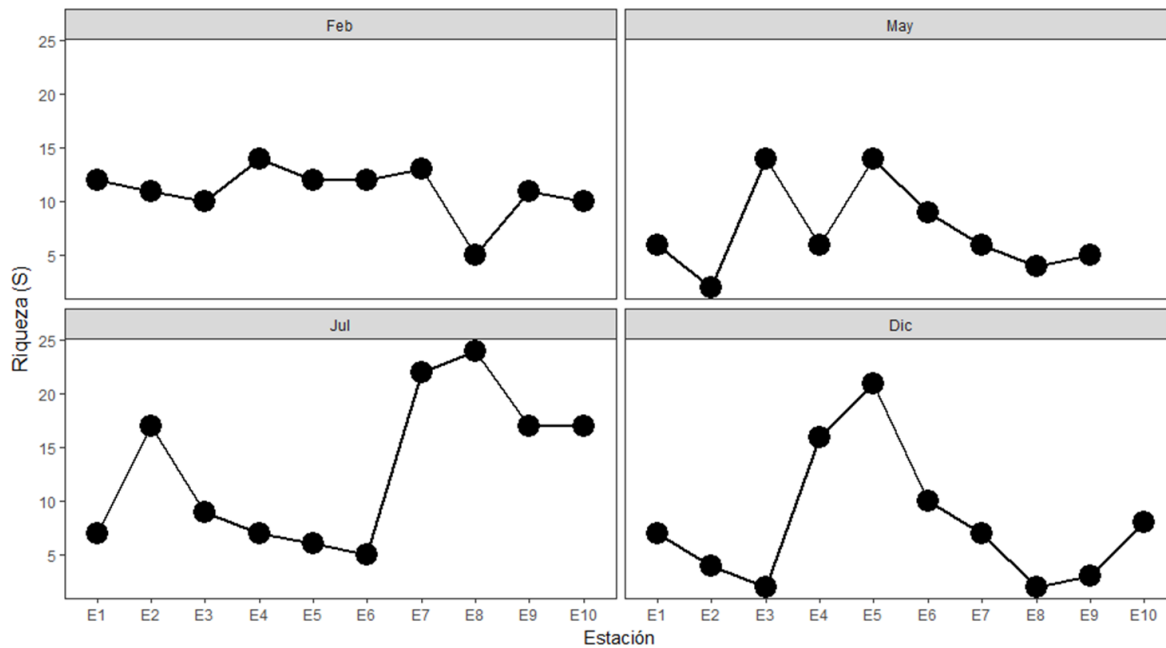


Figura 4. Variación espacio-temporal de la riqueza específica de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante 2014.

En la curva de riqueza acumulada se muestra una pérdida gradual de la pendiente al incrementar el número de unidades de muestreo (Fig. 5). Hacia la mitad del número de unidades de muestreo se alcanzó más del 75% de las especies observadas. A partir de este punto la ganancia de especies descendió a una por unidad. Lo que indica una buena representatividad de las especies, y la relación beneficio-costo de incrementar las unidades de muestreo sería alta a partir de este punto.

De manera general se obtuvieron valores de diversidades medias con un máximo de 2.50 bits/ind. en el mes de diciembre y un mínimo de 0.50 bits/ind. en mayo (Fig. 6.A). La prueba Kruskal-Wallis realizada no detectó diferencias a un nivel de significación de 0.05 ($\chi^2= 5.389$; $p= 0.145$). En cambio, los valores de equidad fueron altos con valor máximo en diciembre (0.98) y mínimo en julio (0.41) (Fig. 6.B). En este caso, la prueba Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas ($\chi^2= 15.6$; $p= 0.001$) y la prueba post hoc de Dunn mostró las diferencias entre febrero y julio ($p= 0.0434$), mayo y diciembre ($p= 0.0036$) y julio y diciembre ($p= 0.0002$).

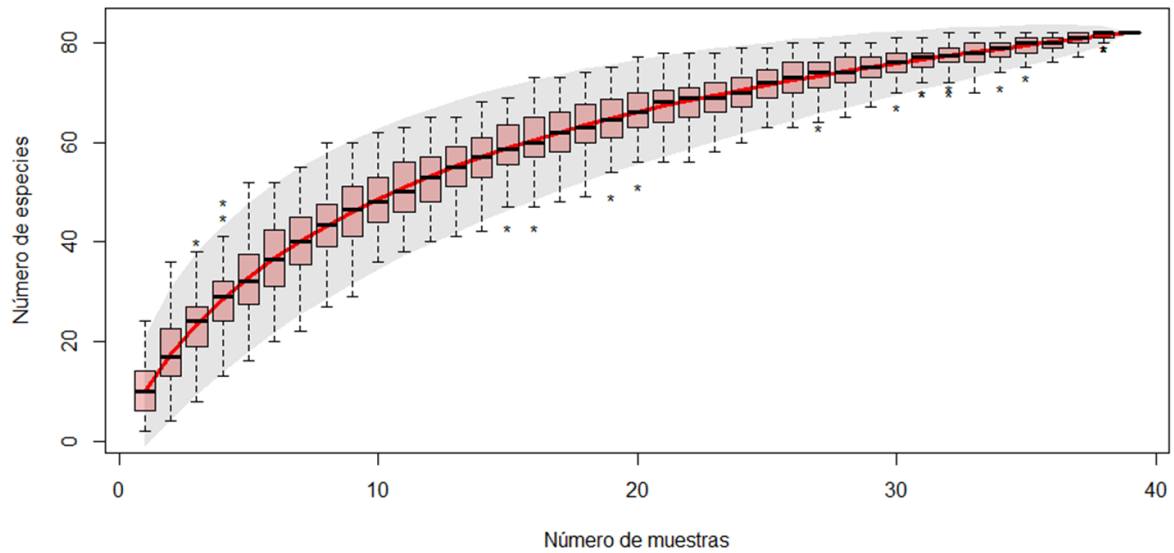


Figura 5. Acumulación de la riqueza observada (curva de rarefacción con base en las muestras) de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante el 2014. En cada caso se muestra el valor medio acumulado y la desviación estándar (barras de error).

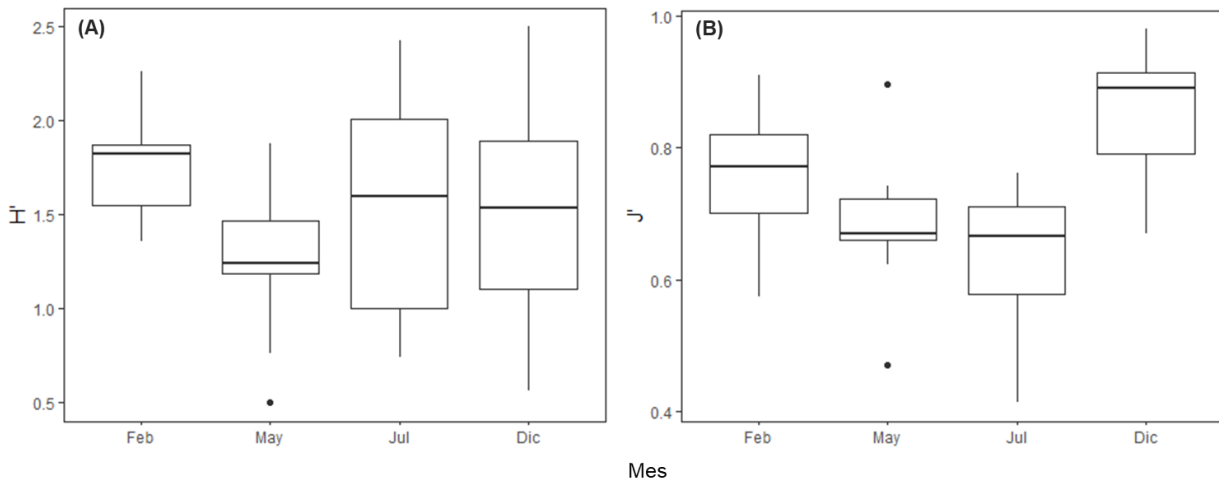


Figura 6. Índices de diversidad de Shannon-Wiener (H') (A) y equidad de Pielou (J') (B) de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante el 2014.

El análisis NMDS no mostró separación de los datos de los meses analizados (Fig. 7). Las disimilitudes con los datos de las abundancias de la ictiofauna se encuentran asociadas significativamente entre las épocas analizadas (stress= 0.16). En la figura 7 se puede apreciar que los meses con mayores diferencias de acuerdo a las distancias encontradas fueron mayo y julio. El mes

con mayor variabilidad de acuerdo a la dispersión de los datos resultó diciembre, siendo la estación 3 la más alejada de la distribución.

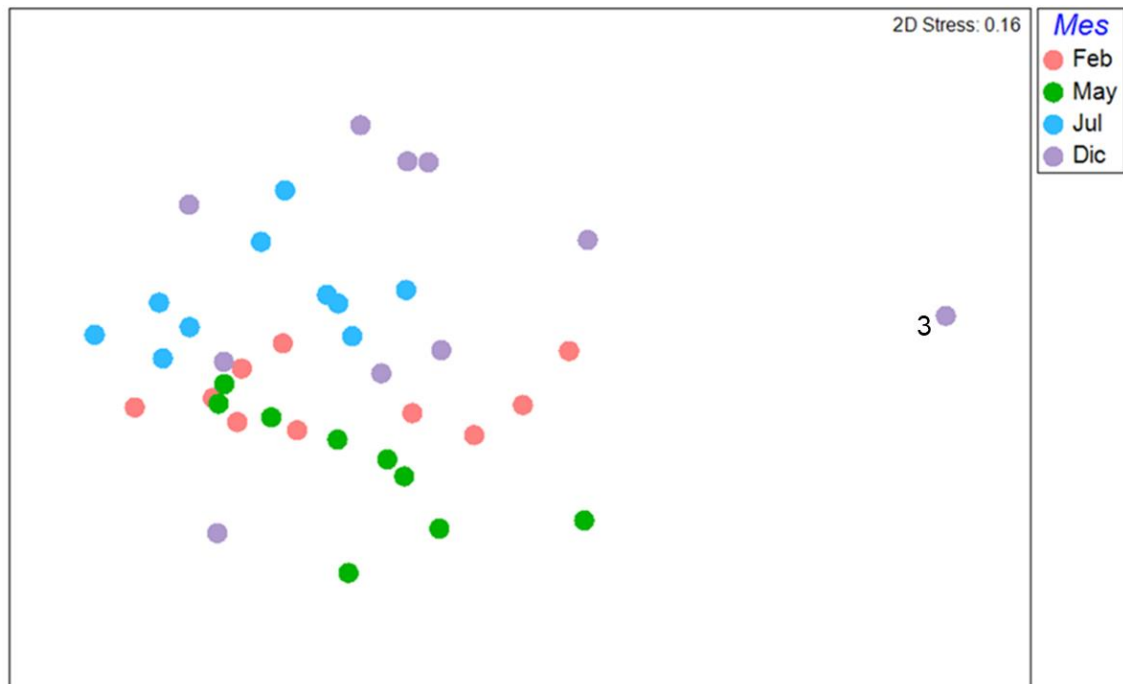


Figura 7. Intervalos de las disimilitudes entre las diez estaciones muestreadas de febrero, mayo, julio y diciembre de la ictiofauna en la zona costera de Nayarit durante 2014.

5.2- Diversidad taxonómica

Los valores del índice de distinción taxonómica promedio ($\Delta+$) quedaron dentro de la distribución de probabilidad del 95 % para la mayoría de las muestras (Fig. 8.A). Solo las estaciones 5 y 6 del mes de diciembre y la 8 en julio se hallaron por fuera del límite inferior de la distribución. El intervalo de $\Delta+$ se encontró entre 43.7 y 83.3, mismos que corresponden con las estaciones 6 y 8 del mes de diciembre respectivamente. Del total de estaciones, más del 60% se encontraron por debajo de la media de la distribución de probabilidad, incluidas todas aquellas muestreadas durante mayo. Las estaciones 2, 8 y 9 de diciembre a pesar de tener un bajo número de especies presentaron los mayores valores de distinción taxonómica promedio. Al analizar las diferencias entre los meses analizados, la prueba Kruskal-Wallis realizada no detectó diferencias significativas entre épocas ($\chi^2= 6.87$; $p= 0.076$) (Fig. 9).

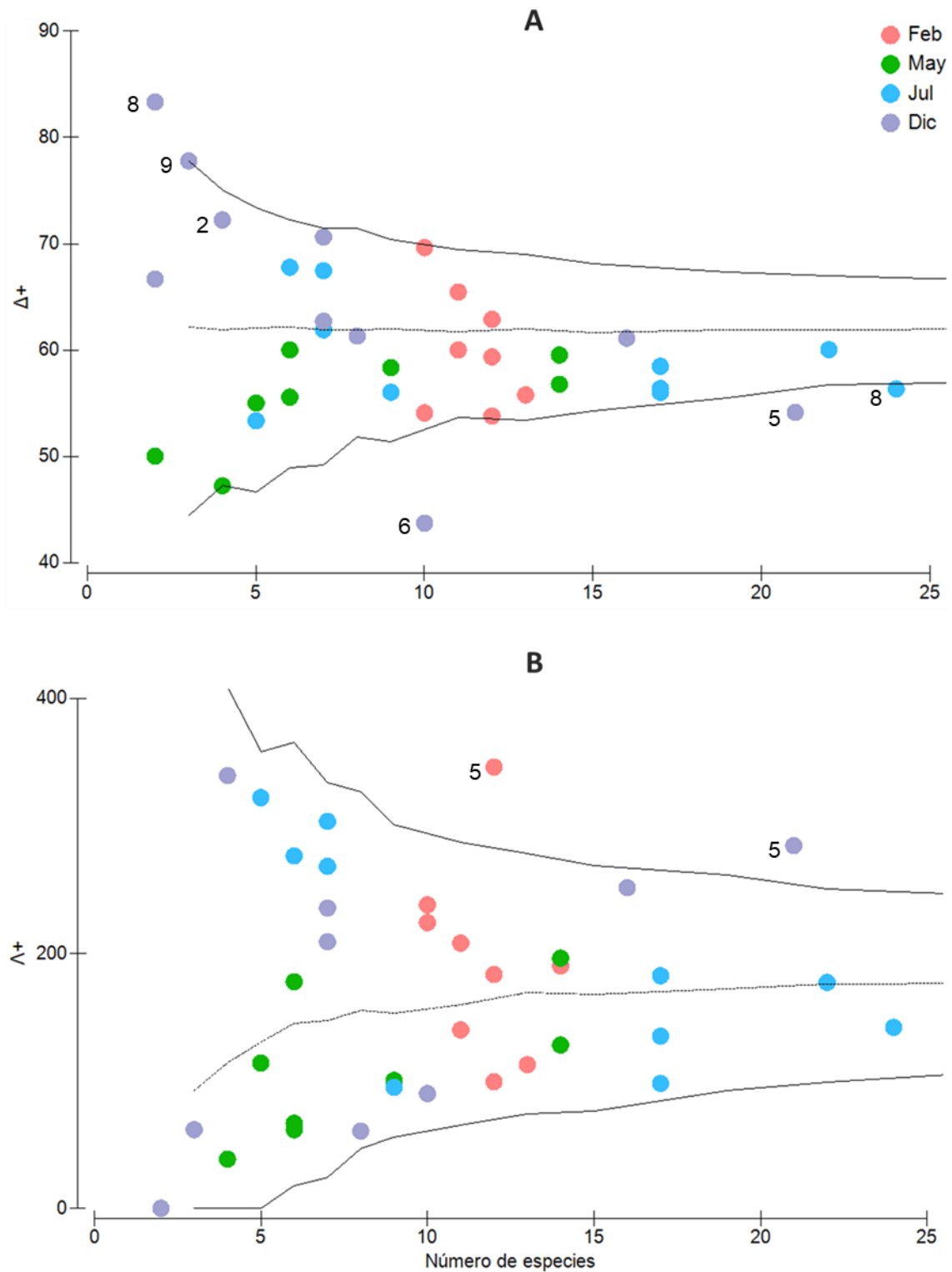


Figura 8. Índice de distinción taxonómica promedio (Δ^+) (A) e Índice de variación taxonómica promedio (Λ^+) (B) de las diez estaciones muestreadas de febrero, mayo, julio y diciembre en la zona costera de Nayarit durante 2014. Se muestra el promedio (línea punteada) y la distribución de probabilidad al 95 % (líneas continuas).

La variación de la distinción taxonómica promedio (Δ^+), siguió un comportamiento similar al Δ^+ , pues la mayoría de las estaciones se distribuyen por encima y por debajo de la media (Fig. 8.B), pero dentro de la distribución esperada. En este caso las estaciones 5 de febrero y diciembre se hallaron afuera de la distribución, externas al límite superior. Los valores del índice tuvieron una distribución más equitativa en ambos lados de la media con un 51.28% por debajo de la misma. El valor máximo fue de $\Delta^+=346.2$ para la estación 5 en febrero y el valor mínimo $\Delta^+=0$ se corresponde con las estaciones 2 en mayo, 3 y 8 en diciembre, las cuales cayeron en el límite inferior de la distribución esperada.

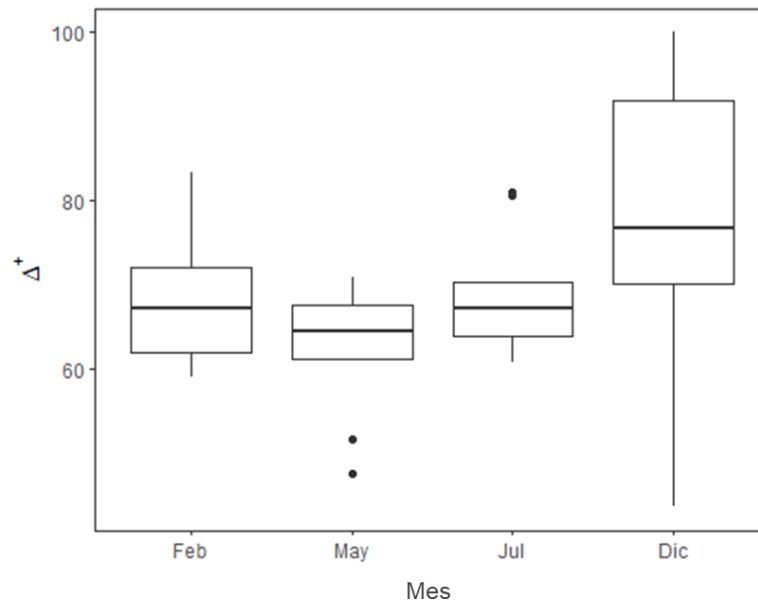


Figura 9. Variación del índice de distinción taxonómica promedio (Δ^+) de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante el 2014.

5.3- Diversidad funcional

La riqueza funcional encontrada en la comunidad mostró un valor promedio de 0.148 (± 0.08). La prueba Kruskal-Wallis realizada no detectó diferencias a un nivel de significación de 0.05 ($\chi^2 = 3.513$; $p = 0.319$). El mes de julio presentó los mayores valores (0.28 y 0.26) de este índice, mientras que los valores mínimos corresponden a mayo (0.01) (Fig. 10.A).

Para la equidad funcional la media fue 0.635 (± 0.14), que equivale a valores relativamente altos ya que este índice oscila entre 0 y 1. La prueba Kruskal-Wallis si mostró diferencias significativas ($\chi^2 = 11.599$; $p = 0.00889$). La prueba de Dunn mostró las diferencias entre febrero y julio ($p = 0.03952$), mayo y diciembre ($p = 0.0437$) y julio y diciembre ($p = 0.00091$). Los valores máximos pertenecen al mes de diciembre con 0.93 y 0.90 respectivamente. El menor valor se presentó durante el mes de julio con 0.37 (Fig. 10.B).

La divergencia funcional ($\chi^2 = 1.6743$; $p = 0.6427$) y la dispersión funcional ($\chi^2 = 3.0331$; $p = 0.3866$) no difirieron significativamente entre los meses contrastados. Los valores promedios fueron 0.722 (± 0.15) y 0.301 (± 0.08) respectivamente. Los valores de divergencia funcional fueron relativamente altos ya que este índice también oscila entre 0 y 1, cuyos máximos y mínimos coinciden en mayo (0.91, 0.46) y julio (0.92, 0.46) (Fig. 10.C). La dispersión funcional mostró menor variabilidad con valores máximos en mayo (0.41) y diciembre (0.40) y mínimo en julio (0.12) (Fig. 10D).

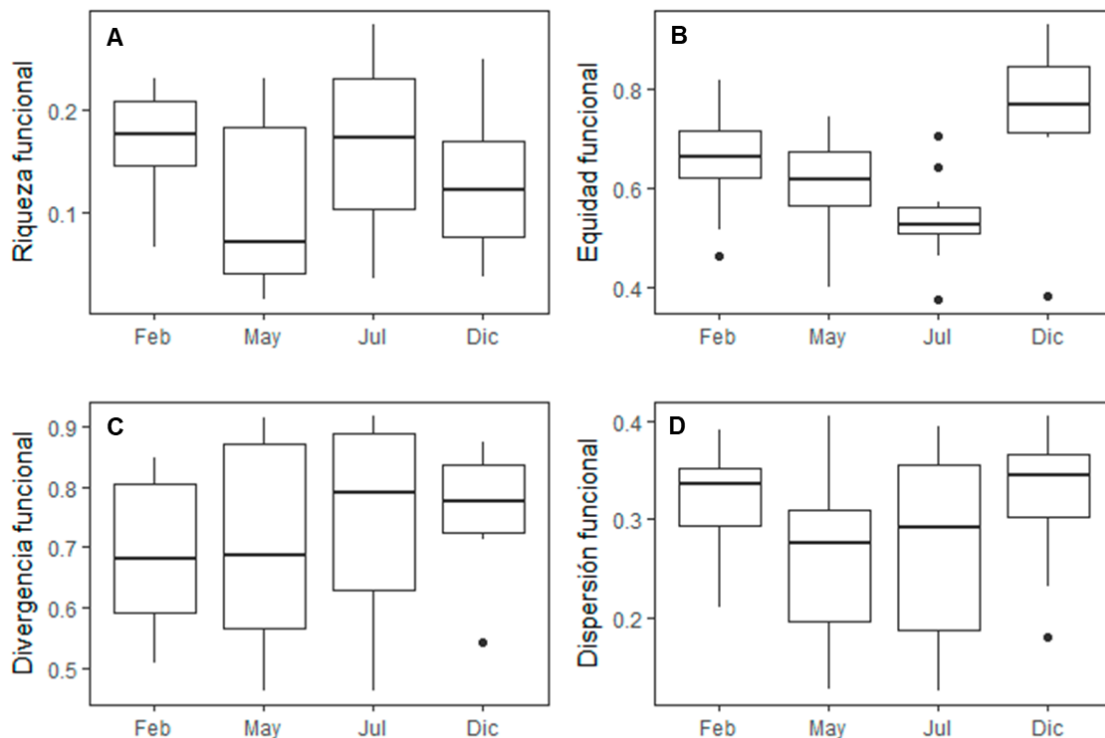
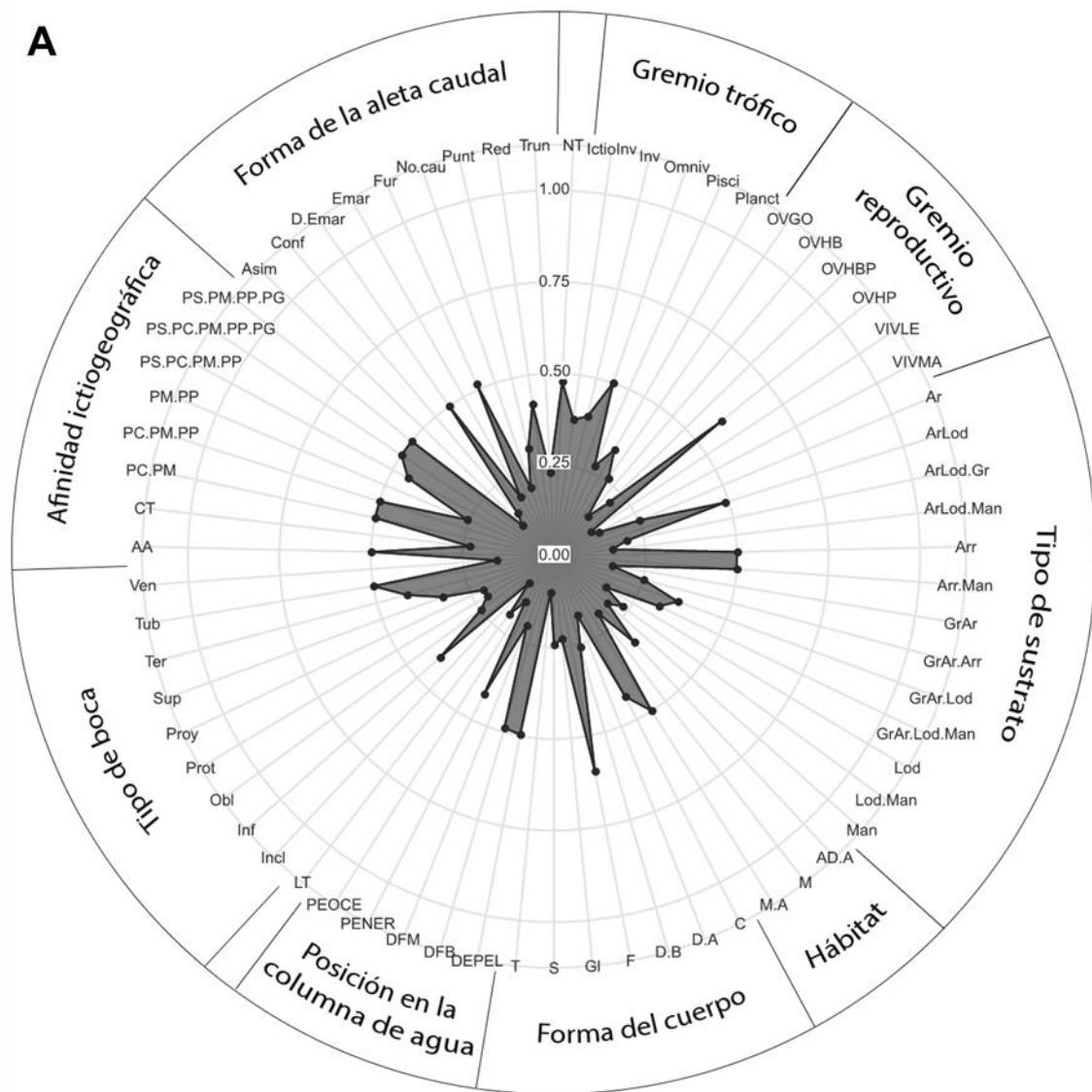
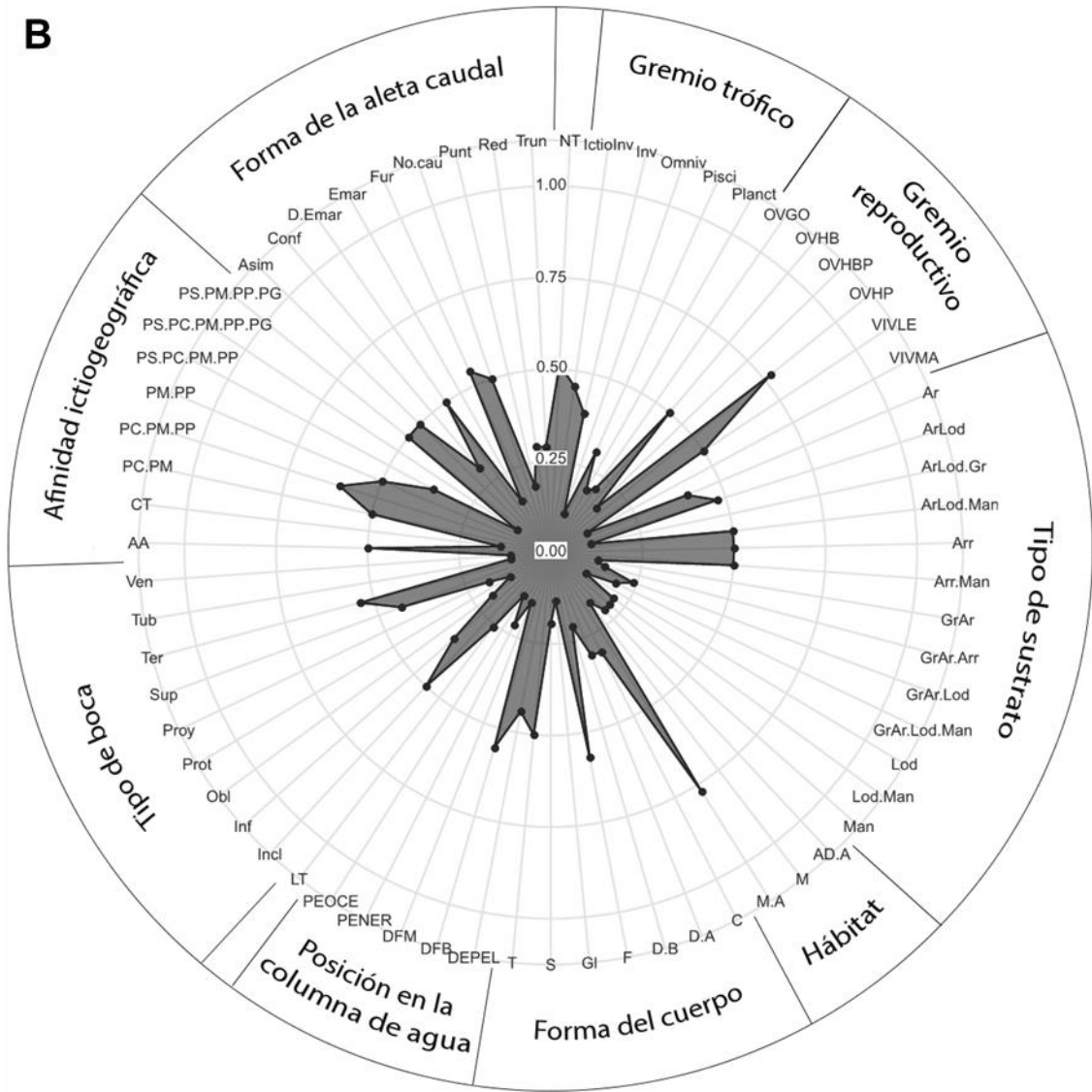


Figura 10. Índices de diversidad funcional de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante el 2014: (A) Riqueza funcional, (B) Equidad funcional, (C) Divergencia funcional, (D) Dispersión funcional.

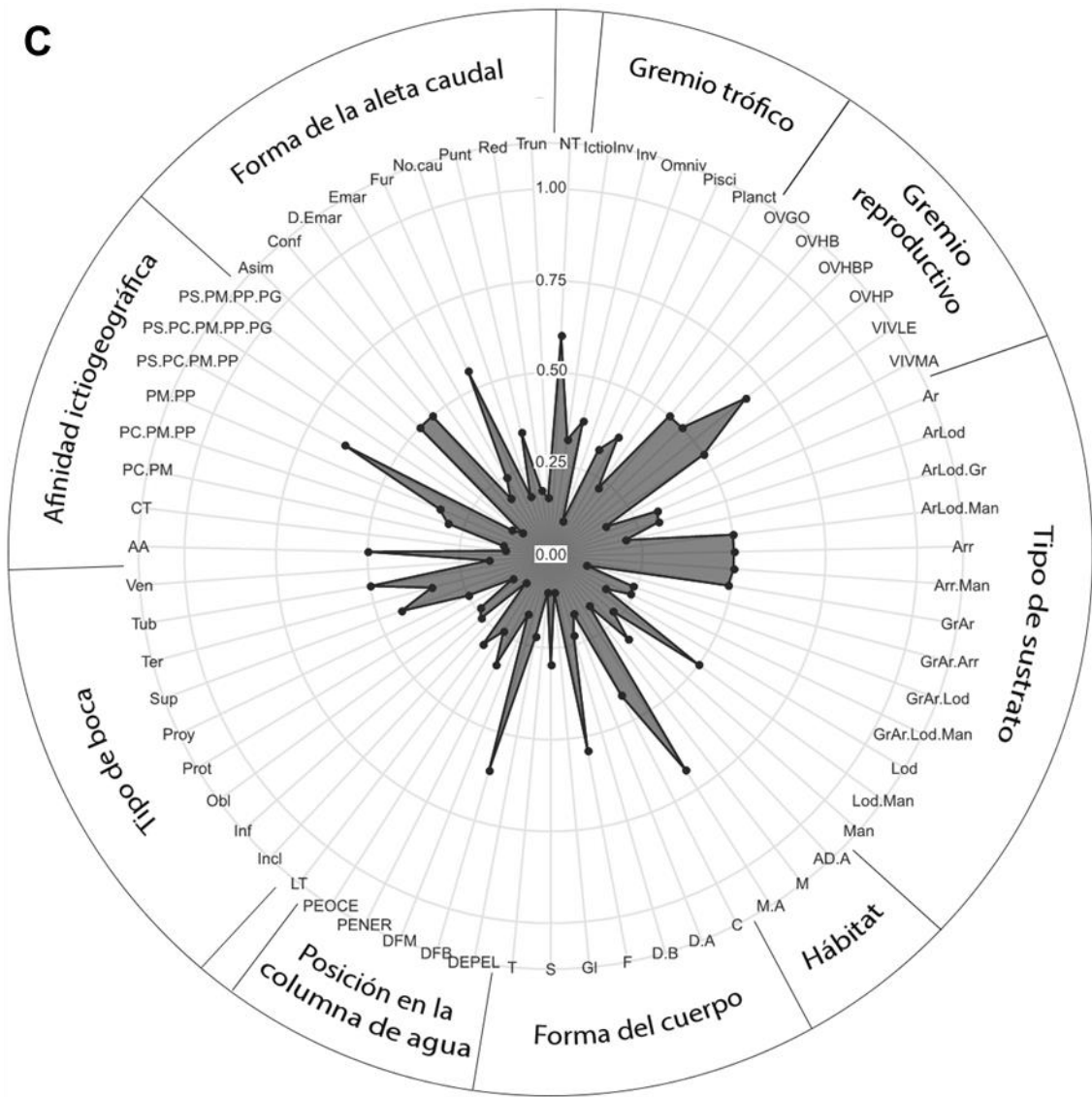
Los gráficos de radar representados en la figura 11 muestran los valores proporcionales de los rasgos de todas las especies presentes en la comunidad, ponderados por la abundancia relativa de estas. Los valores medios del nivel trófico de las especies se encuentran entre 2.80 y 4.14. De manera global la ictiofauna posee una estructura trófica similar, donde la mayoría se encuentran en la categoría de consumidores secundarios con $NT > 3$ y < 4 . El gremio trófico con valores más elevados en los cuatro meses fue invertívoros, con medias máximas de 0.91 y 0.88 en julio. En el caso de los ictio-invertívoros y planctívoros se observa un patrón temporal inverso. Las medias máximas para los ictio-invertívoros se presentan en los meses de febrero y mayo, mientras que para los planctívoros son bajas en estos meses. Luego en los meses de julio y diciembre ocurre lo contrario.



B



C



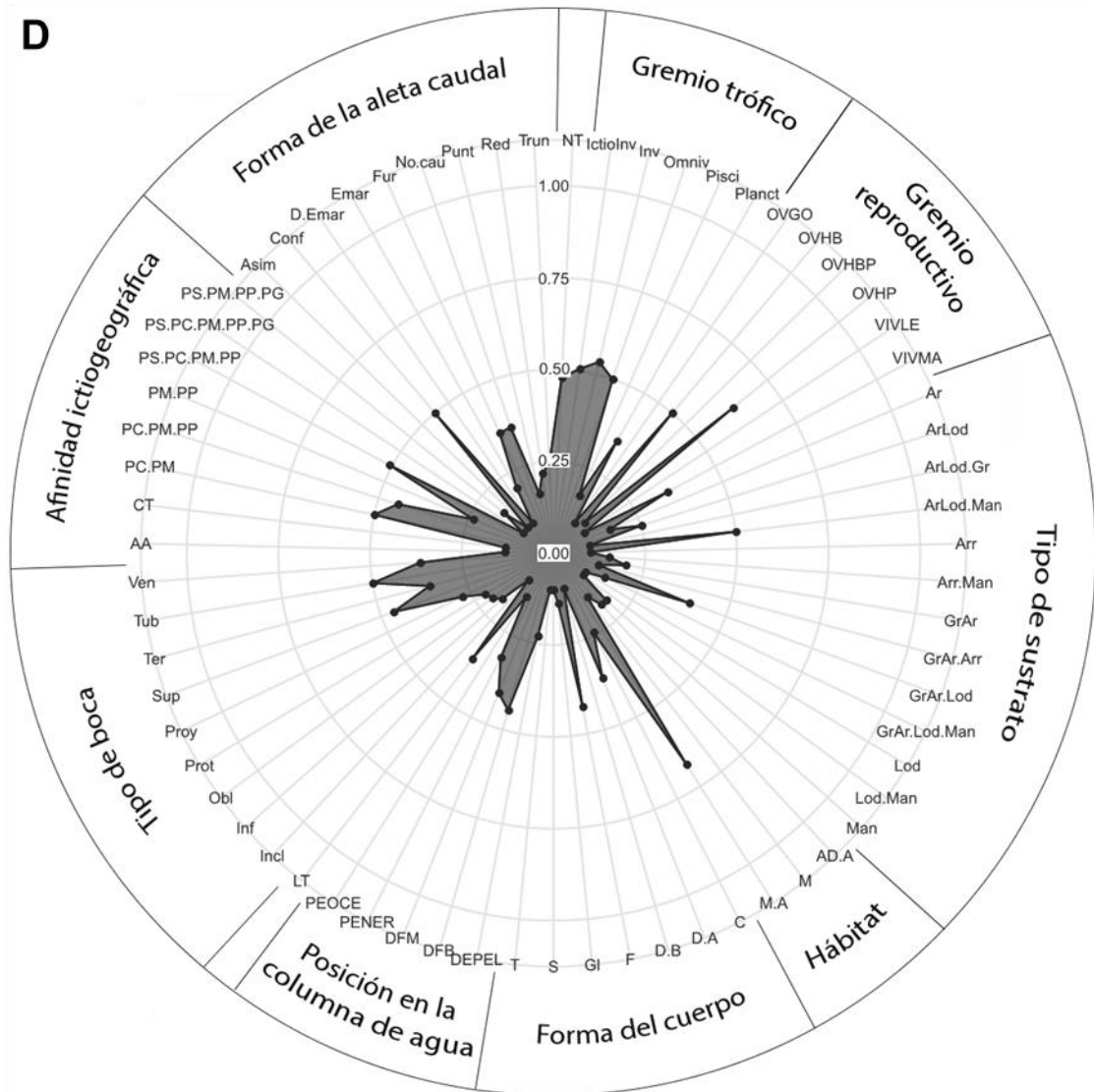


Figura 11. Diagrama de radar conformado por 67 ejes que integran los radios del círculo, con una escala porcentual que va desde 0 (en el centro) a 100 (en la periferia). Cada eje representa los rasgos funcionales de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit en los meses de (A) febrero, (B) mayo, (C) julio y (D) diciembre durante el 2014: Nivel trófico (NT), Ictio-invertívoros (IctioInv), Invertívoros (Inv), Omnívoros (Omniv), Piscívoros (Pesci), Planctívoros (Planct), Ovíparos con gestación oral (OVGO), Ovíparos con huevos bentónicos sin fase pelágica (OVHB), Ovíparos con huevos bentónicos y fase pelágica (OVHBP), Ovíparos con huevos pelágicos (OVHP), Vivíparos lecitotróficos (VIVLE), Vivíparos matrotroféicos (VIVMA), Arena (Ar), Lodo (Lod), Grava (Gr), Manglar (Man), Arrecifes (Arr), Agua dulce-Anfídromo (AD.A), Marinos (M), Marino-Anfídromo (M.A), Compresiformes (C), Depresiformes A (DA), Depresiformes B (DB), Fusiformes (F), Globiformes (GI), Sagitiformes (S), Teniformes (T), Demerso-pelágicas (DEPEL), Demersales de fondos blandos (DFB), Demersales de fondos Mixtos (DFM), Pelágicas-neríticas (PENER), Pelágicas-oceánicas (PEOCE), Largo total (LT), Incluida (Incl), Inferior (Inf), Oblicua (Obl), Protráctil (Prot), Proyectante (Proy), Superior (Sup), Terminal (Ter), Tubular (Tub), Ventral (Ven), Anfiamericanas (AA), Circumtropicales (CT), Provincia de San Diego (PS), Provincia de Cortés (PC), Provincia Mexicana

(PM), Provincia Panámica (PP), Islas Galápagos (PG), Asimétrica (Asim), Confluente (Conf), Doble emarginada (D.emar), Emarginada (Emar), Furcada (Fur), Sin caudal (No.cau), Punteada (Punt), Redondeada (Red), Truncada (Trun).

El gremio reproductivo mejor representado fueron los ovíparos con huevos pelágicos con valores máximos en febrero y mayo. Por el contrario, las especies ovíparas con huevos bentónicos y fase pelágica y vivíparas lecitotróficas fueron las menos numerosas con proporciones no superiores a 0.05 y 0.12 cada una.

El tipo de sustrato predominante resultó la combinación de los fondos de arena-grava-lodo y lodo-mangle con proporciones máximas de 0.85 y 0.78 respectivamente. El uso de arrecifes fue el tipo de sustrato menos representado con proporciones entre 0.17 y 0.005, solamente en el mes de diciembre.

El hábitat prominente fue marino-anfídromo, con proporciones por encima de 0.5 durante todos los meses de manera general. En cambio, tanto los de agua dulce-anfídromo como los estrictamente marinos se encuentran representados de forma similar aunque con proporciones bajas.

Con relación a la posición en la columna de agua, los demersales de fondos blandos fueron los que presentaron las proporciones máximas, en febrero (0.90) y mayo (0.98). Las especies pelágicas oceánicas fueron las menos abundantes con proporción máxima de 0.06 en diciembre.

La afinidad ictiogeográfica se observa con una marcada dominancia de especies con distribución en las provincias con costas mexicanas y la provincia Panámica. Solo se encontraron especies con afinidad anfiamericana en el mes de diciembre. Las especies con distribución circumtropical encontradas están presentes en todos los meses pero con proporciones bajas en general.

La longitud máxima muestra proporciones bastante semejantes en todo el período con un rango que va de 27.4 - 120.2 y predominio de peces de tamaño pequeño (≤ 49.9 cm). La forma del cuerpo predominante fue la fusiforme presentando las proporciones más altas en diciembre, mientras que la teniforme fue la menos representada con media máxima de 0.02 en febrero. Los tipos de

boca se encuentran representados de forma bastante equitativa con excepción de la incluida y la tubular.

Finalmente los tipos de aleta caudal también se encuentran representados de manera semejante a excepción de la asimétrica, confluyente y doble emarginada. La presencia de cada uno de estos tipos de aletas caudales se halla en algunos meses en particular. Se resalta que el mes de mayo fue el único que no contó con organismos sin caudal.

5.4- Variables ambientales

La variabilidad térmica en la zona de estudio se representa mediante la figura 12 que integra las mediciones de temperatura superficial y temperatura del fondo del mar. El valor mínimo de temperatura superficial se registró en febrero (25.3°C) y el máximo en julio (33.5°C). En cambio el valor mínimo de temperatura de fondo se registró en mayo (24°C) y el máximo en julio (32.4°C). El mes con mayor intervalo de variación resultó mayo para ambas temperaturas.

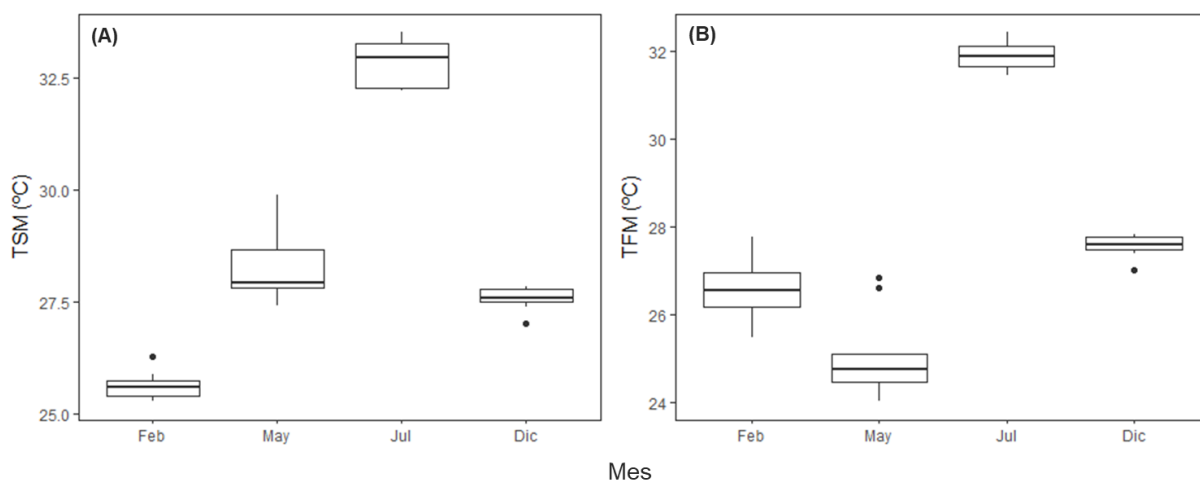


Figura 12. Temperatura superficial del mar (°C) (A) y temperatura de fondo del mar (°C) (B) correspondiente a las estaciones muestreadas en la zona costera de Nayarit durante el 2014.

La salinidad mostró valores promedios que oscilaron desde 24.05 ppt en diciembre hasta 33.68 ppt en febrero (Fig. 13). El mes con menor variabilidad fue diciembre encontrándose todos los valores sobre los 24 ppt. La prueba Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas a escala temporal ($\chi^2= 32.872$; $p=$

0.0000003427). Tales diferencias se deben al mes de febrero cuyos valores de salinidad fueron superiores al resto de los meses.

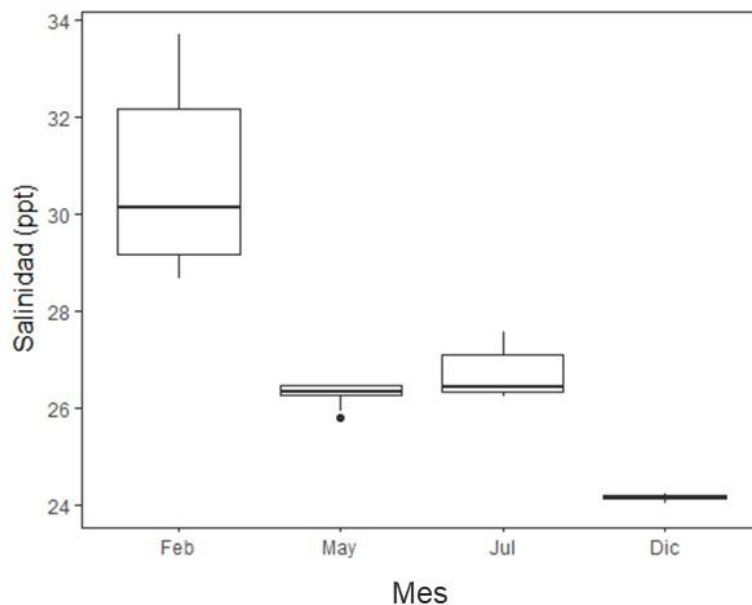


Figura 13. Salinidad promedio (ppt) correspondientes a las 10 estaciones muestreadas en la zona costera de Nayarit durante el 2014.

La profundidad media oscila entre los 7.81 y 13.56 m en el área analizada (Tabla 1). Las mayores profundidades se encuentran hacia las estaciones del sur en playa Chila y Punta Custodio. Por su parte las zonas más someras se localizan al centro y norte de la región en las zonas de esteros y desembocaduras de ríos.

El contenido de materia orgánica encontrado no mostró un patrón norte-sur. En general, se observan valores bajos en la mayoría de las estaciones. Las mayores proporciones se aprecian en la Bahía de Matanchén en las estaciones 5 y 6, mientras que la 1, 3 y 9 fueron las de menor contenido (Fig. 14).

Tabla 1. Valores de profundidad media (m), materia orgánica (%) y carbonatos (%) para las 10 estaciones muestreadas en la zona costera de Nayarit durante 2014.

Estaciones	Profundidad media (m)	Materia Orgánica (%)	CaCO₃ (%)
E1	13.35	4.40	9.23
E2	13.41	5.45	10.64
E3	13.36	2.49	8.4
E4	13.56	6.96	8.97
E5	7.81	9.45	10.84
E6	9.27	12.96	6.72
E7	12.20	4.81	4.99
E8	9.74	4.59	4.53
E9	8.88	3.38	8.88
E10	7.89	8.51	7.87

La distribución del contenido de carbonatos sigue un patrón bien definido en el que se puede observar una mayor proporción en las estaciones que se encuentran más al sur de la zona de estudio. Los valores más elevados están presentes en las estaciones 2 y 5. En cambio los valores mínimos se hallan en las estaciones 7 y 8 (Fig. 15).

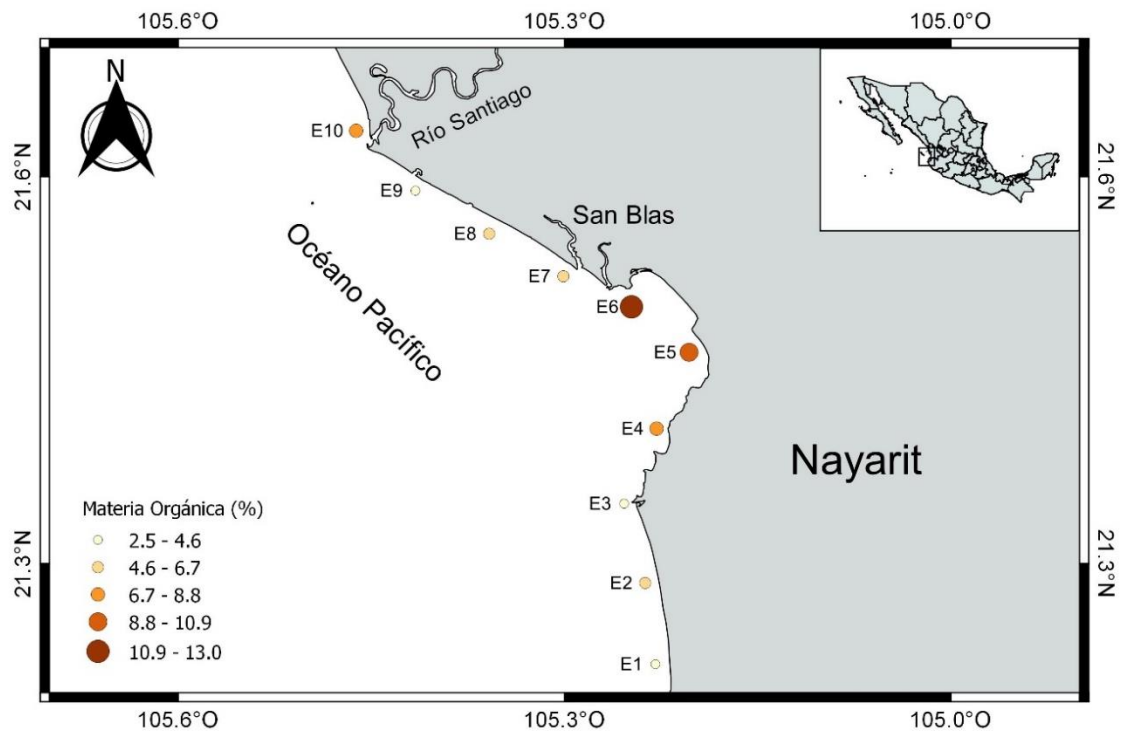


Figura 14. Distribución de la concentración de materia orgánica (%) correspondiente a las 10 estaciones muestreadas en la zona costera de Nayarit de 2014.

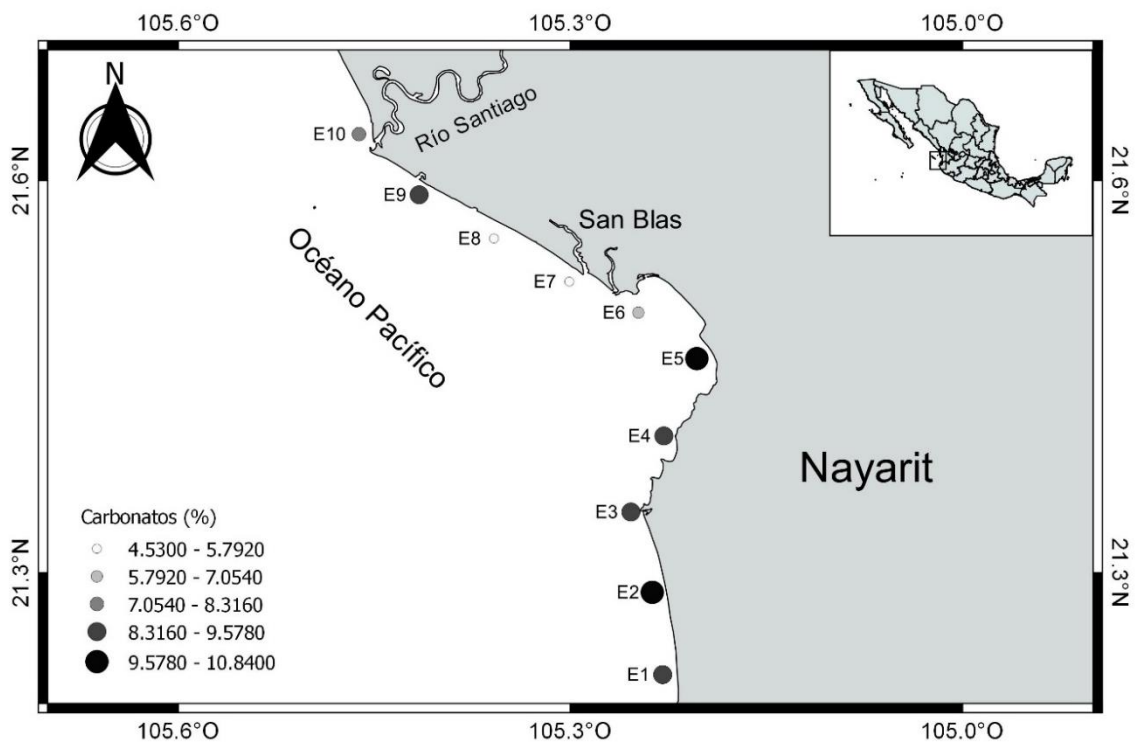


Figura 15. Distribución de la concentración de carbonatos (%) correspondiente a las 10 estaciones muestreadas en la zona costera de Nayarit de 2014.

6. Discusión

6.1 - Composición, abundancia y diversidad ecológica

La ictiofauna de la zona costera de Nayarit presentó una elevada riqueza de especies en comparación con estudios previos realizados en la región (Álvarez-Rubio, 1986; Carlos *et al.*, 2007; Palacios-Salgado, 2011; González-Díaz *et al.*, 2015). Cabe señalar que la mayoría de estos estudios se enfocaron en los hábitats estuarinos que forman parte de toda la franja costera. No obstante, la dinámica de estos ecosistemas y la capacidad adaptativa de muchas especies, hace posible la intercomunicación directa de los organismos entre los ríos, lagunas y sistemas estuarinos con el medio marino.

En México se han realizado un gran número de estudios enfocados a describir la estructura de la comunidad de peces estuarinos (Ayala-Pérez *et al.*, 2003; Castillo-Rivera *et al.*, 2005; González-Acosta *et al.*, 2005; Sandoval-Huerta, 2014). Del total de especies encontradas en este trabajo, más del 90% fueron identificadas como parte de los sistemas estuarinos-lagunares de la zona costera del Pacífico mexicano (Castro-Aguirre *et al.*, 2002; González-Acosta *et al.*, 2018a; González-Acosta *et al.*, 2018b). Todas estas especies comparten una característica fundamental que es la tolerancia a los cambios de salinidad ambiental (Castro-Aguirre *et al.*, 1999). Su capacidad osmorreguladora les permite incursionar de manera permanente u ocasional en los distintos medios para llevar a cabo sus funciones biológicas. Castro-Aguirre *et al.* (1999) afirman que la entrada a estos sitios no necesariamente puede estar dada con fines reproductivos o alimenticios, sino en términos de selectividad de nichos; o sea tener la facilidad de explotar tanto ambientes isohalinos como mixohalinos. En este sentido, al analizar la dinámica de estas comunidades se debe tener en cuenta que la composición, abundancia y riqueza estará condicionada por los requerimientos de las especies de estar en un ambiente u otro al momento de realizar el muestreo.

Carlos *et al.* (2007) reportaron 30 especies para el estero El Custodio, de las cuales 14 coinciden con el presente estudio: *Centropomus robalito*, *Centropomus medius*, *Lutjanus guttatus*, *Mugil cephalus*, *Diodon hystrix*, *Polydactylus approximans*, *Haemulopsis leuciscus*, *Bagre pinnimaculatus*, *Elops*

affinis, *Polydactylus opercularis*, *Synodus scituliceps*, *Selene brevoortii*, *Opisthonema libertate* y *Caranx canicus*. Para estos autores, una gran parte de estas especies resultaron las más abundantes y se consideraron como parte del componente salobre. En el presente trabajo, algunas como *Centropomus robalito*, *Polydactylus approximans* y *Opisthonema libertate* resaltaron como especies dominantes y fueron comunes en todo el período. Esto sugiere que para muchas de estas especies no existe una preferencia de hábitats.

Al analizar la distribución de las especies dominantes se puede observar la prevalencia de un mayor número de individuos en las estaciones que están cercanas a la desembocadura del río Santiago, en la región estuarina de San Blas y la Bahía de Matanchén. Aquí, sobresalen los valores de abundancia de las estaciones 5, 6, 7, 9 y 10. Justo en estas zonas se registraron los valores más bajos de salinidad debido al aporte dulceacuícola de los diferentes esteros. Esta condición le otorga a esos sitios características particulares que quizás permitan que las poblaciones de peces encuentren un medio óptimo para establecerse. Por ejemplo, en el estero San Cristóbal el cuerpo de agua está formado por un sistema hiposalino mientras que en Pozo-Rey es hipersalino. Ambos se destacan por una marcada diferencia en los sistemas: el pulso estacional de descarga fluvial en el primero y el escaso aporte dulceacuícola, así como la boca cegada del Rey en el segundo (Villaseñor, 1988).

Dos especies que presentaron esta distribución y que también parecen ser exclusivas de la zona costera de Nayarit fueron *Cathorops raredonae* y *Stellifer wintersteenorum*. *C. raredonae* estuvo presente solamente en el mes de julio, lo que puede indicar una preferencia por aguas más cálidas. El resto de las especies con menores abundancias presentaron patrones de cambios mensuales. Según Rodríguez-Romero *et al.* (1998) esto es una característica que sobresale en peces tropicales y subtropicales.

Por otro lado, justo en la estación 3, ubicada en la proximidad de la boca del estero El Custodio, fue capturado un único individuo de *Aluterus monoceros*, también conocido como lija barbuda. Resulta algo peculiar encontrar este ejemplar de la familia Monacanthidae en esta zona, ya que es considerada una de las pocas especies capturadas de categoría estrictamente marino. Es posible que en ese momento el patrón de circulación del estero no haya tenido un aporte

considerable de aguas salobres hacia la costa y se hayan mantenido constantes los rangos de salinidad conforme para dicho taxón.

Otro parámetro con una influencia marcada en estos sitios es el rango de mareas. Corrales-Pérez (1999) afirma que, en los estuarios, los procesos de transporte hidrodinámico están determinados por las mareas. Es probable que la permanencia en estas zonas de varias especies puede estar relacionada con condiciones de salinidad puntuales, producto de la duración de las mareas. También, en dependencia de la época del año, las cuencas de los sistemas fluviales pueden arrastrar grandes volúmenes de agua, contrarrestando a las corrientes litorales a tal grado que el sistema se vuelva prácticamente dulceacuícola (Álvarez-Rubio *et al.*, 1986).

En cuanto a la proporción de familias encontradas, Ariidae, Gerreidae y Sciaenidae sumaron un 55 % del total de la abundancia en la comunidad. Esto se corresponde con los hallazgos de Escobar (2012) quien encontró que estas familias, incluyendo a Ophidiidae, superaron el 50% de la abundancia relativa total en la franja de la plataforma continental del Caribe colombiano. Varios autores afirman que estas familias han sido reportadas como típicas de fondos blandos costeros con influencia de aguas turbias costeras (Koranteng, 2001; Manjarrés, 2011; Escobar, 2012). En este estudio no se encontraron registros de especies para la familia Ophidiidae, no obstante sí hay reportes para la zona de *Lepophidium prorates* (Palacios-Salgado, 2011). Quizás su ausencia en este estudio se deba a que su distribución predomina a mayores profundidades (Acevedo-Cervantes *et al.*, 2009) o esté relacionado con la actividad diaria de esta especie y la hora en que se realizó el muestreo.

Esto sugiere que la mayoría de los inventarios faunísticos son un tanto incompletos. De cierta forma, la dificultad para registrar el total de especies durante un muestreo es un obstáculo metodológico en los estudios de la biodiversidad (Gotelli & Colwell, 2001). La valoración del inventario ictiofaunístico en este estudio se corresponde con el patrón típico de las curvas de acumulación (Jiménez-Valderde & Hortal, 2003). A medida que se fue completando el inventario se fue haciendo menos frecuente la presencia de nuevas especies y la pendiente de la curva fue decreciendo. El hecho de que la curva de acumulación de especies no haya mostrado una tendencia asintótica clara,

permite inferir que no se haya obtenido la totalidad de las especies del territorio. Según Moreno & Halffter (2000), las especies que no aparecen en estos estudios son posiblemente especies localmente raras, o aquellas que provengan de poblaciones externas al sitio.

Al observar los patrones de abundancia desde una perspectiva global, es evidente la baja abundancia de las especies encontrada en la comunidad. Esto se hizo notar específicamente en grupos como los Clupeiformes (sardinias y anchovetas) que se caracterizan por ser peces formadores de cardúmenes compactos (Bouchon-Corrales, 2007). En varias estaciones se llegaron a capturar entre 1 y 3 ejemplares de este grupo. Este comportamiento puede ser asociado a condiciones oceanográficas temporales o patrones climáticos. Autores como Castro-González *et al.* (1997) plantean que la abundancia de las especies está determinada por las condiciones ecológicas, con una mayor influencia de parámetros ambientales como la temperatura. Varios estudios han indicado que esta variable ha manifestado fuertes correlaciones positivas con la riqueza y diversidad de especies en estuarios templados, subtropicales y tropicales (Hook, 1991; Tremain & Adams, 1995).

Para este estudio se registraron valores medios elevados de TSM (33°C) y TFM (32°C) durante el mes de julio. A su vez, el mes con mayor intervalo de variación resultó mayo para ambas temperaturas. Precisamente, este patrón climático caracterizado por oscilaciones de temperatura, se corresponde con El Niño-Oscilación del Sur (ENOS; Paladines-Vélez *et al.*, 2015). Durante el año 2014, el índice Multivariado del ENOS (MEI) evidenció la presencia de El Niño, presentando valores máximos entre abril y septiembre (IMN, 2015). Este evento se caracteriza por generar cambios en los factores abióticos del ecosistema marino; trayendo consigo una disminución de la disponibilidad de nutrientes y un decline en los procesos de afloramiento (Espino, 1999). De forma directa, provoca en los organismos altas mortalidades, emigraciones e inmigraciones, cambios en la actividad reproductora, y cambios en los rangos de distribución, latitudinal, longitudinal y batimétrica (Mendo & Wolff, 2003; Jahncke *et al.*, 2004).

Lo anterior implica que la baja abundancia encontrada podría deberse a que muchas de las especies se hayan desplazado en busca de sitios con condiciones más favorables para su desarrollo. Gran parte de las especies

encontradas en este estudio comparten un rango de distribución amplio a lo largo de toda la región costera de Pacífico mexicano. No obstante, Gárate & Pacheco (2004) alegan que durante el ENOS algunas especies de peces pueden ampliar sus rangos de distribución hasta latitudes donde habitualmente no se encuentran. Una vez que las condiciones vuelven a lo usual, las especies también pueden retornar a sus límites de distribución habituales (Hooker, 1998).

Es importante tener en cuenta que a partir de marzo del 2015 la intensidad del fenómeno ENOS aumentó gradualmente, alcanzado el máximo absoluto entre agosto y setiembre (Fig. 16). De hecho este evento se consideró como de categoría intensa, siendo de los tres más intensos desde 1950 (IMN, 2015). Si se tiene en cuenta que las zonas estuarinas pueden responder más rápidamente al cambio climático debido a su carácter somero, es de esperar que la comunidad de peces pudo haber experimentado mayor perturbación durante este período.

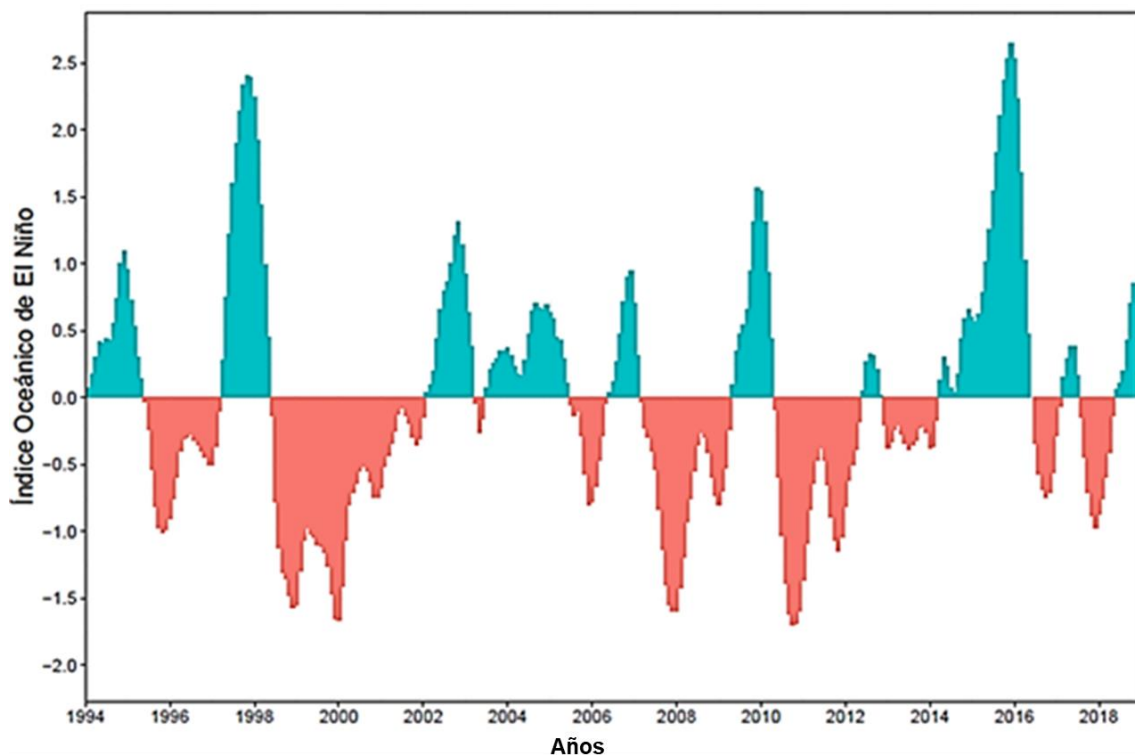


Figura 16. Serie temporal de anomalías de la temperatura superficial del mar durante el período 1994 – 2018.

El índice de diversidad no detectó un patrón estacional marcado. Es posible que la poca variación en el índice se deba a la presencia de especies dominantes durante el muestreo y no esté asociada con una época del año en

particular. Por ejemplo, en mayo, se observó en playa del Rey (estación 9) una diversidad de 0.76 bits/ind, con una evidente dominancia de *Cathorops* sp. (47 ejemplares de un total de 60 capturados). Para el mes de julio en el estero de Aticama (estación 5), se alcanzó una diversidad de 0.74 bits/ind, con una clara dominancia de *Opisthonema libertate* (28 ejemplares de un total de 34 capturados en ese muestreo).

Debe tenerse en cuenta que tanto *Opisthonema libertate* como otras especies que presentaron una elevada abundancia, influyen en el valor del índice de diversidad por su condición gregaria (Vera & Vera, 2016). Sin embargo, también se debe considerar también que los valores bajos de diversidad son producto de la baja riqueza encontrada en algunos sitios. Tal es el caso de Punta Custodio (estación 3) en el mes de diciembre, donde se obtuvo una diversidad de 0.56 bits/ind debido solamente a la presencia de *Diodon holocanthus* y *Gerres simillimus*.

Los valores de equidad fueron altos, lo que implica uniformidad en la distribución de las abundancias. Las diferencias significativas encontradas entre los meses analizados se deben, básicamente, al mes de julio; que fue el que mostró los valores más bajos. De este modo, la equidad tuvo una tendencia contraria a la riqueza ya que julio fue el mes con mayor número de especies. Esto implica, que, a pesar de incrementar la riqueza, la abundancia de algunas pocas especies domina la estructura de la comunidad.

A pesar de que la comunidad de peces no mostró diferencias espacio-temporales, algunas estaciones manifestaron una relación positiva con variables ambientales como el contenido de materia orgánica y de carbonato de calcio. El depósito de sedimentos aportado por los ríos y su transporte como carga de fondo o en suspensión, son procesos que regulan la distribución de muchas especies. Se ha planteado que la diversidad varía según los tipos de sedimentos ya que de ello depende la disponibilidad de alimentos, determinante en la abundancia de especies (Gage & Tyler, 1991).

Existe una estrecha relación entre la profundidad y el tipo de sedimento, ya que en presencia de aguas más someras los granos suelen ser más gruesos. En cambio, mientras más fino sea el sedimento resulta más fácil que la materia

orgánica se adhiera a las partículas del grano (Hernández-Azcúnaga, 2005). Esto podría ser la razón de que se encontrara un mayor porcentaje de materia orgánica en las estaciones que se situaron más cercanas a desembocaduras de ríos y esteros. Estas localidades se caracterizan por la presencia de un sustrato fango-arenoso y arcillo-fangoso (Corrales Pérez, 1999) dado que son zonas de manglares con una elevada productividad biológica. Varias de estas estaciones obtuvieron los valores más elevados de abundancia y diversidad.

La zona costera analizada resultó ser heterogénea en cuanto a la composición del sedimento. Esto se debe a que, a diferencia de la zona norte, la franja litoral ubicada más al sur está formada por ambientes de playas. El sedimento en estas estaciones estuvo integrado por un tipo de grano más grueso y a la vez presentó los mayores valores de porcentaje de carbonato de calcio. Se ha sugerido que este compuesto tiene un papel fundamental en la transferencia de carbono orgánico al fondo oceánico, pues permite una mejor preservación de la materia orgánica particulada y un rápido hundimiento (Silverberg *et al.*, 2014).

Sin embargo en estas estaciones se observó una relación inversa entre ambas variables, ya que en ellas se ubicaron los valores más bajos de porcentaje de materia orgánica. Esto pudiera explicarse a través de la incidencia de la Corriente Costera Mexicana, la cual es generada localmente por el efecto local del viento que fortalece su circulación hacia el polo (Godínez *et al.*, 2010; Gómez-Valdivia *et al.*, 2015). Esta zona presenta una circulación compleja, donde se registran remolinos de meso-escala y procesos dinámicos de surgencia en escalas interanuales y estacionales (Zamudio *et al.*, 2007). Estas condiciones, en conjunto, pueden arrastrar la materia orgánica y determinar su grado de deposición hacia el interior de la Bahía de Matanchén.

El máximo contenido de CaCO_3 fue localizado precisamente en las estaciones donde se midieron las mayores profundidades, lo cual es equivalente a ambientes asociados a organismos como corales, rodolitos y foraminíferos que pueden formar colonias en el fondo (Steller *et al.*, 2003). Por tanto los valores elevados son atribuidos a la alta producción de exoesqueletos carbonatados de los organismos que habitan en este medio (Halfar *et al.*, 2004). Carranza-Carranza-Edwards *et al.* (2015) también argumentan que las zonas costeras con mayor enriquecimiento de carbonatos son aquellas con menores aportes de

sedimentos terrígenos (siliciclásticos), derivados de los escurrimientos de las cuencas.

6.2- Diversidad Taxonómica

En este estudio no se observaron diferencias en el índice de distinción taxonómica promedio para las temporadas analizadas. Las estaciones que mostraron mayor heterogeneidad taxonómica fueron las que se hallaron cercanas a la media de la distribución de probabilidad. En este escenario reincidió un mayor número de estaciones de los meses febrero y diciembre; justamente donde se encontraron los mayores valores de índices de diversidad y equidad. Sin embargo, las estaciones 2, 8 y 9 del mes de diciembre resaltaron por poseer los valores máximos del índice, a pesar de tener un menor número de especies.

Según Moreno *et al.* (2009) lo anterior se relaciona con una sobre o sub-representación de algunos grupos taxonómicos, lo cual fue evidente en estos sitios. Por ejemplo las estaciones 8 y 9 mostraron una sobre representación de las especies *Rhinoptera steindachneri* y *Chloroscombrus orqueta*. Estas especies poseen hábitos migratorios y gregarios, lo cual se refleja en los grandes volúmenes de captura de juveniles y adultos durante la temporada de pesca (Tapia-García, 1997; Ehemann, 2017). En cambio, los valores bajos en la distinción taxonómica promedio están relacionados con niveles taxonómicos bajos, por ejemplo, muchas especies que pertenecen a un mismo género o familia. Payan-Alcacio (2015) plantea que, cuando los valores del índice quedan dentro del rango de variación a nivel de familia, los cambios en la composición íctica ocurren a niveles taxonómicos superiores y no a nivel de especie.

La homogeneidad de la diversidad taxonómica se observó en numerosas estaciones dentro de la comunidad, presentando valores de Δ^+ por debajo de la media de la distribución de probabilidad y cercanos al límite inferior de la misma. Diferentes estudios afirman que estos patrones son indicios de impactos antropogénicos en las localidades que los presentan (Warwick & Clarke 1998a, Rogers *et al.*, 1999). En efecto, las estaciones 5 y 6 que se hallaron fuera de la distribución casualmente se ubican en las cercanías de los esteros de Pozo-Rey y San Cristóbal en San Blas.

En esta región existe una producción importante de cultivo camarón que en el año 2001 alcanzó las 1900 ha usadas en estanques para la especie. Esto trajo consigo una alteración de las planicies de inundación, impactando al conjunto de humedales por la interrupción de la conectividad entre ellos (Berlanga & Ruiz, 2006). Además, se vio alterada la calidad del agua debido a la operación de vaciado de las granjas camaroneras (Gómez *et al.*, 2000). Según González *et al.* (1999) la falta de una buena infraestructura y de un control adecuado del manejo de la calidad del agua, trajo como consecuencia la aparición de problemas sanitarios.

La totalidad de las granjas muestreadas presentaron camarones con bacterias y protozoarios ciliados epicomensales en branquias; lo cual sugirió una elevada presencia de microbios en las aguas de los sistemas estuarinos de San Blas. También se encontró la presencia de insecticidas organoclorados en camarón (metabolitos de Endosulfan y de DDT) y en ostión y la lisa (isómeros de HCH). Este tipo de plaguicidas en los organismos revela un área impactada debido a que son compuestos persistentes que se bioacumulan y se biomagnifican (Robledo *et al.*, 1999). Son incorporados en plantas a través del suelo y en tejidos grasos de peces causándoles enfermedades. Entre los efectos que causan en los peces están muerte del organismo, cánceres, tumores, lesiones, inhibición o fracaso reproductivo, supresión del sistema inmunitario, perturbación del sistema endocrino, daños celulares y en el ADN y deformidades físicas.

En este estudio fue capturado un ejemplar de *Cathorops* sp. con deformidades físicas en la estación 6 durante el mes de mayo. Esto pudiera indicar que existan más organismos con esta condición y que esta especie muestra señales de vulnerabilidad ante un ambiente contaminado en la comunidad. Muchos de estos efectos son crónicos y tienen consecuencia en toda la cadena trófica (Vallejo, 2008). Un estudio realizado en los sedimentos del río Santiago mostró que existen metales pesados como plomo, cromo, cobalto, mercurio y arsénico (Tetreault *et al.*, 2010). Teniendo en cuenta que este río drena grandes volúmenes de agua dulce en la costa nayarita, es de esperar que se derrame gran parte de toda esta contaminación en las zonas de manglar.

Sosa-López *et al.* (2005) añaden que algunos factores ambientales pueden actuar como 'filtros de nicho' favoreciendo la presencia solamente de especies taxonómicamente cercanas. A pesar de que varios autores afirman que las variaciones en la distinción taxonómica promedio se deben más a las variaciones ambientales que al esfuerzo pesquero (Escobar, 2012; Nieto *et al.*, 2013), no se debe descartar que el impacto de los arrastres camaroneros provoca un gran estrés dentro de la comunidad. La actividad pesquera provoca una disminución de tallas promedio tanto de las especies objetivo como de la fauna acompañante y una reducción en la riqueza y composición de especies (Rogers *et al.*, 1999). También, se debe tener presente que la sensibilidad al impacto pesquero es asumida de manera distinta por algunos órdenes y familias, de acuerdo a las diferencias en su ciclo de vida (Sosa-López *et al.*, 2005).

6.3- Diversidad Funcional

Tres de los indicadores de diversidad funcional utilizados en este estudio (riqueza, divergencia y dispersión funcional) fueron semejantes a lo largo de los meses de muestreo. El único índice que mostró diferencias fue la equidad funcional, el cuál mostró un patrón similar que la equidad de Pielou coincidiendo con los valores mínimos durante julio. En contraste, en el mes de diciembre con los valores más elevados hace evidente que las especies exhibieron la mayor uniformidad en la distribución de las abundancias dentro del espacio funcional. De la misma manera, este mes presentó la mayor heterogeneidad taxonómica observada, lo que lleva a una mayor diferencia taxonómica entre las especies y por tanto un uso diferente de los recursos.

El resto de los índices funcionales arrojaron valores similares durante todos los meses. Sin embargo la composición específica fue variable e incluso existió alternancia entre las especies dominantes, por lo que a lo largo del año abundaron las especies con diferentes rasgos funcionales. Se ha sugerido que para sistemas costeros con una elevada disponibilidad de hábitat, se reduce la competencia por el nicho pues hay mayor disponibilidad de recursos (Payan-Alcacio, 2015). Esto sugiere que a lo largo del ciclo anual se incorporan especies que aprovechan las condiciones que brinda el ambiente. En este caso, esto puede estar relacionado con las condiciones cambiantes generadas por el fenómeno El Niño. Por otro lado, Córdova-Tapia *et al.* (2018) expresó que la

competencia de algunas especies similares funcionalmente no tiene un papel clave en la estructura de la comunidad.

Casi todos los atributos funcionales estuvieron bien representados, pero no mostraron iguales proporciones observándose una dominancia funcional en la comunidad. La mayoría de las especies presentaron niveles tróficos similares, con un promedio de 3.6 ± 0.5 , lo que concuerda con Tripp-Valdez (2010), quien documentó para la zona un promedio de 3.7 ± 0.4 . Este patrón es habitual encontrarlo en sistemas de fondos blandos, debido a que presentan un número limitado de nichos que las especies pueden explotar (Evans & Tallmark, 1985; Tripp-Valdez, 2010). También durante los eventos de El Niño, los peces pueden cambiar la composición de sus dietas y explotar los recursos alimenticios que el medio disponga, sin necesidad de emigrar a nuevos hábitats (Hoyos *et al.*, 1985; Sánchez de Benites *et al.*, 1985).

Las interacciones tróficas de la ictiofauna estuarina están definidas por las variaciones ambientales a escala intra e interanual (Giarrizzo & Saint-Paul, 2008). Por ejemplo, la lisa blanca (*Mugil curema*) efectúa migraciones tróficas entre los diferentes ecosistemas en la región de San Blas durante todo el año. Según Villaseñor (1988) ocurren considerables descensos de abundancia de esta especie al abatirse el oxígeno a causa del transporte de materia orgánica durante la época de lluvias. Los bagres (Ariidae) también muestran una dominancia numérica selectiva, condicionada por su gama trófica en los ecosistemas estuarinos. La gran mayoría de los taxones de esta familia fueron hallados en las inmediaciones de ríos y esteros, en donde las extensas áreas con sedimentos suaves sin vegetación sumergida les facilitan un alto contenido de detrito. Estas localidades representan los sitios ideales de alimentación para los juveniles y adultos de estas especies (Reyes-Ramírez *et al.*, 2017).

Las especies ovíparas con huevos pelágicos resultaron las más recurrentes dentro del gremio reproductivo. Esto coincide con Palacios-Salgado (2011), quien reportó la predominancia de este tipo de desove para todo el Pacífico Tropical Mexicano. Como garantía de éxito reproductivo, está descrito que este tipo de desove tienen la ventaja de la dispersión hacia el océano por las corrientes, disminuyendo la probabilidad de depredación que es intensa en las aguas costeras tropicales (Johannes, 1978).

Con relación al hábitat, distribución en la columna de agua y sustrato se obtuvo una dominancia de especies con afinidad a fondos blandos y someros. Muy pocas especies de hábitos pelágicos estuvieron presentes, lo que está relacionado con el rango batimétrico, al no superarse los catorce metros de profundidad en las localidades analizadas. La mayor afinidad de las especies de hábitos pelágicos y de fondos mixtos con las estaciones más al sur se debió a las mayores profundidades encontradas en estas zonas.

Las preferencias alimenticias señalaron como dominantes a las especies invertívoras estrictas y las que incluyen en su dieta tanto peces como invertebrados. Tales resultados han sido encontrados en varios trabajos en México (Palacios-Salgado, 2011) y otros ecosistemas del Caribe (Nagelkerken & van der Velde, 2004). Esto indica una alta disponibilidad de invertebrados, lo que se corresponde con la elevada productividad biológica en la zona. De los atributos morfológicos el tipo y posición de la boca tiene una estrecha relación con la selección del alimento; la boca terminal e inferior fueron los rasgos morfológicos predominantes. La boca terminal no es típica de un gremio trófico en particular, o sea que la tienen especies de hábitos carnívoros, herbívoros, u omnívoros (Nelson *et al.*, 2016). Los peces con boca inferior tienden a alimentarse de organismos ubicados debajo de ellos, como algas y detritos acumulados en el fondo. En los peces con este tipo de boca, la mandíbula inferior es más corta que la superior; tal es el caso de bagres que tienen barbillas largas alrededor de la boca que les sirven para detectar presas en el fondo (Reyes-Ramírez *et al.*, 2017).

Con respecto al resto de atributos morfológicos, se halló que el tipo de aleta caudal más abundante se correspondió con la forma del cuerpo más representativa. Tanto el cuerpo fusiforme como la aleta caudal furcada son características de peces con nado rápido. Aquí pudo haberse esperado encontrar también una mayor abundancia de otras características propias de estos ambientes como por ejemplo, cuerpos depresiformes, típicos de especies que viven asociadas al fondo o enterrados en él.

Finalmente, la variedad de afinidades biogeográficas indicó que las especies poseen un amplio rango de distribución. La gran mayoría pueden desplazarse desde la provincia de San Diego, al norte de la península de Baja

California con climas templados, hasta la provincia Panámica con carácter tropical. El hecho que estas especies con tales rangos de distribución se hallen en esta zona se debe a las condiciones oceanográficas y heterogeneidad de hábitats (biotopos de manglar, zonas de arrecifes, fondos con sustratos diversos y parches coralinos). Las afinidades ictiogeográficas que presenta la región costera de Nayarit, pudiera indicar la existencia de una zona de transición a lo largo de toda la costa del Pacífico mexicano, como ha sido sugerido por (Nieto-Navarro *et al.* (2013).

La dominancia de algunos rasgos funcionales en prácticamente todos los atributos, puede revelar una comunidad donde predominan especies equivalentes funcionalmente. Según Flynn *et al.* (2009) las comunidades con un alto número de especies, pero diversidad funcional baja, tienen alta redundancia funcional. Esta se origina cuando las especies se solapan en sus rasgos, lo que puede reflejar solapamiento de nicho (Bellowood *et al.*, 2003). Esto conlleva a estar en presencia de un ecosistema sensible y poco capaz de sobreponerse ante una perturbación. En este caso, se puede deducir que, dado que la diversidad funcional es relativamente estable a lo largo del año, a pesar de los cambios en la distribución de la abundancia (equidad) puede existir una alternancia de especies que cumplen funciones similares. Particularmente, el fenómeno de El Niño pudo ser un factor clave en este proceso, porque a menudo especies de otras regiones extienden su distribución durante este evento.

6.4- Limitaciones e implicaciones del estudio

Para llevar cabo estudios ecológicos de esta magnitud, debe considerarse que el uso de una única arte de pesca puede ser un factor limitante para tener una visión completa sobre la estructura de las comunidades. Aun si se aumenta el esfuerzo pesquero es de esperar que exista la tendencia que sean capturadas las mismas especies o las más representativas de un determinado ambiente (Yáñez-Arancibia, 1981). El uso de diferentes artes de pesca, tiene la ventaja de obtener mayor información ya que cada tipo de arte presenta cierta selectividad lo que puede producir que se capturen especies diferentes.

Por otro lado, los muestreos estuvieron limitados a cuatro meses de trabajo. Al no contar con muestras del resto de los meses del año, es probable

que ciertos patrones espacio-temporales de la distribución de las especies no hayan sido detectados. Por ejemplo, varias especies que fueron catalogadas como raras según el análisis de la prueba de Olmstead-Tukey, pudieran tener los picos máximos de abundancias en otros períodos y por tanto su estacionalidad no haya quedado clara.

Aunado a lo anterior, varios autores también han discutido acerca del incremento de la riqueza específica durante la noche (Griffiths, 2001; Castillo-Rivera *et al.*, 2005). Se plantea que durante las horas nocturnas, producto del aumento de la actividad trófica, muchos peces observan mejor a sus presas. Este comportamiento coincide con lo reportado por varios autores para sistemas costeros tropicales, destacando el uso de estos hábitats con fines de refugio y alimentación (Arceo-Carranza *et al.*, 2010). Sin embargo, en este caso no fue posible llevar a cabo los muestreos en la noche ya que no se contaba con la logística necesaria. Esto implica que podrían haber quedado excluidas del muestreo especies de hábitos nocturnos.

Durante el proceso de identificación de los peces, no fue posible distinguir las especies de los géneros *Anchoa* y *Cathorops*. La identificación de la familia Ariidae conlleva cierta dificultad debido a la similitud en sus caracteres morfológicos externos y diferencias ontogénicas e intersexuales. Sólo pocas especies tienen caracteres diagnósticos conspicuos (Marceniuk *et al.*, 2009). En el caso de las anchoas, también resulta algo compleja su identificación. Por ejemplo, se han llevado a cabo estudios donde se ha utilizado el intestino como carácter diagnóstico para la identificación de estos grupos de peces y como carácter morfométrico para comparar las poblaciones de anchoveta (Harder, 1958). Esta limitante pudo haber sesgado la abundancia de otras especies del mismo género ya capturadas, o en su defecto contribuir con registros de otras especies no identificadas.

Con respecto a la diversidad funcional, en este estudio no se pudo generar información completa sobre el tamaño real de los organismos capturados. Para estimar los índices funcionales, se tomaron los valores de longitud máxima reportados en la literatura. A pesar de no ser datos exactos de las muestras tomadas, se consideraron confiables para la interpretación de los resultados,

además de que en forma general revelan el carácter de la especie y no del individuo.

La ictiofauna de estos sistemas estuarinos, en su gran mayoría, forma parte de las vías de extracción pesquera ya sea por ser parte de la fauna de acompañamiento del camarón o por extracción artesanal. Por tal razón, los estudios no deberían enfocarse solo en las especies de interés comercial, sino llevarse a cabo también investigaciones para esclarecer temas acerca de la biología del resto de las especies. En estos ecosistemas existen muchos taxones que son explotados indirectamente, y de ellos solo se tiene un conocimiento a nivel de género o aspectos básicos de su ecología; sin llegar a profundizar en sus ciclos reproductivos, patrones sexuales y requerimientos nutricionales.

De acuerdo con Castro-Aguirre *et al.* (1999) estos ambientes, debido a su breve existencia geológica, no se consideran sitios de formación de nuevas especies. A pesar de la riqueza que poseen, la ictiofauna que aquí habita se considera inexistente desde el punto de vista de su origen. Con base en estos elementos, y teniendo en cuenta la variabilidad climática y el impacto antropogénico actual, estos ecosistemas pueden inducir a largo plazo cambios irreversibles. Se han planteado diversos mecanismos de conservación, tales como cierre de áreas de pesca, restricciones de artes de pesca y la implementación de nuevas tecnologías (López-Martínez *et al.*, 2007). Sin embargo, para efectuar tales procedimientos, se requiere identificar áreas donde hayan ocurrido reducciones en las abundancias, así como en las capturas de fauna acompañante por unidad de esfuerzo (Kanyerere, 2001). Por ello es vital mantener un monitoreo sistemático que refleje los cambios o estabilidad de las comunidades de peces.

7. Conclusiones

La composición de peces asociados a la zona costera de Nayarit estuvo integrada por 82 especies pertenecientes a 56 géneros, 31 familias, 11 órdenes y dos clases presentando una elevada riqueza de especies. Se identificó un porcentaje elevado (67 %) de especies que pueden ser catalogadas como raras.

Se observó una baja abundancia de la ictiofauna y la diversidad ecológica, taxonómica y funcional no revelaron un patrón espacio-temporal evidente. La presencia del fenómeno El Niño durante el año 2014, influyó en mantener la diversidad relativamente constante por el aporte de especies que extienden su distribución o disminuyen su abundancia. Este último proceso se pudo evidenciar por cambios significativos en la equidad, es decir la distribución de la abundancia y de atributos funcionales entre las especies.

Los bajos valores de la diversidad taxonómica sugieren una comunidad de peces compuesta por especies emparentadas. Dado que estas especies suelen tener atributos morfo-ecológicos similares. Estos resultados se pueden correlacionar con la acción antropogénica y una posible contaminación del área, fenómenos de meso-escala y la presencia de El Niño.

8. Literatura Citada

- Abellán, P., D.T. Bilton, A. Millán, D. Sánchez-Fernández & P. M. Ramsay. 2006. Can taxonomic distinctness assess anthropogenic impacts in inland waters? A case study from a Mediterranean river basin. *Freshwater Biology*. 51:1744-1756.
- Acevedo-Cervantes, A., J. López-Martínez, E. Herrera-Valdivia & J. Rodríguez-Romero. 2009. Análisis de la abundancia, dominancia y diversidad de la comunidad de peces demersales de profundidad de 90 a 540 metros en el Golfo de California, México. *Interciencia*, 34(9), 660-665.
- Aguilera, M. & J. F. Silva. 1997. Especies y biodiversidad. *Interciencia*, 22(6), 299-306.
- Álvarez-Rubio, M. 1986. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. *An Inst Cienc del Mar y Limnol Univ Nal Autón México*, 13, 185-242.
- Amezcu-Linares, F. 1977. Generalidades ictiológicas de lo sistema lagunar costero de Huizache-Caimanero, Sinaloa, México.
- Amezcu-Linares, F. 1996. Peces demersales de la plataforma continental del Pacífico central de México (No. Sirsi) i9789683656414). Universidad Nacional Autónoma de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (México).
- Amezcu-Linares, F. 2009. Peces demersales del Pacífico de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. *Rev. Mex. Biodivers.*, 82, 323-327.
- Arceo-Carranza, D., M. E. Vega-Cendejas, J. L. Montero-Muñoz & M. J. Hernández de Santillana. 2010. Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces en una laguna costera tropical. *Rev. Mex. Biodivers.*, 81: 823-837.
- Ayala-Pérez, L. A., J. R. Miranda, & D. F. Hernández. 2003. La comunidad de peces de la Laguna de Términos: estructura actual comparada. *Rev. Biol. Trop.*, 783-794.

- Barjau-González, E. 2012. Estructura comunitaria y diversidad taxonómica de los peces en la Bahía de la Paz y la Isla San José, Golfo de California. 135p.
- Barneche, D. R., M. Kulbicki, S. R. Floeter, A. M. Friedlander, J. Maina & A. P. Allen. 2014. Scaling metabolism from individuals to reef-fish communities at broad spatial scales. *Ecology Letters*, 17(9): 1-10.
- Bellwood, D. R., P. C. Wainwright, C. J. Fulton, A. Hoey. 2002. Assembly rules and functional groups at global biogeographical scales. *Functional Ecology*, 16, 557-562.
- Bellwood, D. R., Hoey, A. S., & Choat, J. H. 2003. Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs. *Ecology letters*, 6(4), 281-285.
- Berlanga, R., C. A. & A. L. Ruiz. 2006. Evaluación de cambios en el paisaje y sus efectos sobre los humedales costeros del sistema estuarino de San Blas, Nayarit (México) por medio de análisis de imágenes Landsat. *Cienc. Mar.* 32 (3): 523-538.
- Bevilacqua, S., S. Frascchetti, L. Musco, G. Guarnieri & A. Terlizzi. 2011. Low sensitiveness of taxonomic distinctness indices to human impacts: evidences across marine benthic organisms and habitat types. *Ecol. Indic.*, 11: 448- 455.
- Blondel, J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos*, 100(2), 223-231.
- Bonaviri, C., T. Vega-Fernández, F. Badalamenti, P. Gianguzza, M. Di Lorenzo & S. Riggio. 2009. Fish versus starfish predation in controlling sea urchin populations in Mediterranean rocky shores. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 382: 129-138.
- Bortone, S. A. 1977. Revision of the sea basses of the genus *Diplctrum* (Pisces: Serranidae). Source: NOAA Tech. Rept., *National Marine Fisheries Service Circ.*, 404: 1-49.

- Bouchon-Corrales, M. 2007. Biología y pesquería de Samasa *Anchoa nasus* (Kner y Steindachner, 1866) (pisces; Clupeiformes: engraulidae) en el mar peruano.
- Briggs, J. C. 1974. Marine zoogeography. New York: McGraw-Hill.
- Bussing, W. A. 1993. *Pomadasys empherus*, a new species of haemulid fish from the tropical eastern Pacific. *Rev. Biol. Trop.*, 41(2):245-251.
- Bussing, W. A. & M. L. López. 1993. Peces demersales y pelágicos costeros del Pacífico de centro América meridional. Guía ilustrada (Spanish/English) *Rev. Biol. Trop.* (Special Pub.), 164.
- Carlos, B. V., P. M. Emilio, L. R. Consuelo, L. L. Porfirio & C. M. Alfonso. 2007. Diversidad y abundancia de la comunidad de peces del estero "El Custodio", Municipio de Compostela, Nayarit, México. REDVET.
- Carranza-Edwards, A., A. Z. Márquez-García, C. I. Tapia-Gonzalez, L. Rosales-Hoz, & M. Á. Alatorre-Mendieta. 2015. Cambios morfológicos y sedimentológicos en playas del sur del Golfo de México y del Caribe noroeste. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 67(1), 21-43.
- Castillo-Rivera, M., R. Zarate & S. Ortiz. 2005. Variación nictímeral y estacional de la abundancia, riqueza y especies dominantes de peces, en un ambiente salobre de sustrato blando. *Hidrobiológica*, 15(2): 227-238.
- Castro-Aguirre, J. L., E. F. Balart y J. Arvizu-Martínez. 1994. Consideraciones generales sobre la ictiofauna de las lagunas costeras de México. *Rev. Zool. Inf.*, 27: 47-84.
- Castro-Aguirre, J. L. & H. Espinosa Pérez. 1996. Listados faunísticos de México. VII. Catálogo sistemático de las rayas y especies afines de México (Chondrichthyes: Elasmobranchii: Rajiformes: Batoideiomorpha). Instituto de Biología, UNAM.
- Castro-Aguirre, J. L., H. P. Espinosa & J. J. Schmitter-Soto. 1999. Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México. Editorial Limusa.

- Castro Aguirre, J. L., E. Pérez, S. Soto & J. Jacobocoaut. 2002. Lista sistemática, biogeográfica y ecológica de la ictiofauna. Estuarino lagunar y vicaria de México (No. AR/597.09272 C3).
- Castro-Aguirre, J. L., González-Acosta, A. F., De la Cruz-Agüero, J., & Moncayo-Estrada, R. 2006. Ictiofauna marina-costera del Pacífico central mexicano: análisis preliminar de su riqueza y relaciones biogeográficas. Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán, 149-165.
- Chao, N. L. 2001. Two new species of *Stellifer* from inshore waters of the Eastern Pacific, with a redescription of *S. ephelis* (Perciformes: Sciaenidae). *Rev. Biol. Trop.*, 49(1):67-80.
- Chiarucci, A., G. Bacaro, D. Rocchini & L. Fattorini. 2008. Discovering and rediscovering the sample-based rarefaction formula in the ecological literature. *Community Ecology*, 9(1), 121-123.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18(1), 117-143.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. 1994. Similarity-based testing for community pattern: the two-way layout with no replication. *Marine Biology*, 118(1), 167-176.
- Clarke, K. R, Warwick R. M. 2001. Change in marine communities: An Approach to Statistical Analysis and interpretation, 2nd edition. Eprimer-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, UK. 86pp.
- Colwell, R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, S. Y. Lin, C. X. Mao, R. L. Chazdon & J. T. Longino. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of plant ecology*, 5(1), 3-21.
- CONAPESCA. 2011. Anuario Estadístico de Pesca 2003. Mazatlán, México.
- Córdova-Tapia, F., V. Hernández-Marroquín, & L. Zambrano. 2018. The role of environmental filtering in the functional structure of fish communities in tropical wetlands. *Ecology of freshwater fish*, 27(2), 522-532.

- Corrales Pérez, E. 1999. Abundancia de postlarvas de camarón *Penaeus* spp en el Estero San Cristóbal, San Blas, Nayarit, 1996 (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas).
- Dean, W. E. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediment and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*, 44: 242-248.
- Ehemann, N. R. 2017. Nicho trófico de *Rhinoptera steindachneri* en la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas). 46pp.
- Eschmeyer, W. N., E. S. Herald. & H. Hammann. 1983. A field guide to the Pacific coast fishes of North America. Houghton Mifflin, Boston. 336 p.
- Escobar Toledo, F. D. 2012. Variación espacio-temporal de la diversidad de la comunidad de peces asociada a la pesquería de arrastre de camarón del Mar Caribe de Colombia (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas). 110pp.
- Escobar-Toledo, F. D. & M. D. P. Parrado-Cortés. 2013. Incidencia de la Pesca Artesanal Sobre la Diversidad Taxonómica y Funcional de la Comunidad de Peces en el Mar Caribe de Colombia Artisanal Fisheries Incidence on Taxonomic and Functional Diversity of the Fish Community in the Caribbean Sea off Colombia L'Impact de la Pêche sur la Diversité Taxonomique et Fonctionnelle de la Communauté de. In Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute (Vol. 65), 346-351.
- Espino, M. 1999. "El Niño 1997-98": su efecto sobre el ambiente y los recursos pesqueros en el Perú. *Rev. Per. Biol.* Vol. Extraordinario. : 97-109.
- Espinosa-Pérez, H. 2014. Biodiversidad de peces en México. *Rev. mex. Biodivers.*, 85, 450-459.
- Evans, S., & B. Tallmark. 1985. Niche separation within the mobile predator guild on marine shallow soft bottoms. *Mar. Ecol. Prog. Ser. Olden.*, 23(3), 279-286.

- Fisher, W., F. Krupp, W. Schneider, K. Sommer, E. Carpenter & V. N. Niem. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca, Pacífico Centro Oriental. FAO. Vols. II and III, 648–1813.
- Flynn, D. F., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B. T. Richers, B. B. Lin & F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol. Let.*, 12(1), 22-33.
- Fonseca, C. R., & G. Ganade. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology*, 89(1), 118-125p.
- Foster, S. J. & A. C. Vincent. 2010. Tropical shrimp trawl fisheries: Fishers' knowledge of and attitudes about a doomed fishery. *Marine Policy*, 34 (3), 437-446.
- Froese, R., & D. Pauly. 2018. FishBase 2018, version January, 2018. World Wide Web electronic publication Retrieved from <http://www.fishbase.org>.
- Gage, J. D. & P. A. Tyler. 1991. Deep Sea Biology: A Natural History of Organisms at the Deep Sea Floor. Cambridge University Press. Cambridge, RU. 504 pp.
- Gárate, A., & A. Pacheco. 2004. Cambios en la distribución y abundancia de la ictiofauna de aguas someras en San Bartolo (Lima, Perú) después del ENSO 1997-98. *Ecología Aplicada*, 3(1-2), 148-153.
- García, J. M. & J. V. Gómez. 2005. La pesca industrial de camarón en el Golfo de California: Situación económico-financiera e impactos socio-ambientales. Resumen Ejecutivo, 2005. Conservación Internacional. www.wwf.org.mx/.../rep-tec-RS-INP-INAPESCAWWF-1030.pdf
- Giarrizzo, T., & U. Saint-Paul. 2008. Ontogenetic and seasonal shifts in the diet of the pemecou sea catfish *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae), from a macrotidal mangrove creek in the Curuçá estuary, Northern Brazil. *Rev. Biol. Trop.*, 56(2), 861-873.
- Gillett, R. 2010. Estudio mundial sobre las pesquerías del camarón. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 475, Roma, FAO. 386 pp.

- Godínez, V. M., E. Beier, M. F. Lavín & J. A. Kurczyn. 2010. Circulation at the entrance of the Gulf of California from satellite altimeter and hydrographic observations. *J. Geophys. Res. Oceans*, 115.
- González-Acosta, A. F., G. De la Cruz-Agüero, J. De la Cruz Agüero & G. Ruiz-Campos. 2005. Seasonal pattern of the fish assemblage of El Conchalito mangrove swamp, La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Hidrobiológica* 15 (2 Especial): 205-214.
- González-Acosta, A. F., E. F. Balart, G. Ruiz-Campos, H. Espinosa-Pérez, Cruz-Escalona, V. H., & A. Hernández-López. 2018. Diversidad y conservación de los peces de la bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Rev. Mex. Biodivers.*, 89(3), 705-740.
- González-Díaz, A. Á., M. Soria-Barreto, L. Martínez-Cardenas, & M. Blanco. 2015. Fishes in the lower San Pedro Mezquital River, Nayarit, Mexico. *Check List*, 11(6), 1797.
- González, V. H., O. D. Domínguez, V. A. González & D. C. U. Contreras. 1999. Presencia de epicomensales en camarones de granjas de San Blas, Nayarit. *Resúmenes del XV Congreso Nacional de Zoología y VII Reunión Nacional de Malacología y Conquiliología*. 9 al 12 de noviembre. Tepic, Nayarit.
- Gómez, R. E., E. A. Castillero P., H. Santiago V. & J. R. Blanco B. 2000. Tiempos de residencia del sistema estuarino de San Blas, Nayarit. *Res. XII Congr. Nal. de Oceanogr.* 22 al 26 de mayo, Huatulco, Oax., México.
- Gómez-Valdivia, F., A. Parés-Sierra & A. L. Flores-Morales. 2015. The Mexican Coastal Current: A subsurface seasonal bridge that connects the tropical and subtropical Northeastern Pacific. *Continental Shelf Research*, 110, 100-107.
- Gotelli, N. J. & R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.*, 4: 379-391.

- Griffiths, S.P. 2001. Diel variation in the seagrass ichthyofaunas of three intermittently open estuaries in southeastern Australia: implications for improving fish diversity assessments. *Fish. Manage. Ecol.*, 8: 123-140.
- Gutiérrez-Sánchez, F. J., F. Galván-Magaña., L. A. Abitia-Cárdenas. & J. Rodríguez-Romero. 2007. Peces demersales de Bahía Magdalena. En: Funes-Rodríguez R, Gómez-Gutiérrez J, Palomares-García R (eds) Estudios ecológicos en Bahía Magdalena. CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México.
- Halfar, J., J. Ingle-Jr & L. Godínez-Orta. 2004. Modern non-tropical mixed carbonate-siliciclastic sediments and environments of the southwestern Gulf of California, Mexico. *Sedimentary Geology* 165: 93-115. DOI: 10.1016/j.sedgeo.2003.11.005.
- Hall, S. J., & S. P. Greenstreet. 1998. Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 166, 227-229.
- Harder, W. 1958. El intestino como carácter de diagnóstico para la identificación de ciertos Clupeiformes (Engraulidae, Clupeidae, Dussumieriidae) y como carácter morfométrico para la comparación de las poblaciones de anchoveta (*Cetengraulis mysticetus*). *Inter-Am. Trop. Tun. Comm. Bull.*, II, (8), 367 – 388.
- Heiri, O., A. F. Lotter, & G. Lemcke. 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of paleolimnology*, 25 (1), 101-110.
- Hernández-Azcúnaga, L. 2005. Dinámica del transporte de sedimentos como carga de fondo en el Alto Golfo de California (Master's thesis).
- Herrera-Valdivia, E., J. López-Martínez, S. C. Vargasmachuca & A. R. García-Juárez. 2016. Diversidad taxonómica y funcional en la comunidad de peces de la pesca de arrastre de camarón en el norte del Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop.*, 64(2), 587-602.

- Hickling, R., D. B. Roy, J. K. Hill, R. Fox & C. D. Thomas. 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global change biology*, 12(3), 450-455p.
- Hook, J. 1991. Seasonal variation in relative abundance and species diversity of fishes in South Bay. *Contributions in Marine Science*. 52:127-141.
- Hooker, Y. 1998. Fauna asociada a las aguas cálidas presentes en la bahía de Pucusana durante El Niño 1997-98. Junio a Julio de 1997. *Inf. Prog. Inst. Mar. Perú*. Nº 85.
- Hoyos, L., B. Shiga, V. Chiong & J. Tarazona. 1985. Alguno cambios en la ictiofauna y sus relaciones tróficas durante el fenómeno El Niño en la bahía de Ancón.
- Krebs, J. 1999. Ecological methodology. Edic. Addison Wesley Longman (edit). 580 pp.
- Jahncke, J., D. M. Checkley & G. L. Jr. Hunt. 2004. Trends in carbon flux to seabirds in the Peruvian upwelling system: effects of wind and fisheries on population regulation. *Fish. Oceanogr.* 13: 3, 208-223.
- Jennings, S., & M. J. Kaiser. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *In Advances in marine biology* (Vol. 34, pp. 201-352). Academic Press.
- Jiménez-Orocio, O., I. Espejel, & M. L. Martínez. 2015. La investigación científica sobre dunas costeras de México: origen, evolución y retos. *Rev. Mex. Biodivers.*, 86(2), 486-507.
- Jiménez-Valverde, A. & J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar los inventarios biológicos. *Rev. Iber. Aracnol.*, 8, 151-161.
- Johannes, R. E. 1978. Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics. *Environmental Biology of Fishes*, 3: 65-84.
- Kanyerere, G. Z. 2001. Spatial and Temporal Distribution of Some Commercially Important Fish Species in the Southeast and Southwest Arms of Lake Malawi: A Geostatistical Analysis. *Fish. Bull.* 43: 1-30.

- Koranteng, K. A. 2001. Structure and dynamics of demersal assemblages on the continental shelf and upper slope off Ghana, West Africa. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 220:1–12.
- Krebs, D. L. 2008. Morality: An evolutionary account. *Perspectives on psychological science*, 3 (3), 149-172.
- Lalli, C.M. & T.R. Parsons. 1993. Biological Oceanography. An Introduction. Oxford, *Pergamon Press*.
- Laliberté, E., & P. Legendre. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305.
- Lara-Lara, J. R., J. A. Arreola-Lizárraga, L. E. Calderón-Aguilera, V. F. Camacho-Ibar, G. De la Lanza-Espino, A. Escofet-Giansone & E. A. Meling-López. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. *Capital natural de México*, 1, 109-134.
- Last, P. R., G. J. P. Naylor & B. M. Manjaji-Matsumoto. 2016. A revised classification of the family Dasyatidae (Chondrichthyes: Myliobatiformes) based on new morphological and molecular insights. *Zootaxa* 4139 (3):345–368.
- Lavin, M. F. & S. G. Marinone. 2003. An overview of the physical oceanography of the gulf of California. In: Velasco-Fuentes, O. U. (ed.). *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics*. SpringerNetherlands. 173-204.
- Lavorel, S., K. Grigulis, S. McIntyre, N. S. Williams, D. Garden, J. Dorrough & A. Bonis. 2008. Assessing functional diversity in the field—methodology matters! *Functional Ecology*, 22(1), 134-147.
- Leonard, D. R. P., R. K. Clarke, P. J. Somerfield & R. M. Warwick. 2006. The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. *Journal of Environmental Management*, 78, 52–62.
- Lewinson, R., L. Crowder, A. Read, & S. Freeman. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine mega-fauna. *Trends Ecol. Evol.*, 19 (11), 598-604.

- Lluch-Cota, S. E., E. A. Aragon-Noriega, F. Arreguín-Sánchez, D., Aurióles-Gamboa, J. J. Bautista-Romero, R. C. Brusca & G. Fernández. 2007. The Gulf of California: review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in oceanography*, 73(1), 1-26.
- López, M. L. 1981. Los “roncadores” del género *Pomadasys* (Haemulopsis) [Pisces: Haemulidae] de la costa Pacífica de Centro América. *Rev. Biol. Trop.*, 29 (1): 83-94.
- López-Martínez, J., S. Hernández-Vázquez, C.H. Rábago-Quiroz, E. Herrera-Valdivia & R. Morales-Azpeitia. 2007. Efectos ecológicos de la pesca de arrastre de camarón en el Golfo de California. Estado del arte del desarrollo Tecnológico de las Artes de Pesca, p. In CEDRSSA (eds.). La situación del sector pesquero en México. CEDRSSA y Cámara de diputados Lx Legislatura, México, D.F. 14-47.
- Lotze, H. K., H. S. Lenihan, B. J. Bourque, R. H. Bradbury, R. G. Cooke, M. C. Kay, & J. B. Jackson. 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312(5781), 1806-1809p.
- Love, M. S., C. W. Mecklenburg, T. A. Mecklenburg, & L. K. Thorsteinson. 2005. Resource Inventory of Marine and Estuarine Fishes of the West Coast and Alaska: A Checklist of North Pacific and Arctic Ocean Species from Baja California to the Alaska–Yukon Border. U. S. Department of the Interior, U. S. Geological Survey, Biological Resources Division, Seattle, Washington, 228pp.
- Madrid-Vera, J., F. Amezcua & E. Morales-Bojórquez. 2007. An assessment approach to estimate biomass of fish communities from bycatch data in a tropical shrimp-trawl fishery. *Fish. Res.*, 83(1), 81-89.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University press.
- Magurran, A. E. 1998. Population differentiation without speciation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: *Biological Sciences*, 353(1366), 275-286.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity* (Oxford: Blackwell).

- Manjarrés, L. 2011. Ensamblajes de peces demersales del Caribe colombiano: Patrones espacio-temporales y relación con variables ambientales y pesqueras. Tesis Ph.D. Universidad de Cadiz. España, 433 p.
- Marceniuk, A. P. & P. Acero. 2009. A new species of *Cathorops* (Siluriformes; Ariidae) from Mesoamerica, with redescription of four species from the eastern Pacific. *Bull. Mar. Sci.*, 85(3), 245-280.
- Mason, N. W. H., C. Lanoiselee, D. Mouillot, J. B. Wilson & C. Argillier. 2008a. Does niche overlap control relative abundance in French lacustrine fish communities? A new method incorporating functional traits. *Journal of Animal Ecology*. 77:661–669.
- Mason, N. W. H., P. Irz, C. Lanoiselee, D. Mouillot & C. Argillier. 2008b. Evidence that niche specialization explains species energy relationships in lake fish communities. *Journal of Animal Ecology*. 77: 285–296.
- McConnaughey, R. A., K. L. Mier & C. B. Dew. 2000. An examination of chronic trawling effects on soft-bottom benthos of the eastern Bering Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, 57, 1377-1388.
- Mendo, J. & M. Wolff. 2003. El impacto de El Niño sobre la producción de conchas de abanico (*Argopecten purpuratus*) en Bahía Independencia, Pisco, Perú. *Ecol. apl.*, 2(1): 51-57.
- Mendoza, E., M. Castillo-Rivera, R. Zarate-Hernandez & S. Ortiz-Burgos. 2009. Seasonal variations in the diversity, abundance and compositions of species in an estuarine fish communities in the tropical Eastern Pacific, México. *Ichthyol.* 56, 330-339.
- Micheli, F. & B. S. Halpern. 2005. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecol. Lett.*, 8(4), 391-400.
- Miller, D. J. & R. N. Lea. 1976. Guide to the coastal marine fishes of California. California Dept. Fish and Game, *Fish. Bull.* 157:1-249.
- Moncayo-Estrada, R., J. L. Castro-Aguirre & J. De La Cruz Agüero. 2006. Lista sistemática de la ictiofauna de Bahía de Banderas, México. *Rev. Mex. Biodivers.*, 77(1), 67-80.

- Moreno, C. E. & G. Halffter. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *J. Appl. Ecol.*, 37: 149-158.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 p.
- Moreno, C. E., G. Castillo-Campos & J. R. Verdú. 2009. Taxonomic diversity as complementary information to assess plant species diversity in secondary vegetation and primary tropical deciduous forest. *Journal of Vegetation Science*. 20: 935–943.
- Mouchet, M. A., S. Villéger, N. W. Mason, & D. Mouillot. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876.
- Mouillot, D., N. A. Graham, S. Villéger, N. W. Mason, & D. R. Bellwood. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution*, 28(3), 167-177p.
- Naeem, S. 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation biology*, 12(1), 39-45p.
- Nagelkerken, I. & G. van der Velde. 2004. A comparison of fish communities of subtidal seagrass beds and sandy seabeds in 13 marine embayments of a Caribbean island, based on species, families, size distribution and functional groups. *Journal of Sea Research*, 52:127-147.
- Nelson, J. S. 2006. *Fishes of the World*. 4th Edition. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. 601 pp.
- Nelson, J. S., Grande, T. C., & Wilson, M. V. 2016. *Fishes of the World*. John Wiley & Sons.
- Nieto Navarro, J. T. 2010. Estructura y organización de la ictiofauna de fondos blandos del sur de Sinaloa: Análisis ecológico y topología de taxa (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas). 178 pp.

- Nieto-Navarro, J. T., M. J. Zetina-Rejón, F. Arreguín-Sánchez, D. S. Palacios-Salgado & F. Jordán. 2013. Changes in fish by catch during the shrimp fishing season along the Eastern coast of the mouth of the Gulf of California. *Journal of Applied Ichthyology*, 29(3), 610–616.
- Ortiz-Pérez, M. A, G. De La Lanza, M. P. Salazar & J. L. Carbajal. 2006. Diferenciación del espacio costero de México: un inventario regional. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 137 p.
- Palacios-Salgado, D. S. 2011. Patrones latitudinales de composición y diversidad funcional de peces asociados a la pesca de camarón del Pacífico Mexicano (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.).
- Paladines Vélez, G. A., N. B. Paladines Vélez, V. M. Paltán Zhingre, V. N. Pazmiño Moreira, W. H. Pedroza Uzhca, P. P. Portilla Merino, C. E. Rivera Robles & F. D. Acurio Páez. 2015. Fenómeno del Niño historia y perspectivas.
- Parmesan, C., & G. Yohe. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421(6918), 37p.
- Payán-Alcacio, J. Á. 2015. Diversidad funcional de la comunidad de peces en hábitats de manglar en la Bahía de La Paz, BCS México (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas).
- Pielou, E. C. 1975. Ecological diversity (No. 574.524018 P5).
- Quinn, N. J. 1980. Analysis of temporal changes in fish assemblages in Serpentine Creek, Queensland. *Environmental Biology of Fishes*, 5(2), 117-133.
- Rábago-Quiroz, C. H., J. López-Martínez, E. Herrera-Valdivia, M. O. Nevárez-Martínez & J. Rodríguez-Romero. 2008. Population dynamics and spatial distribution of flatfish species in shrimp trawl bycatch in the Gulf of California. *Hidrobiológica*, 18(3), 177-188.

- Ramos-Miranda, J., D. Mouillot, D. F. Hernández, A. S. López, T. D. Chi & L. A. Pérez. 2005. Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 304: 1-13.
- Ramos-Miranda, J., D. Flores-Hernández, L. A. Ayala-Pérez, J. Rendón-von Osten, G. Villalobos-Zapata, & A. Sosa-López. 2006. Atlas hidrológico e ictiológico de la Laguna de Términos. Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX)-Universidad Autónoma de Campeche, Campeche, Campeche.
- Reguero, M., & A. García-Cubas. 1989. Moluscos de la plataforma continental de Nayarit: sistemática y ecología (cuatro campañas oceanográficas). In *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, Universidad Nacional Autónoma de México (Vol. 16), 33-58 pp.
- Reyes-Ramírez, H., R. Florido, N. Álvarez-Pliego, A. J. Sánchez & M. Á. Salcedo. 2017. Hábitos alimenticios de *Cathorops* aguadulce (Siluriformes: Ariidae) en un ecosistema estuarino al sur del Golfo de México. *Hidrobiológica* 27 (2): 163-173.
- Robertson, D. R. & G. R. Allen. 2002. Shore fishes of the Tropical Eastern Pacific: an Information System. CD-ROM. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panama.
- Robertson, D.R. & G. R. Allen. 2016. Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: Sistema de Información en línea. Versión 3.0 (2016). Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá. www.neotropicalfishes.org/sftep
- Robledo, M., M. L., G. A. E., Rojas, B. C. A. Romero & V. H. González. 1999. Presencia de insecticidas organoclorados en organismos estuarinos. *Resúmenes del XV Congreso Nacional de Zoología y VII Reunión Nacional de Malacología y Conquiliología*. 9 al 12 de noviembre. Tepic, Nayarit.
- Rodríguez-Romero, J., A. Abitia-Cárdenas, F. GalvánMagaña, B. Aguilar-Palomino & J. Arvizu-Martínez. 1998. Ecology of fish community from the

soft bottom of Bahía Concepción, Mexico. *Archive of Fishery and Marine Research, Germany* 46: 61-76.

Rodríguez-Romero, J., S. Hernández-Vázquez & J. López-Martínez. 2009. Desarrollo potencial de peces desaprovechados. In *Diversidad Marina. Ciencia y Desarrollo*. CONACYT, México. 35: 45-51.

Rogers, S. I., K. R. Clarke, J. D. Reynolds. 1999. The taxonomic distinctness of coastal bottom-dwelling fish communities of the Northeast Atlantic. *Journal Animal Ecology*, 68:769-782.

Rosenblatt, R. H., & G. D. Johnson. 1974. Two new species of sea basses of the genus *Diplectrum*, with a key to the Pacific species. *California Fish and Game*, 60(4):178-191.

Ruocco, N. L., L. O. Lucifora, J. M. Díaz de Astarloa, R. C. Menni, E. Mabragna, & D. A. Giberto. 2012. From coexistence to competitive exclusion: can overfishing change the outcome of competition in skates (Chondrichthyes, Rajidae)? *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(1).

Sánchez González, S. 2000. Ictiofauna de la Bahía de Banderas Nayarit, Jalisco zonas adyacentes, México. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Instituto Nacional de la Pesca. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. L156. México, D.F.

Sánchez-Santilla, N., G. De la Lanza-Espino. 1994. Aspectos climáticos en una laguna costera (Ejemplo de caso: Laguna Huizache y Caimanero), (CLIMA), 199-219. En: De la Lanza-Espino, G. & C. Cáceres-Martínez (Eds.). *Lagunas Costeras y el Litoral y el Litoral Mexicano.*, 1ª edición., UNAM.UABCS, Área Interdisciplinaria de Ciencias del Mar. La Paz, B.C.S., México.

Sandoval-Huerta, E. R., X. Madrigal-Guridi, L. H. Escalera-Vázquez, M. Medina-Nava & O. Domínguez-Domínguez. 2014. Estructura de la comunidad de peces en cuatro estuarios del Pacífico mexicano central. *Rev. Mex. Biodivers.*, 85(4), 1184-1196.

- Sathianandan, T. V., K. S. Mohamed & E. Vivekanandan. 2011. Species diversity in fished taxa along the southeast coast of india and the effect of the Asian Tsunami of 2004. *Marine Biodiversity*, 42(2): 179-187.
- Shannon, C.E. & W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana, IL. 19-27, 82-103, 104-107.
- Silverberg, N., F. Aguirre-Bahena & A. Mucci. 2014. Time-series measurements of settling particulate matter in Alfonso Basin, La Paz Bay, southwestern Gulf of California. *Continental Shelf Research*, 84, 169-187.
- Smith, R. & T. Smith. 2006. Ecología Cuarta edición. Editorial Pearson Education, S.A. Madrid. 642 p.
- Soberón-Chávez, G. 1984. Mecanismos de producción de las poblaciones de peces demersales de la plataforma continental del sur del Golfo de México: Variables de interacción ecológica (Doctoral dissertation, Tesis de Maestría en Ciencias del Mar. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México).
- Sokal, R. & F. Rohlf. 1969. Biometry. W. L. Freeman and Comp. San Francisco.
- Solano, E., & W. Stolz. 2015. El fenómeno ENOS (El niño oscilación del sur), IMN.
- Somerfield, P. J.; K. R. Clarke, R. M. Warwick & K. Dulvy. 2008. Average functional distinctness as a measure of the composition of assemblages. *ICES Journal of Marine Science*. 65: 1462-1468.
- Sosa-López, A., J. Ramos-Miranda, D. Flores-Hernández, D. Mouillot, & T. Do Chi. 2005. Evidencias de cambios en la diversidad ictiofaunística de la Laguna de Términos México. Una aplicación de índices de diversidad taxonómica. *Jaina*, 15, 7-13.
- Sparre, P. & C. Venema. 1997. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales Parte I Manual. FAO. Roma, Italia, 560 p.
- Steel, R. G., & J. H. Torrie. 1985. Bioestadística: principios y procedimientos. McGraw-Hill.

- Steller, D. L., R. Riosmena-Rodríguez, M. S. Foster & C. A. Roberts. 2003. Rhodolith bed diversity in the Gulf of California: the importance of rhodoliths structure and consequences of disturbance. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 5-20. DOI: 10.1002/aqc.564.
- Tapia-García, M. 1997. Diversidad dinámica y patrones reproductivos en la comunidad de peces demersales del Golfo de Tehuantepec. Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Iztapalapa Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. B094. México, D.F.
- Tetreault, D., C. McCulligh, & R. Flores. 2010. La exigibilidad de los derechos ambientales en México: el caso del río Santiago. *Perspectivas del universalismo en México*. México y Guadalajara: Fundación Konrad Adenauer, Universidad de Guadalajara/ITESO, 121-132.
- Tremain, D. M., & D. H. Adams. 1995. Seasonal variations in species diversity, abundance, and composition of fish communities in the northern Indian River Lagoon, Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 57(1), 171-192.
- Tripp-Valdez, A. 2010. Comparación de dos enfoques metodológicos para el análisis de la estructura trófica de la ictiofauna de fondos blandos de las costas de Nayarit, México (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas).
- Unsworth, R. K. F., Garrad I. S., Salinas L. P., Cullen L. C., Smith D. J., Sloman K. A. & J. J. Bell. 2009. Structuring of Indo Pacific fish assemblages along the mangroveseagrass continuum. *Aquatic Biology*. 5: 85-95pp.
- Ulloa-Ramírez, P. A., J. L. Patiño-Valencia, M. L. Guevara-Rascado, S. Hernández-Ventura, R. Sánchez-Regalado & A. Pérez-Velázquez. 2008. Peces marinos de valor comercial del estado de Nayarit, México. Instituto Nacional de Pesca, Nayarit.
- Valencia-Huerta, A. 1980. Monografía del Estado de Nayarit. SARH, México, 62p.
- Vallejo, D. I. R. 2008. Detección y caracterización de pesticidas organoclorados en sedimento de tres lagunas costeras del sur de Tamaulipas y norte de

- Veracruz, México. Tesis en opción al grado de Maestría en Tecnología Avanzada. 121pp.
- van der Heiden, A. M. & H. G. Plascencia-González. 2005. *Etropus ciadi*, a new endemic flatfish from the Gulf of California, Mexico (Pleuronectiformes: Paralichthyidae). *Copeia* (3):470-478.
- Vera, M. D. J. Z., & M. N. Z. Vera. 2016. Consideraciones generales acerca del OPISTHONEMA SPP. (PINCHAGUA). Ecuador. *Dominio de las Ciencias*, 2(2), 53-62.
- Videgaray, D. J. 2014. Contribución al conocimiento de la diversidad taxonómica de los peces de fondos blandos en laguna San Ignacio, Baja California Sur, México. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 58p.
- Villarreal, P. R. 1994. Estructura de las comunidades de peces de la laguna de Raya, Isla de Margarita, Venezuela. *Ciencias Marinas*, 20(1), 1-26p.
- Villaseñor, T. R. 1988. Biología pesquera de *Mugil curema*, Valenciennes (Pisces: Mugilidae) y perspectivas tecnológicas de captura en la zona estuarina y marina adyacente a San Blas Nayarit, México. Tesis de ingeniería. Universidad Autónoma de Nayarit. 233 p.
- Villéger, S., N. W. H. Mason & D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89:2290–2301.
- Villéger, S.; J. R. Miranda, D. F. Hernández & D. Mouillot. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecol. Appl.*, 20(6): 1512-1522.
- Warwick, R. M. & K. R. Clarke. 1995. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 129: 301-305.
- Wainwright, P. C. & D. R. Bellwood. 2002. Ecomorphology of feeding in Coral reef fishes. Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem, Academic Press, San Diego, 33-56.

- Warwick, R. M. & K. R. Clarke. 1998a. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*. 35, 523-531.
- Warwick, R. M. & K. R. Clarke. 1998b. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology*, 35, 532-54.
- Warwick, R.M. & J. Light. 2002. Death assemblages of molluscs on St Martin's Flats, Isles of Scilly, a surrogate for regional biodiversity? *Biodiversity and Conservation*, 11: 99-112.
- Wright, J.P., S. Naeem, A. Hector, C. Lehman, P.B. Reich, B. Schmid & D. Tilman. 2006. Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning. *Ecol. Lett.*, 9, 111-120.
- Yagi, Y., I. Kinoshita, S. Fujita, D. Aoyama, & Y. Kawamura. 2011. Importance of the upper estuary as a nursery ground for fishes in Ariake Bay, Japan. *Environmental Biology of Fishes*, 91: 337–352.
- Yáñez-Arancibia, A. 1981. The occurrence, diversity and abundance of fishes in two tropical coastal lagoons with ephemeral inlets on the Pacific coast of México. *Tech. Pap. Mar. Sci. UNESCO*. 33: 233-260.
- Yáñez-Arancibia, A. 1986. Ecología de la zona costera: análisis de siete tópicos (No. Sirsi) i9789684630338).
- Zamudio, L., H. E., Hurlburt, E. J. Metzger, C. E. Tilburg. 2007. Tropical wave-induced oceanic eddies at Cabo Corrientes and the María Islands, Mexico. *J. Geophys. Res. (Oceans)* 112.

9. Anexos

Anexo 1. Composición y abundancia relativa (AR %) de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante los meses de febrero, mayo, julio y diciembre de 2014.

Especies	Nombre común	AR %
Clase Chondrichthyes		
Orden Rajiformes		
Familia Rajidae		
<i>Rostroraja equatorialis</i> (Jordan y Bollman, 1890)	raya ecuatorial	0.04
Orden Myliobatiformes		
Familia Urotrygonidae		
<i>Urobatis halleri</i> (Cooper, 1863)	raya redonda común	0.08
<i>Urotrygon chilensis</i> (Günther, 1872)	raya redonda moteada	0.04
<i>Urotrygon aspidura</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	raya redonda panámica	0.09
Familia Gymnuridae		
<i>Gymnura marmorata</i> (Cooper, 1864)	raya mariposa californiana	0.02
Familia Aetobatidae		
<i>Aetobatus laticeps</i> (Gill, 1865)	chucho pintado	0.05
<i>Rhinoptera steindachneri</i> (Evermann y Jerking, 1891)	gavilán dorado	1.22
Clase Actinopterygii		
Orden Elopiformes		
Familia Elopidae		
<i>Elops affinis</i> (Regan, 1909)	machete del Pacífico	0.07
Orden Albuliformes		
Familia Albulidae		
<i>Albula nemoptera</i> (Fowler, 1911)	macabí ratón	0.02
Orden Clupeiformes		
Familia Engraulidae		
<i>Anchoa sp.</i>		0.23
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	anchoa de fondo	0.11
<i>Anchovia macrolepidota</i> (Kner, 1863)	anchoveta escamuda	2.19
<i>Cetengraulis mysticetus</i> (Günther, 1867)	anchoveta bocona	0.16
Familia Clupeidae		
<i>Opisthonema libertate</i> (Günther, 1867)	sardina crinuda	1.86
Familia Pristigasteridae		
<i>Neopisthopterus tropicus</i> (Hildebrand, 1946)	sardinela pelada	0.56
<i>Opisthopterus dovii</i> (Günther, 1868)	sardina machete chata	2.76
Orden Siluriformes		
Familia Ariidae		
<i>Ariopsis guatemalensis</i> (Günther, 1864)	bagre cuatete	0.04
<i>Bagre pinnimaculatus</i> (Steindachner, 1877)	bagre barbón	0.16
<i>Cathorops sp.</i>		10.92
<i>Cathorops liropus</i> (Bristol, 1897)	bagre conguito	1.87
<i>Cathorops raredonae</i> (Marceniuk, Betancur-R y Acero, 2009)	bagre de Raredon	2.90
Orden Aulopiformes		

Familia Synodontidae		
<i>Synodus scituliceps</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	chile arpón	0.08
Orden Mugiliformes		
Familia Mugilidae		
<i>Mugil cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	lisa común	0.02
Orden Perciformes		
Familia Centropomidae		
<i>Centropomus robalito</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	robalo aleta amarilla	1.83
<i>Centropomus medius</i> (Günther, 1864)	robalo aleta prieta	0.11
Familia Serranidae		
<i>Diplectrum pacificum</i> (Meek y Hildebrand, 1925)	serrano cabaicucho	0.02
<i>Epinephelus analogus</i> (Gill, 1863)	cabrilla pinta	0.02
<i>Rypticus bicolor</i> (Valenciennes, 1846)	jabonero moteado	0.02
<i>Rypticus nigripinnis</i> (Gill, 1861)	jabonero doble punteado	0.04
Familia Carangidae		
<i>Caranx caninus</i> (Günther, 1867)	jurel toro	0.16
<i>Chloroscombus orqueta</i> (Jordan y Gilbert, 1883)	horqueta del Pacífico	4.87
<i>Hemicaranx leucurus</i> (Günther, 1864)	jurelito aletiamarilla	0.18
<i>Selene brevoortii</i> (Gill, 1863)	jobobado mexicano	0.29
<i>Selene peruviana</i> (Guichenot, 1866)	jobobado papelillo	18.52
Familia Lutjanidae		
<i>Lutjanus guttatus</i> (Steindachner, 1869)	pargo lunarejo	0.61
<i>Lutjanus peru</i> (Nichols y Murphy, 1922)	huachinango del Pacífico	0.04
Familia Gerreidae		
<i>Deckertichthys aureolus</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	mojarra palometa	1.44
<i>Diapterus brevirostris</i> (Sauvage, 1879)	mojarra aletiamarilla	9.11
<i>Eucinostomus currani</i> (Zahuranec, 1980)	mojarra tricolor	0.02
<i>Eucinostomus dowii</i> (Gill, 1863)	mojarra manchita	0.02
<i>Eucinostomus entomelas</i> (Zahuranec, 1980)	mojarra mancha negra	0.05
<i>Gerres simillimus</i> (Reagan, 1907)	mojarra trompetera	0.02
Familia Haemulidae		
<i>Conodon serrifer</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	ronco ofensivo	0.05
<i>Genyatremus dovii</i> (Günther, 1864)	burro cotongo	0.07
<i>Haemulopsis axillaris</i> (Steindachner, 1869)	ronco callana	2.45
<i>Haemulopsis leuciscus</i> (Günther, 1864)	ronco ruco	0.07
<i>Haemulopsis nitidus</i> (Steindachner, 1869)	ronco brillante	0.18
<i>Orthopristis chalceus</i> (Günther, 1864)	burrito corcovado	0.38
<i>Pomadasys macracanthus</i> (Günther, 1864)	corocoro coche	0.04
<i>Pomadasys panamensis</i> (Steindachner, 1876)	roncacho mapache	3.49
Familia Polynemidae		
<i>Polydactylus approximans</i> (Lay y Bennett, 1839)	barbudo seis barbas barbudo nueve barbas	0.26 0.02
<i>Polydactylus opercularis</i> (Gill, 1863)		
Familia Sciaenidae		
<i>Cynoscion nannus</i> (Castro-Aguirre y Arvizu-Martínez, 1976)	corvina enana	0.25
<i>Cynoscion reticulatus</i> (Günther, 1864)	corvina rayada	0.08
<i>Cynoscion stolzmanni</i> (Steindachner, 1879)	corvina coliamarilla	0.02
<i>Isopisthus remifer</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	corvina ojona	2.37
<i>Larimus acclivis</i> (Jordan y Bristol, 1898)	boquinete	1.04
<i>Larimus argenteus</i> (Gill, 1863)	boquinete chato	10.13

<i>Larimus effulgens</i> (Gilbert, 1898)	boquinete boca de novia	0.67
<i>Paralonchurus goodei</i> (Gilbert, 1898)	corvineta ángel	0.37
<i>Stellifer chrysoleuca</i> (Günther, 1867)	corvinilla chata	0.04
<i>Stellifer ericymba</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	corvinilla hueca	1.96
<i>Stellifer illecebrosus</i> (Gilbert, 1898)	corvinilla plateada	0.53
<i>Stellifer wintersteenorum</i> (Chao, 2001)	corvinilla amigable	11.23
Familia Mullidae		
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i> (Gill, 1863)	chivo escamudo	0.38
Familia Ephippidae		
<i>Chaetodipterus zonatus</i> (Girard, 1858)	chambo	0.26
<i>Parapsettus panamensis</i> (Steindachner, 1876)	zapatero	0.02
Familia Sphyraenidae		
<i>Sphyraena ensis</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	barracuda mexicana	0.50
Familia Trichiuridae		
<i>Trachinotus paitensis</i> (Cuvier, 1832)	pámpano paloma	0.13
<i>Trichiurus nitens</i> (Garman, 1899)	sable del Pacífico	0.09
Familia Scombridae		
<i>Scomberomorus sierra</i> (Jordan y Starks, 1895)	sierra del Pacífico	0.11
Familia Stromateidae		
<i>Peprilus medius</i> (Peters, 1869)	palometa	0.17
<i>Peprilus snyderi</i> (Gilbert y Starks, 1904)	palometa salema	0.06
Orden Pleuronectiformes		
Familia Paralichthyidae		
<i>Ancyclopsetta dendritica</i> (Gilbert, 1890)	lenguado tres ojos	0.02
<i>Cyclopsetta panamensis</i> (Steindachner, 1876)	lenguado panámico	0.04
<i>Cyclopsetta querna</i> (Jordan y Bollman, 1890)	lenguado dientón	0.02
Familia Cynoglossidae		
<i>Symphurus elongatus</i> (Günther, 1868)	lengua espirilo	0.09
Orden Tetraodontiformes		
Familia Monacanthidae		
<i>Aluterus monocerus</i> (Linnaeus, 1758)	lija barbuda	0.02
Familia Tetraodontidae		
<i>Sphoeroides annulatus</i> (Jenyns, 1842)	botete diana	0.16
<i>Sphoeroides rosenblatti</i> (Bussing, 1996)	botete ovalado	0.02
Familia Diodontidae		
<i>Diodon holocanthus</i> (Linnaeus, 1758)	pez erizo mapache	0.12
<i>Diodon hystrix</i> (Linnaeus, 1758)	pez erizo pecoso	0.24

Anexo 2. Rasgos funcionales de la ictiofauna muestreada en la zona costera de Nayarit durante 2014.

- *Nivel trófico*

El nivel trófico de la mayoría de las especie se obtuvo de la sección de información trófica del sitio FishBase (Froese & Pauly, 2018; www.Fishbase.org). Para ello se establecieron cinco categorías las cuales incluyen los siguientes intervalos tróficos: 2 – 2.49, 2.5 – 2.99, 3 – 3.49, 3.5 – 3.99, 4 – 4.5.

- *Gremio trófico*

Los gremios tróficos se agruparon en cinco categorías de acuerdo con el tipo de alimento predominante documentado en la dieta de los peces siguiendo los criterios de Palacios-Salgado (2011):

- 5 Carnívoros invertívoros (predominio de invertebrados)
- 6 Carnívoros ictio-invertívoros (predominio de invertebrados pero con una porción de peces)
- 7 Carnívoros piscívoros (predomino de peces)
- 8 Planctívoros (predomino de zooplancton)
- 9 Omnívoros (se alimentan tanto de material vegetal como animal)

- *Gremio reproductivo*

Para las categorías del gremio reproductivo se tuvo en cuenta la clasificación actualizada según Saborido-Rey (2004):

1. Vivíparos matrotroóficos (VIVMA): Especies que paren a sus crías completamente formados y la nutrición depende directamente de la madre.
2. Vivíparos lecitotroóficos (VIVLE): Especies donde la madre retiene los huevos hasta la eclosión y la nutrición depende del vitelo.

3. Ovíparos: Especies cuyos huevos son expulsados al medio y la fertilización es externa. Este último grupo se trabajó subdividido en cuatro subgrupos:
 - a. Ovíparos con huevos pelágicos (OVHP)
 - b. Ovíparos con huevos bentónicos y fase pelágica (OVHBP)
 - c. Ovíparos con huevos bentónicos sin fase pelágica (OVHB)
 - d. Ovíparos con gestación oral (OVGO)

- *Afinidad ictiogeográfica*

Las afinidades zoogeográficas y los patrones de distribución de la comunidad de peces se determinó según los esquemas y criterios de Briggs (1974,1995) y Castro-Aguirre *et al.* (1999, 2005, 2006), respectivamente.

1. *Provincia de San Diego (PS)*

Desde Punta Concepción a Bahía Magdalena, en la costa occidental de Baja California Sur. En este territorio las aguas son templado-cálidas y la temperatura generalmente se encuentra entre los 10°- 25°C.

2. *Provincia de Cortés (PC)*

También denominada Sinuscaliforniana según Castro-Aguirre (1980). Incluye la parte sur de Bahía Magdalena (~25°N), y la porción norte y central del Golfo de California. Esta provincia está aislada de la Provincia Mexicana por la brecha de Sinaloa (banda de 370 km de costa arenosa y fangosa) entre Topolobampo y Mazatlán. La temperatura del agua en invierno fluctúa entre los 13 -15°C y en verano entre los 25 - 30°C. El clima es templado-cálido y subtropical.

3. *Provincia Mexicana (PM)*

Incluye la costa de México desde Mazatlán (Sinaloa) hasta el Istmo de Tehuantepec en Oaxaca. Está aislada de la Provincia de Cortés, al oeste, por el océano abierto entre Mazatlán y la Península de Baja California (expansión de 300 km), y al norte por la brecha de Sinaloa. Dadas las condiciones tropicales de

la zona, la temperatura del agua en invierno se mantiene regularmente entre los 18 - 20°C.

4. *Provincia Panámica (PP)*

Abarca desde El Salvador hasta cerca de Cabo Blanco, en la parte norte del Perú. Incluye Colombia y Ecuador en Sur América y las islas oceánicas de la región (Coco, Malpelo, Gorgona, etc.). Entre esta provincia y la anterior hay una sección extensa (brecha de América central) de línea costera de arena, de 1,000 km de longitud entre el Golfo de Tehuantepec (al sur de México) y El Salvador. En el límite sur de esta provincia (~6°S) se encuentra una zona de transición con influencia de aguas cálidas provenientes del Ecuador y aguas costeras frías de la Corriente Peruana que viene desde Chile. Esta provincia también presenta condiciones subtropical-tropical.

5. *Islas Galápagos (PG)*

Robertson y Cramer (2009) colocaron todas las islas costeras en una sola provincia de Islas Oceánicas, mientras que el archipiélago Islas Galápagos fue reconocida una provincia separada (Briggs, 1974). Esto fue determinado dado el alto grado de endemismo que presenta este territorio con un 13.6% para peces costeros. La temperatura del agua oscila entre los 20 - 27°C (seatemperature.info).

6. *Circumtropicales (CT)*

Especies ícticas de amplia distribución en los mares tropicales del mundo.

7. *Anfiamericanas (AA)*

Especies ícticas con distribución a ambos lados del Istmo Centroamericano (POT) y Atlántico Occidental.

- *Posición en la columna de agua*

Este atributo se refiere a la posición en la columna de agua donde los peces pasan la mayor parte de su ciclo de vida. Se agruparon en seis categorías:

1. Pelágicas-neríticas (PENER)

Aquellas especies que están asociadas a la parte superior de la columna de agua sobre la plataforma continental.

2. Pelágicas-oceánicas (PEOCE)

Aquellas especies que están asociadas a la parte superior de la columna de agua fuera de la plataforma continental.

3. Demerso-pelágicas (DEPEL)

4. Demersales

Aquellas especies que viven en el fondo o que están íntimamente relacionadas a él por los hábitos alimentarios, comportamiento reproductivo o patrones de migración. Este grupo se subdivide en dos categorías:

a. Demersales de fondos blandos (DFB)

Aquellas que viven sobre fondos de arena, fango o arcilla.

b. Demersales de fondos mixtos (DFM)

Aquellas especies que habitan indistintamente fondos blandos y duros, dígase sobre arrecifes o fondos rocosos.

- *Tamaño máximo*

Para el tamaño se definieron tres categorías: especies pequeñas ≤ 49.9 cm, especies medianas $\geq 50 \leq 99.9$ cm y especies grandes ≥ 100 cm.

- *Forma del cuerpo*

Este atributo morfológico fue clasificado en 10 categorías:

1. Fusiforme: forma primitiva e hidrodinámica propia de los nadadores ágiles (e.g. *Albula* sp. y *Scomberomorus* sp.).
2. Compresiformes: peces comprimidos lateralmente (e.g. *Selene* sp.).
3. Depresiforme A: peces fuertemente aplanadas dorsoventralmente (e.g. batoideos) que muestran conductas crípticas para ocultarse en los sedimentos.
4. Depresiformes B: especies que presentan su cuerpo moderadamente aplanado (e.g. *Cathorops* spp.).

5. Anguiliforme: peces con un cuerpo alargado y cilíndrico, circular en sección transversal el cual le permite meterse en oquedades (e.g. *Myrophis* sp.).
6. Teniforme: especies similares a los anguiliformes con el cuerpo alargado pero fuertemente comprimido lateralmente (e.g. *Trichiurus* sp.).
7. Sagitiforme: especies con cuerpo en forma de flecha (e.g. *Sphyræna* sp.).
8. Globiforme: especies de cuerpo robusto y romo, con la capacidad de inflarse rápidamente al aspirar agua o aire (e.g. *Diodon* sp. y *Sphoeroides* sp.).

- *Posición y tipos de boca*

Para este atributo se tuvo en cuenta tanto la posición como la forma de la boca de las especies. Se agruparon en 9 categorías:

- | | | |
|-------------|----------------|-----------------|
| 1. Oblicua | 4. Tubular | 7. Inferior |
| 2. Superior | 5. Protráctil | 8. Semi-ventral |
| 3. Terminal | 6. Proyectante | 9. Ventral |

- *Forma de la aleta caudal*

La forma de la aleta caudal se agrupó en 12 categorías:

- | | |
|---------------|---------------------|
| 1. Redondeada | 6. Doble emarginada |
| 2. Truncada | 7. Forma de s |
| 3. Furcada | 8. Confluente |
| 4. Punteada | 9. Asimétrica |
| 5. Emarginada | 10. Sin caudal |

